

# Conservation des communautés coralliennes face au réchauffement climatique : le cas des îlots du lagon Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie

Mémoire de projet de fin d'études pour l'obtention du diplôme d'ingénieur agronome, spécialité **Qualité de l'Environnement et Gestion des Ressources**, délivré par l'École Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse.



Du 01/02/13 au 31/07/13

À l'Institut de Recherche pour le Développement de Nouméa, Unité 227 CoReUs

Réalisé par Marilyn DEAS

Encadré par Serge ANDREFOUET et Fanny HOULBREQUE

Rapporteurs : R. Teisserenc et S. Jean

## ***Remerciements***

Ce stage a été partiellement soutenu par le Labex Corail auquel appartient le laboratoire CoReuS, dont je remercie toute l'équipe et particulièrement la directrice Claude Payri pour son accueil. J'aimerais également remercier mes superviseurs Serge Andréfouët et Fanny Houlbreque pour leur encadrement et leurs conseils pendant ces 6 mois.

Un grand merci au Dr. Ray Berkelmans, de l'Australian Institute of Marine Sciences, qui a contribué à l'identification des genres coralliens et à l'évaluation de leur sensibilité au stress thermique. Son expertise avisée a constitué une aide précieuse pour cette étude.

Enfin, j'ai bénéficié de nombreux travaux antérieurs à mon stage: les travaux de vérité terrain (2010-2011) de la plupart des Ilots du nord ont été possibles grâce au projet ANR-INTERFACE. Le prétraitement des images et photo-aériennes des ilots du Lagon Nord a été réalisé par Julie Scopélitis dans le cadre du projet INTERFACE. La vérité terrain des Ilots du Sud a été acquise lors de la campagne ILOT-SUD à bord du N/O Alis en Juillet 2011. Je remercie toutes les personnes et équipages qui ont contribué à ces acquisitions. Les images satellites de Larégnère et Signal ont été acquises par le programme Zoneco.

# TABLE DES MATIÈRES

I.	Introduction .....	1
II.	Matériel et méthodes .....	6
2.1.	Site d'étude : les îlots coralliens du lagon Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie .....	6
2.2.	Description et cartographie des communautés coralliennes .....	10
2.2.1.	Acquisition des données et typologie des communautés .....	10
2.2.2.	Cartographie des récifs de chaque îlot .....	11
2.3.	Paramétrage de la sensibilité au stress thermique .....	13
2.3.1.	Sensibilité de chaque genre corallien .....	13
2.3.2.	Paramétrage de la sensibilité totale des communautés .....	13
2.3.3.	Calcul du score pour des assemblages de communautés .....	14
2.4.	Planification du réseau d'AMP .....	15
2.4.1.	Principes de fonctionnement du logiciel Marxan .....	15
2.4.2.	Paramétrage du design .....	16
III.	Résultats .....	19
3.1.	Cartographie des communautés coralliennes .....	19
3.1.1.	Détails de la typologie .....	19
3.1.2.	Carte simplifiée des communautés dominantes .....	20
3.2.	Sensibilité des communautés coralliennes .....	25
3.2.1.	Exemples de scores de sensibilité au stress thermique, par genre corallien .....	25
3.2.2.	Analyse de la répartition de la sensibilité au stress thermique .....	26
3.3.	Réseau d'Aires Marines Protégées .....	27
3.3.1.	Cartographie du réseau .....	27
3.3.2.	Satisfaction des objectifs de conservation .....	30
3.3.3.	Analyse du réseau .....	30
IV.	Discussion .....	32
4.1.	Intérêts de l'étude .....	32
4.2.	Critique de la typologie .....	33

4.3.	Cartographie des communautés.....	33
4.3.1.	Évaluation de la cartographie.....	33
4.3.2.	Cartographie et sensibilité au stress thermique.....	34
4.4.	Planification du réseau.....	34
4.4.1.	Satisfaction des objectifs de conservation.....	34
4.4.2.	Cartographie simplifiée utilisée.....	35
4.4.3.	Répartition du réseau d'AMP.....	35
4.4.4.	Importance relative du paramétrage du design.....	35
4.5.	Perspectives : Optimisation du réseau d'AMP.....	36
V.	Conclusion.....	38

## **TABLE DES ILLUSTRATIONS**

Figure 1 :	Le blanchissement corallien.....	2
Figure 2:	Cadre conceptuel de la vulnérabilité au réchauffement climatique.....	4
Figure 3:	Carte de situation générale du Lagon Sud-ouest calédonien, et localisation des îlots étudiés.....	7
Figure 4 :	Illustration des 8 îlots Nord étudiés.....	8
Figure 5:	Illustration des 8 îlots Sud étudiés.....	9
Figure 6:	Exemple de communautés coralliennes.....	11
Figure 7:	Illustration des étapes du processus cartographique de l'îlot Signal.....	12
Figure 8 :	Exemple du maillage utilisé, îlot Signal.....	17
Figure 9:	Processus de paramétrage des scores de sensibilité au stress thermique.....	18
Figure 10:	Abondance (en %) des genres coralliens et des formes de croissance.....	19
Figure 11:	Cartographie simplifiée des communautés coralliennes dominantes des îlots du Nord, de Ténia à Larégnère.....	21
Figure 12 :	Cartographie simplifiée des communautés coralliennes dominantes pour les îlots Sud, de Uo à Kouaré.....	22
Figure 13 :	Îlot Signal, cartes de sensibilité au stress thermique par polygone et par unité de planification.....	26
Figure 14 :	Valeurs de sensibilité moyennes, minimales et maximales pour chaque îlot.....	27
Figure 15 :	Réseau d'AMP pour les îlots Nord.....	28
Figure 16 :	Réseau d'AMP pour les îlots Sud.....	29
Figure 17 :	Fréquence en pourcentage de chaque groupe d'unités de planification.....	31

Figure 18 : Pourcentage de chaque groupe d'unités inclus dans le réseau d'AMP. ....	31
Tableau 1: Origine et nature des données utilisées .....	10
Tableau 2: Formules d'attribution des scores de sensibilité .....	14
Tableau 3: Codes utilisés pour la typologie des communautés.....	19
Tableau 4 : Description des communautés coralliennes les plus répandues pour chaque unité géomorphologique.....	23
Tableau 5 : Comparaison des deux groupes d'îlots dans la cartographie des communautés...	24
Tableau 6 : Sensibilité au stress thermique. ....	25
Tableau 7. Communautés coralliennes et biotopes pour lesquels l'objectif de conservation n'a pas été atteint.....	30

## GLOSSAIRE

***Acropora*** : Un des genres coralliens les plus abondants et les plus difficiles à identifier au niveau de l'espèce ; les formes de croissances les plus fréquentes sont les formes branchues et tabulaires (voir Porites pour illustration).

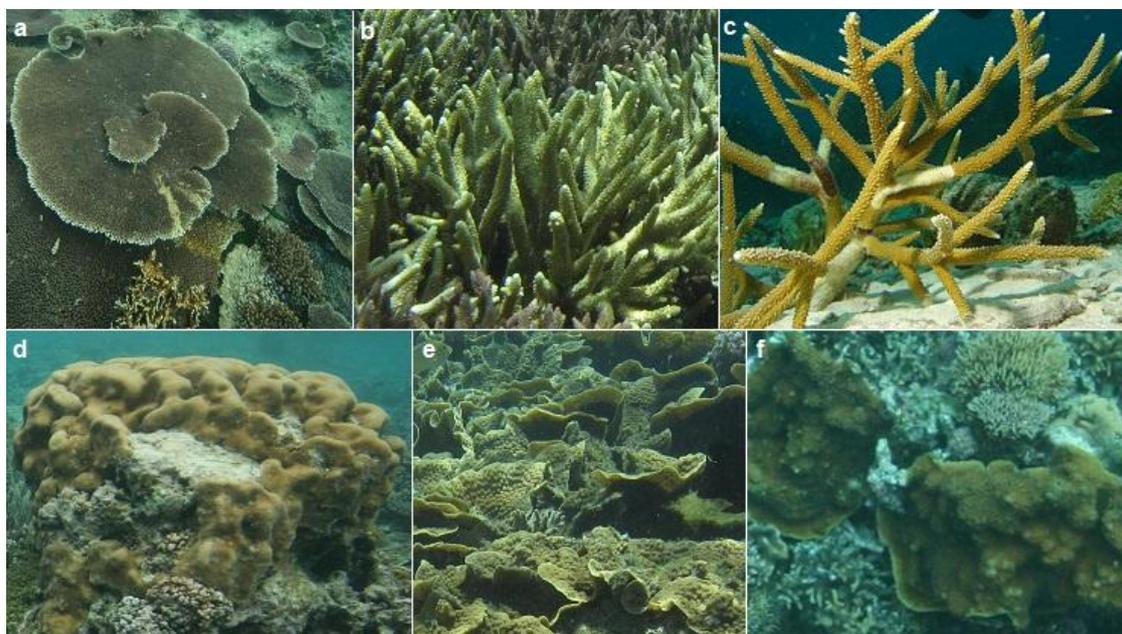
***Biotope*** : Milieu biologique déterminé offrant des conditions d'habitat stables à un ensemble d'espèces animales ou végétales (biocénose).

***Couverture corallienne*** : Surface recouverte par du corail vivant dans un espace donné (en pourcentage).

***Crête*** : Bord extérieur du platier dans la partie hydrodynamiquement la plus exposée, marquant la fin de la surface plane du platier et le début de la partie frontale extérieure profonde du récif (voir Platier pour illustration).

***Éperon-sillon*** : Dans la zone supérieure de la pente, zone rainurée d'évacuation de l'énergie des vagues, présentant des successions de sillons et d'éperons, formant des reliefs verticaux de l'ordre du mètre (dans le cas des îlots).

**Forme de croissance** : Les coraux grandissent selon différentes formes de croissance en fonction des espèces mais aussi de leur environnement. Il en existe un nombre limité, et les plus fréquentes sont les formes branchues, massives ou tabulaires.



Formes de croissance coralliennes principales. a) Tabulaire b) branchue c) branchue ouverte d) massive e) foliacée f) encroûtant

**Îlot corallien** : Surface végétalisée dont le substrat premier est une plate-forme récifale fossile et/ou le résultat de l'accumulation de débris carbonatés issus de l'érosion des coraux, algues calcaires et autres organismes calcifiants vivant sur le récif qui l'entoure. En Nouvelle-Calédonie, l'usage courant inclut souvent le récif et la surface végétalisée dans le nom d'un îlot.

**Medium Scale Approach (MSA)** : Méthode de description rapide semi-quantitative de l'habitat corallien dans des zones de l'ordre de 25m<sup>2</sup>, permettant de décrire la couverture corallienne, les formes de croissance et les substrats présents.

**Pente (externe)** : Partie extérieure d'un récif, en pente plus ou moins prononcée, faisant face à la partie hydrodynamiquement la plus exposée. Aussi appelé Front Récifal. Dans le cas des îlots, la pente s'arrête quand sont atteints les fonds sédimentaires du lagon, le plus souvent entre 2 et 10 m de fond.

**Platier** : Partie peu profonde ou intertidale d'un récif, horizontale, et pouvant abriter des biotopes à sédiments, herbiers ou coralliens suivant le gradient d'énergie hydrodynamique.

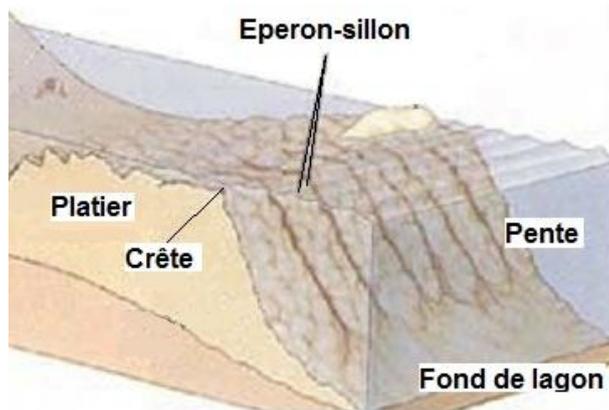


Diagramme type de la disposition des unités géomorphologiques récifales.

*Pocillopora* : Genre corallien fréquent ; forme de croissance la plus fréquente : digitée

*Porites* : Genre corallien fréquent ; forme de croissance la plus fréquente : massive



*Porites* sp.

*Acropora* sp.

*Pocillopora* sp.

Exemple de genres coralliens fréquents

*Terrasse* : Surface corallienne ou sédimentaire plane, en arrière du platier ou en position intermédiaire le long de la pente.

## I. INTRODUCTION

### *Réchauffement climatique*

La teneur de l'atmosphère en CO<sub>2</sub> en juillet 2013 était de 397.23 ppm, soit plus de 95 ppm au-delà des valeurs maximum enregistrées ces 740 000 dernières années (membres de la communauté EPICA 2004) dont 21 ppm d'augmentation les dix dernières années, soit un taux d'augmentation de 2 ppm par an (NOAA 2013). Cette hausse exponentielle de la concentration en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère a des conséquences aujourd'hui bien connues, la principale étant le réchauffement climatique. L'atmosphère et les océans sont liés par des échanges gazeux, et une hausse du carbone atmosphérique se répercute par une hausse de la température de l'atmosphère, puis une hausse de la température des océans dans un laps de temps d'une dizaine à plusieurs dizaines d'années (Veron et al. 2009).

Au cours du 20<sup>ème</sup> siècle, cela s'est traduit par une hausse de 0,74°C de la température globale moyenne des océans. Si le taux d'augmentation de CO<sub>2</sub> se maintient, la barre des 450 ppm sera franchie dès 2030. Ainsi, si les prédictions des modèles climatiques pour les années à venir se révèlent vraies, les océans subiront une hausse de température de l'ordre de 4°C d'ici 2100 dans les scénarios les plus pessimistes et de 1,8°C pour les plus optimistes (IPCC 2007). Dans tous les cas, cette hausse a déjà eu des conséquences désastreuses pour les écosystèmes naturels, en particulier les récifs coralliens (Glynn 1993), et risque de les condamner dans leurs formes et fonctions présentes à terme si la tendance n'est pas ralentie voire inversée dans les prochaines décennies (Meehl et al. 2007).

### *Récifs coralliens et blanchissement*

Les récifs coralliens hébergent 1/3 de la biodiversité marine mondiale (Reaka-Kudla 2001). Ils fournissent également de nombreux services écosystémiques pour l'homme, tels que ressources de pêche dont dépendent des millions de personnes à travers le monde, protection des côtes contre les tempêtes, revenus issus du tourisme ou substances biopharmaceutiques (Costanza et al. 1997). Les récifs sont en partie construits par des colonies de scléactiniaires ou coraux durs, animaux marins composés de milliers de polypes individuels en symbiose avec des micro-algues : les zooxanthelles. Les photosynthétats produits par ces zooxanthelles et transférés à l'organisme hôte fournissent l'apport énergétique et les composés carbonés nécessaires à la production d'un squelette carbonaté, qui va contribuer à la croissance du récif par accréation (Souter and Linden 2000).

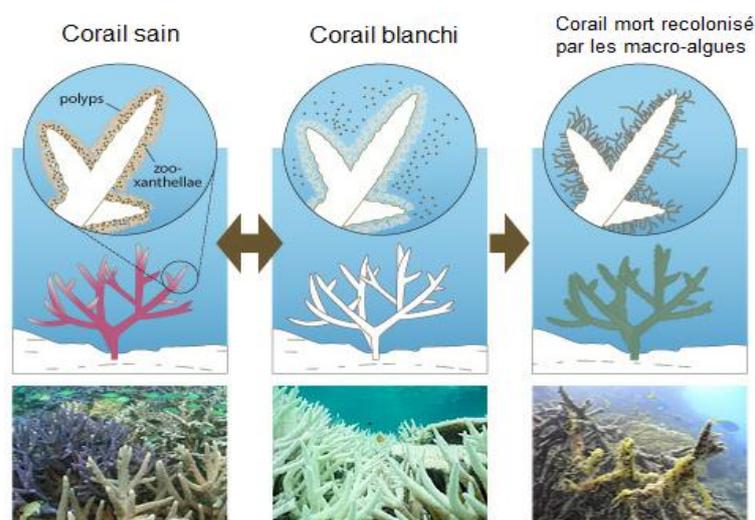
Les coraux sont sensibles aux variations de température, et une hausse prolongée peut provoquer un « blanchissement ». Ce phénomène de blanchissement se traduit par une perte

rapide de couleur des coraux suite à une diminution de la concentration en chlorophylles dans les cellules algales et/ou l'expulsion des zooxanthelles. Les tissus coralliens perdent alors leur coloration, laissant ainsi transparaître la couleur blanche du squelette (Brown, 1997).

L'élévation de la température de surface et un faible hydrodynamisme sont responsables de la plupart des phénomènes de blanchissement (Goreau et Hayes 1994). Ces événements se sont révélés globaux, tels que ceux de 1998 et 2002. Ils ont conduit à de nombreuses études du phénomène notamment sur la Grande Barrière de Corail en Australie (Berkelmans et al. 2004). Les modèles climatiques mondiaux suggèrent que les seuils de tolérance thermique seront franchis plus souvent dans les années à venir, ce qui pourrait entraîner des événements de blanchissement de plus en plus sévères et fréquents (Donner et al 2005).

Le blanchissement génère principalement une croissance et une reproduction réduite (Douglas 2003). Il peut alors être temporaire, ou bien entraîner une mort massive des colonies coralliennes selon l'intensité et la durée du stress, les espèces coralliennes considérées mais aussi selon l'historique des perturbations au niveau du récif (Brown 1997). Ainsi la réponse au stress thermique n'est pas uniforme à travers le récif, et peut varier d'une communauté corallienne à l'autre. Une communauté corallienne est décrite comme un assemblage d'espèces de coraux constructeurs, étant présents dans un environnement géomorphologique récifal spécifique. Elle est intégrée dans une biocénose récifale, qui comprend également les substrats et les espèces animales et végétales évoluant dans le milieu.

L'avenir d'un récif impacté par le blanchissement corallien est donc incertain. Le récif peut parfois se rétablir et revenir à son état de santé initial (Figure 1), on parle alors d'un écosystème « résilient » (Hoegh-Guldberg et al. 2007).



**Figure 1 : Le blanchissement corallien. La double flèche entre les stades sains et blanchis symbolise la possibilité de rétablissement pour l'écosystème. Les coraux morts sont ensuite parfois recouverts durablement par les algues (Great Barrier Reef Marine Park Authority 2013).**

### *Vulnérabilité au stress thermique*

La vulnérabilité d'une communauté corallienne au stress thermique est la probabilité de subir un blanchissement et une mortalité pendant ou à la suite immédiate d'un évènement prolongé de fortes températures (Hoegh-Guldberg 1999). La vulnérabilité a été conceptualisée par Turner et al. (2003) et est adaptée à la vulnérabilité au stress thermique comme une fonction de la probabilité d'être exposé au stress thermique, plus la sensibilité au stress thermique endogène à l'espèce corallienne, moins la capacité adaptative de la communauté, c'est-à-dire sa capacité à résister et à s'adapter au stress (Figure 2).

Parmi les facteurs connus limitant l'exposition à un blanchissement, on trouvera les facteurs physiques limitant localement la hausse de température et l'exposition directe aux UV, tels que profondeur, courants froids, ou encore une topographie complexe limitant l'exposition des colonies (Brown 1997).

La sensibilité au stress thermique endogène d'une communauté corallienne sera fonction de sa composition en différents genres et formes de croissance coralliens (Loya et al. 2001). Des facteurs physiologiques comme la vitesse de croissance et la nature des clades de zooxanthelles présents au sein de la colonie expliqueraient les différences observées entre genres coralliens dans la résistance au blanchissement. En effet, certains clades confèreraient une résistance accrue au stress thermique, originelle ou acquise par acclimations et adaptations à la suite d'évènements de réchauffement passés (Fitt and Warner 1995).

Enfin l'état de santé initial des coraux est important pour la résistance de l'écosystème au stress thermique. Il est lié à la qualité de l'eau, à la disponibilité des nutriments, à la présence de maladies et/ou de compétiteurs et à la fréquence des perturbations antérieures. En effet, les dommages physiques causés entre autres par les cyclones, la pollution, une hyper-sédimentation, et/ou une pression de pêche importante rendraient également les coraux plus sensibles au phénomène de blanchissement en raison du cumul des divers stress et de l'affaiblissement de l'écosystème (Souter and Linden 2000).

De plus, certains coraux possèdent un potentiel d'accoutumance au stress thermique, et peuvent s'adapter localement, notamment en changeant de clade de zooxanthelles pour un clade plus résistant au stress (Guest et al. 2012, Hongo 2012).

Dans notre étude, nous nous intéresserons à un facteur seulement de cette vulnérabilité, la sensibilité endogène des communautés coralliennes au stress thermique.

Vulnérabilité au stress thermique		
Exposition	Sensibilité endogène	Capacité adaptative
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Température</li> <li>- Profondeur</li> <li>- Courants</li> <li>- Réception d'UV...</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Genres coralliens</li> <li>- Formes de croissance</li> </ul> 	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Capacité de recrutement</li> <li>- État de santé</li> <li>- Possibilités d'adaptation</li> <li>- Abondance des compétiteurs et autres stress</li> </ul>

Figure 2: Cadre conceptuel de la vulnérabilité au réchauffement climatique dans lequel s'intègre notre étude (adapté de Turner et al. 2003). Nous nous intéressons ici uniquement à la sensibilité endogène au stress thermique.

### *Perspectives de conservation*

Une action directe sur les causes thermiques du blanchissement n'est envisageable qu'en réduisant les émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, action incontrôlable à l'échelle locale pour le gestionnaire. La conservation des récifs coralliens se concentre en conséquence sur la protection de l'écosystème, par la suppression des stress secondaires locaux (West and Salm 2003, Baker et al. 2008) et le maintien des processus intra et inter-récifs. Les réseaux d'Aires Marines Protégées (AMP) sont potentiellement le meilleur moyen de lutter contre le réchauffement climatique ces dernières années, en favorisant la capacité de l'écosystème à résister aux stress et sa résilience (Hughes et al. 2003, Baskett et al. 2010).

Les AMP sont définies comme des « espaces délimités en mer qui répondent à des objectifs de protection de la nature à long terme. » (Agence des Aires Marines Protégées, 2012). Si elles sont planifiées dans une optique d'optimisation de la résistance aux perturbations, elles doivent permettre (Marshall and Schuttenberg 2006):

- la représentation de la diversité des habitats récifaux et de la diversité spécifique des communautés coralliennes, ainsi que leur réplication, afin de garantir la conservation de la redondance fonctionnelle de l'écosystème, un des facteurs clefs pour favoriser la survie d'un récif impacté.
- de participer au maintien de la bonne santé des récifs par une gestion effective, en protégeant des stress secondaires, notamment par un contrôle de la pêche et en interdisant les pratiques destructives ou néfastes pour la couverture corallienne du récif.
- la conservation de zones "refuges" peu impactée par la hausse des températures, de part la composition en communautés coralliennes résistantes et des conditions environnementales

locales favorables. Pour que ces zones refuges soient effectives, il est aussi nécessaire de les protéger efficacement des stress anthropiques. Elles constituent alors une source de larves potentielles pour recoloniser des récifs blanchis, ainsi qu'une réserve de biodiversité.

- d'assurer la connectivité en amont avec des récifs en bonne santé pour favoriser le recrutement et la dissémination des larves, en fonction des courants.
- d'assurer la connectivité inter-habitats et donc de représenter tous les stades ontologiques de certaines espèces de poissons et d'invertébrés, assurant le maintien d'un bon fonctionnement de l'écosystème.

En résumé, un réseau d'AMP, s'il obéit à certains critères, doit théoriquement permettre d'optimiser la résistance et la résilience de l'écosystème. En particulier, la représentation de la diversité des communautés coralliennes, notamment l'inclusion de communautés coralliennes peu sensibles au stress thermique doit contribuer à cet objectif.

### *Problématique et objectifs*

La Nouvelle-Calédonie n'a pas encore été touchée par des événements de blanchissement massif grâce au bon état de santé global de ses récifs et aux conditions environnementales locales limitant les fortes hausses de température de l'eau. Néanmoins, les projections climatiques laissent penser que ces événements se produiront à plus ou moins long terme (IPCC 2007). Nous nous appuyerons ainsi sur les études réalisées sur la Grande Barrière de Corail en Australie, géographiquement la plus proche des conditions locales calédoniennes, pour paramétrer la sensibilité endogène au stress thermique des communautés coralliennes des îlots du lagon Sud-ouest. Dans un exercice théorique, nous planifierons ensuite un réseau d'Aires Marines Protégées dont l'objectif sera de représenter la diversité des communautés coralliennes et biotopes présents, tout en minimisant la sensibilité au stress thermique. L'intérêt principal de cette approche est ainsi de protéger des zones refuges pouvant être sources de larves pour favoriser le rétablissement des récifs si un événement de blanchissement se produisait (Riegl et Riegl 1996).

Pour cela, notre site d'étude sera limité aux îlots du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Les étapes du travail seront :

- 1) Décrire, suite à des inventaires in situ, une typologie des communautés coralliennes présentes selon leur diversité et leur composition en genre corallien, et ce à l'échelle de quelques mètres,
- 2) Cartographier les assemblages de communautés à l'échelle de quelques dizaines de mètres, grâce à l'outil de télédétection,
- 3) Paramétrer la sensibilité au stress thermique des communautés décrite à l'étape 1, en utilisant la sensibilité endogène de chaque genre corallien telle qu'observée et décrite sur la GBR,
- 4) Cartographier la sensibilité d'assemblages de communautés, à partir des cartes d'assemblages de communautés issues de l'étape 2,
- 5) Paramétrer et cartographier la sensibilité totale rencontrée au sein d'unités spatiales de gestion à l'échelle de l'hectare, qui intègrent donc de fait plusieurs types d'assemblages de communautés
- 6) Enfin, nous proposerons un réseau théorique d'AMP basé sur ces unités de gestion dont l'objectif de conservation sera de préserver la diversité des communautés et biotopes présents dans la zone d'étude tout en minimisant la sensibilité au stress thermique.

## **II. MATERIEL ET METHODES**

### **2.1. SITE D'ETUDE : LES ILOTS CORALLIENS DU LAGON SUD-OUEST DE LA NOUVELLE-CALEDONIE**

La Nouvelle-Calédonie, territoire français situé dans le Pacifique sud-ouest à environ 1500 km à l'est de l'Australie, est entourée de la deuxième plus longue barrière de corail du monde, soit 1600km, délimitant un lagon de 16 000 km<sup>2</sup>. La grande diversité des habitats récifolagunaires et la richesse spécifique qui en découle a permis l'inscription d'une partie du lagon au patrimoine naturel mondial de l'UNESCO en 2008. L'étendue de la Grande-Terre et de son lagon sont à l'origine de conditions environnementales variées (influence océanique et apports terrigènes plus ou moins dominants selon les zones) qui façonnent des habitats marins et des biotopes diversifiés : mangroves, herbiers, milieux coralliens (Kulbicki & Rivaton 1997).

Nous avons choisi de nous intéresser uniquement aux récifs des îlots coralliens du Lagon Sud calédonien. Cet intérêt pour les îlots a été motivé par le fait qu'ils sont un lieu privilégié par les usagers du lagon pour plusieurs activités, et sont donc régulièrement fréquentés et soumis à des pressions importantes. Le lagon Sud-Ouest a été plus particulièrement sélectionné car

plusieurs campagnes de cartographie des habitats récifaux qui y ont été menées entre 2005 et 2012. Le site d'étude s'étend de l'îlot Ténia, le plus au Nord, jusqu'à l'îlot Kouaré, situé le plus au Sud (Figure 3). Un total de 16 îlots coralliens a ainsi été étudié, soit 8 îlots autour de Nouméa et au Nord, (groupe nommé ci-après « îlots du Nord ») (Figure 4) et 8 au sud de Nouméa (groupe nommé « îlots du Sud ») (Figure 5). Le domaine étudié couvre ainsi approximativement 125km de long pour 20km de large, le long d'un gradient Nord-Sud et d'un gradient côte- récif barrière, soumis à des apports terrestres et océaniques différents.

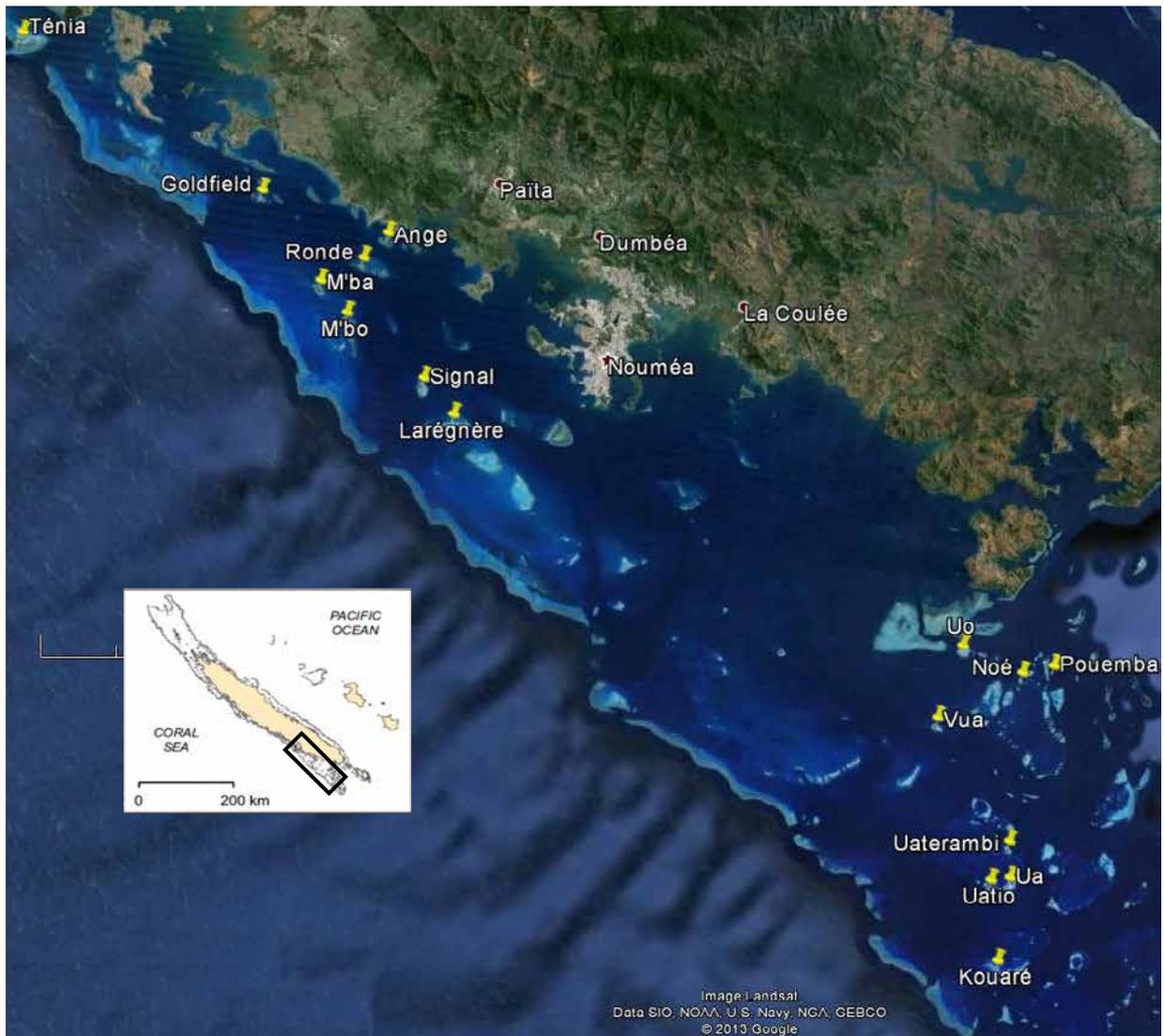


Figure 3: Carte de situation générale du Lagon Sud-ouest calédonien, et localisation des îlots étudiés.

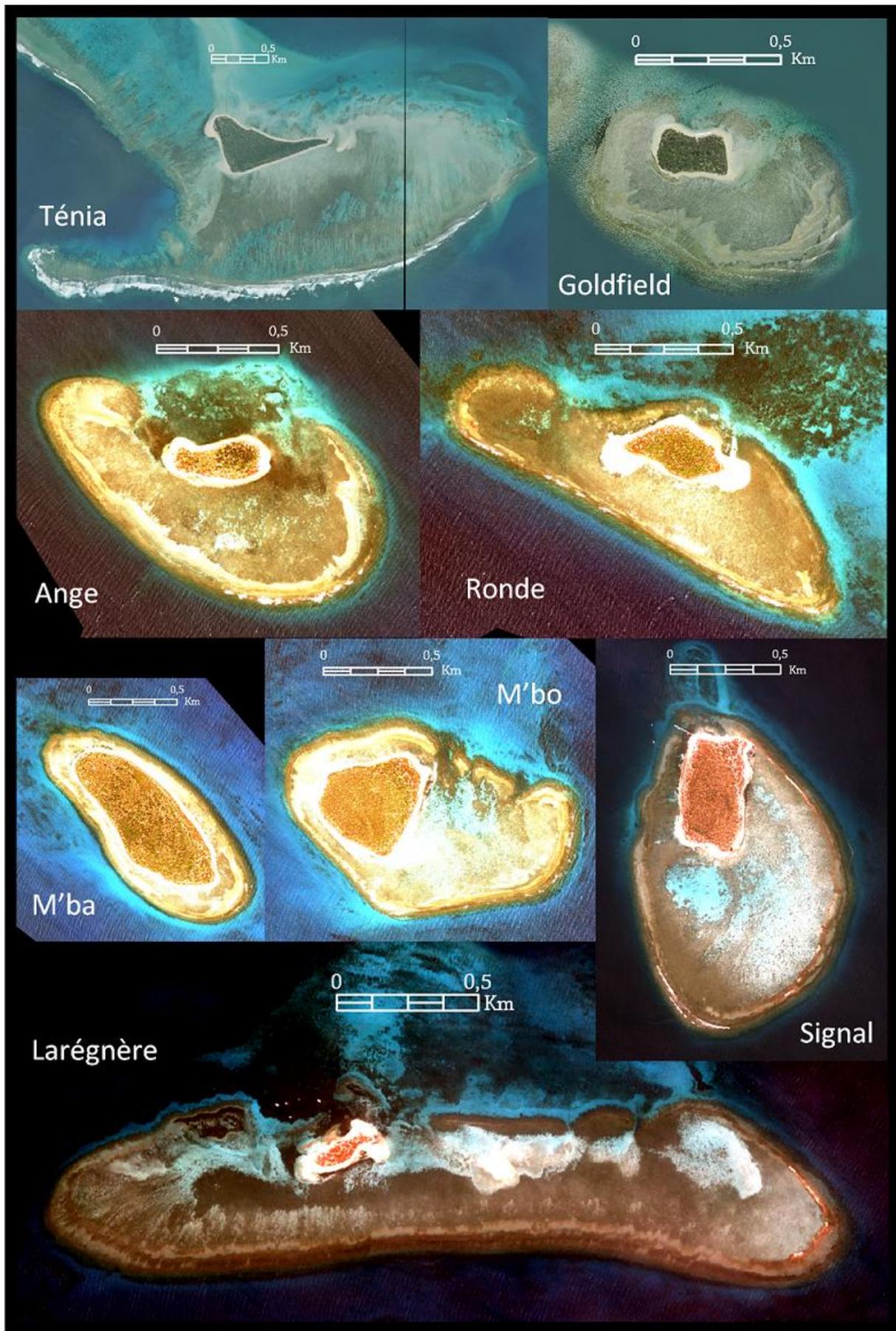


Figure 4 : Illustration des 8 îlots Nord étudiés, à partir des images satellites et photographies aériennes disponibles pour cette étude. Les échelles reflètent les différences de taille entre îlots.

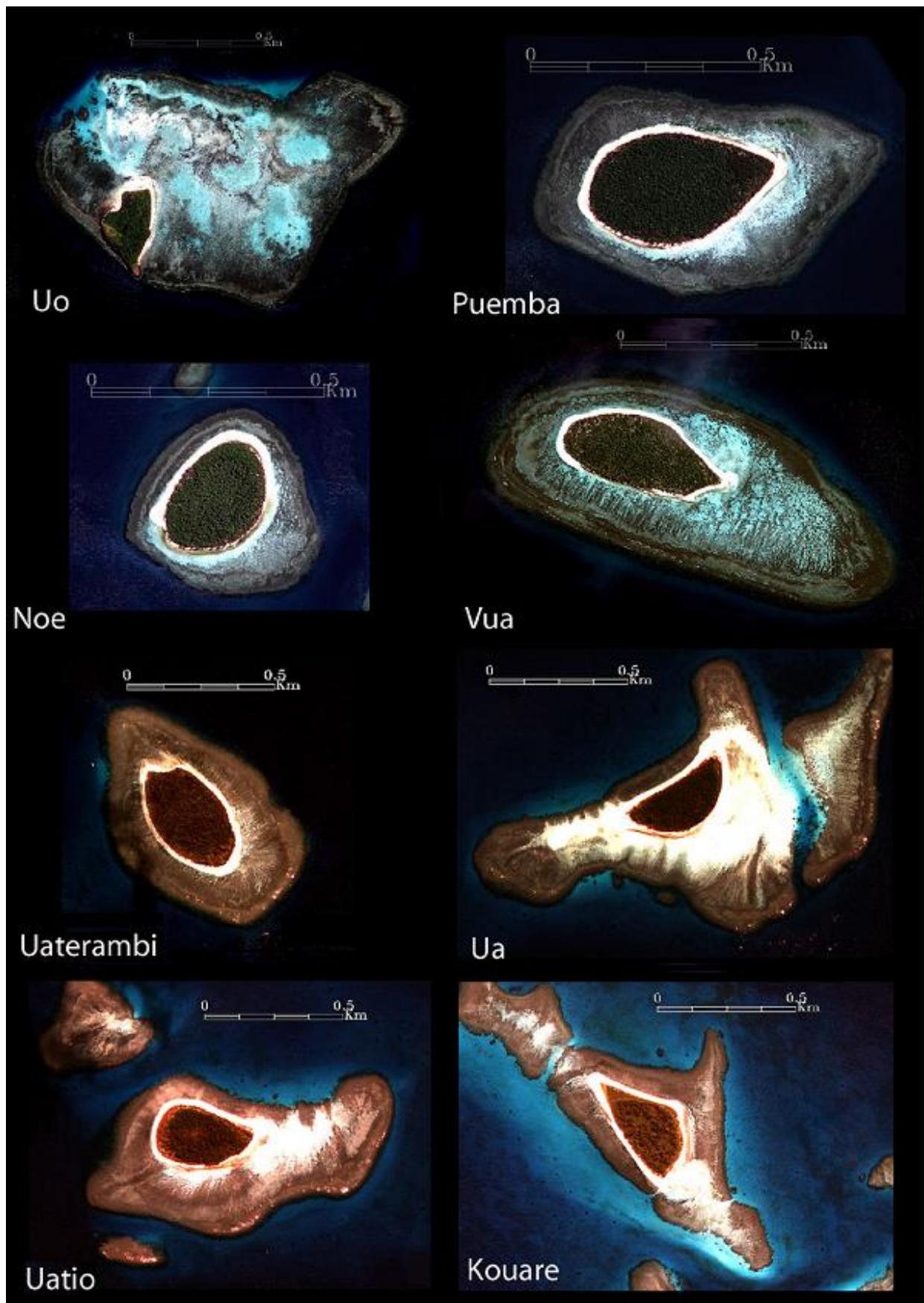


Figure 5: Illustration des 8 îlots Sud étudiés, à partir des images satellites et photographies aériennes disponibles pour cette étude. Les échelles reflètent les différences de taille entre îlots.

## 2.2. DESCRIPTION ET CARTOGRAPHIE DES COMMUNAUTES CORALLIENNES

Les premières étapes de notre étude ont consisté à établir une typologie de communautés coralliennes présentes sur les 16 îlots, puis à cartographier ces communautés à partir des données de télédétection disponibles pour chacun des îlots.

### 2.2.1. Acquisition des données et typologie des communautés

Les observations in situ sont issues de plusieurs campagnes de vérité terrain effectuées pour la cartographie des habitats, et de mon travail de terrain effectué entre mars et avril 2013 (Tableau 1).

**Tableau 1: Origine et nature des données utilisées**

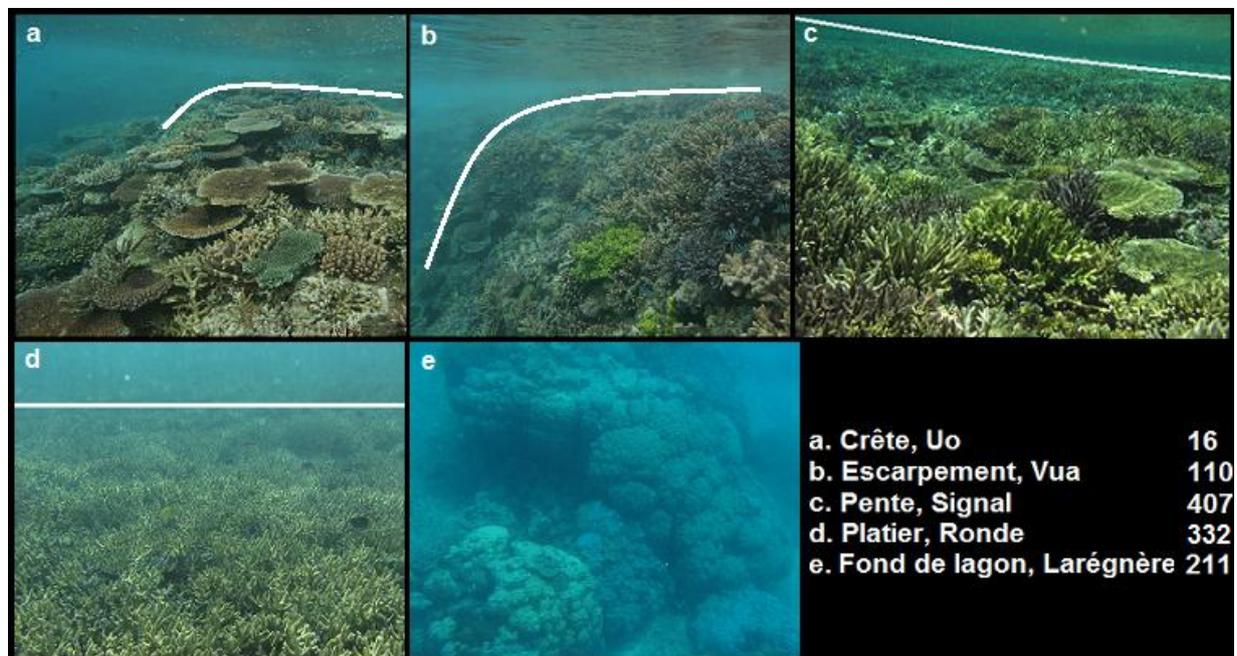
<b>Groupe d'îlots</b>	<b>Nature des données disponibles</b>	<b>Origine des données</b>
Ténia, Goldfield, M'ba, Ronde, Ange, M'bo, Signal	Photographies in situ et cartographie préliminaire disponible	Campagne INTERFACE, 2010-2011
Uo, Pouemba, Noé, Vua, Uaterambi, ua, Uatio et Kouaré	Photographies in situ	Campagne ILOTS SUD, Juillet 2011
Larégnère, Ronde, M'bo	Transects (couverture corallienne) et photographies in situ	Ce stage, Mars-Avril 2013

Sur chaque station visitée sur chacun des îlots, des photographies in situ à intervalles réguliers (environ chaque minute) ont été prises afin de déterminer exhaustivement l'ensemble des communautés présentes. Selon les îlots, 7 à 50 stations ont été nécessaires pour couvrir un ensemble représentatif du récif. Pour les îlots Larégnère, Ronde et M'bo, j'ai aussi effectué des relevés quantitatifs (transects) de couverture corallienne et genres afin de me familiariser avec les communautés présentes et faire le lien entre données quantitatives et photographies in situ.

Ensuite, l'examen de l'ensemble des photographies in situ prises sur des îlots a permis d'identifier les différentes configurations de communautés coralliennes vivantes possibles. Un choix de photographies a été retenu pour illustrer chaque communauté. Par la suite, le travail sur photographies (et préalablement in situ lorsque c'était possible) consiste principalement à décrire les communautés coralliennes par la méthode de la « Medium Scale Approach » (voir

glossaire, Clua et al. 2006) en se concentrant sur les paramètres des colonies de coraux scléactiniaires vivants qui sont : la couverture corallienne, la composition en genres coralliens (ou espèce, si identifiable de façon certaine) et le pourcentage de couverture de chaque genre, et enfin la forme de croissance associée.

Enfin, nous avons attribué chaque communauté à une unité géomorphologique récifale (platier, pente, terrasse, fond de lagon, escarpement, crête ou éperon-sillon), qui correspond à l'unité où elle avait été majoritairement observée sur les îlots (Figure 6). Une communauté type et sa description constituent donc une entrée de la typologie des communautés, à laquelle nous avons associé un code pour l'identifier. Le détail de cette typologie est disponible dans la partie résultats (Tableau 3).



**Figure 6: Exemple de communautés coralliennes, avec leur unité géomorphologique et code typologique. Les traits blancs sont des indicateurs de pente aidant à distinguer les différences entre unités géomorphologiques.**

### 2.2.2. Cartographie des récifs de chaque îlot

Le protocole suivi consiste en plusieurs étapes (Figure 7):

- Etape 1 : la numérisation de polygones à partir d'images satellitaires à très haute résolution Worldview 2, Quickbird 2 ou à partir d'une photographie aérienne, afin de délimiter des groupes de pixels homogènes en couleur et texture à l'image pouvant être potentiellement relié à des communautés de la typologie.
- Etape 2 : pour les polygones pour lesquels on dispose de vérité terrain, c'est-à-dire de photographies, nous avons attribué à chaque polygone les codes des trois principales

communautés coralliennes (ou biotopes) observables dans l'ordre de prédominance observé.

- Etape 3 : enfin, pour les polygones ne disposant pas de vérité terrain mais similaires en couleur et texture à des polygones validés, une généralisation a été effectuée, en affectant les mêmes communautés. On fait donc l'hypothèse ici que pour une même signature à l'image, on retrouvera les mêmes communautés ou biotopes.

Par ailleurs, les biotopes sous marins rencontrés in situ ne comportant pas uniquement des communautés à corail vivant, la cartographie comprend donc également des polygones caractérisés par des substrats abiotiques (sable, débris, corail mort, etc) ainsi que par des biotopes d'algues, d'herbiers ou de coraux mous. Dans la suite, le terme « polygone » désigne donc l'assemblage de communautés coralliennes et de biotopes qu'il contient.

J'ai réalisé les étapes 2 et 3 de ce processus de cartographie pour les îlots du Nord (8 îlots). La cartographie (étapes 1, 2 et 3) des 8 îlots Sud était en revanche mise à disposition, réalisés suivant le même protocole et utilisant la même typologie. J'ai toutefois aussi vérifié la cohérence des cartographies entre le groupe des îlots du Nord et ceux du Sud.

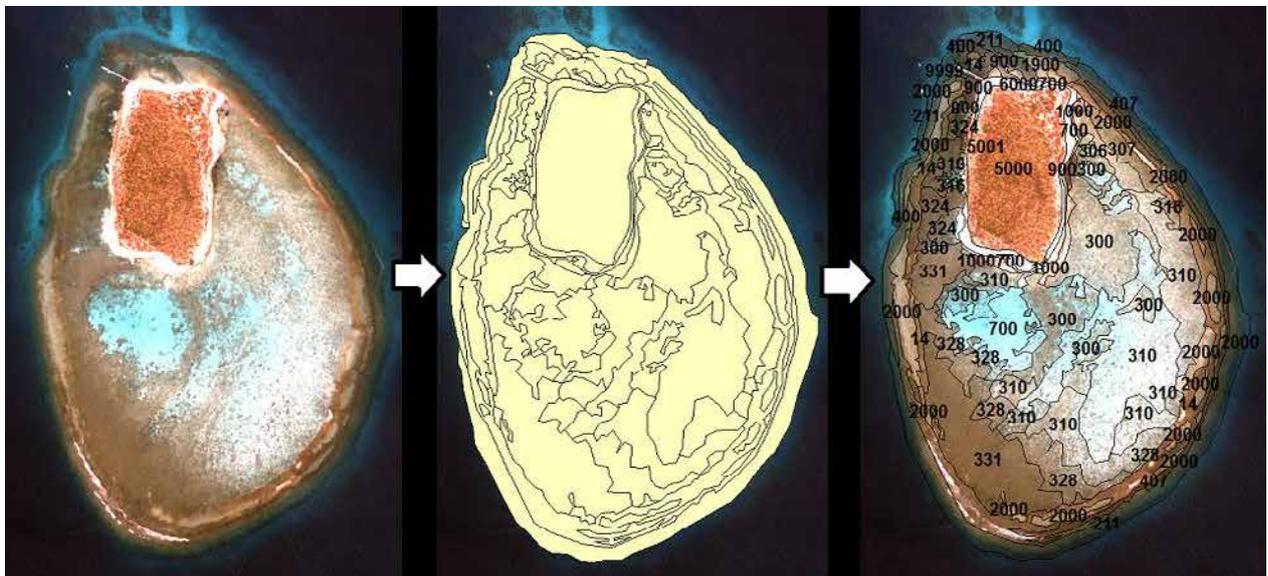


Figure 7: Illustration des étapes du processus cartographique de l'îlot Signal. 1) l'image satellite support, 2) les polygones numérisés suivant les contours de cette image, 3) la carte finale constituée de la superposition des polygones avec l'image et légendes attribuées.

### 2.3. PARAMETRAGE DE LA SENSIBILITE AU STRESS THERMIQUE

Une fois les communautés coralliennes définies, nous avons attribué un score de sensibilité au stress thermique à chacune d'entre elles, sur la base de trois critères :

- 1/ la sensibilité des genres coralliens présents notée  $Vg$ , pondérée par leur abondance respective, notée  $\%g$ ,
- 2/ la sensibilité de la forme de croissance sous laquelle on peut rencontrer ces genres coralliens,
- 3/ la similarité de nos communautés par rapport aux communautés de la GBR pour lesquelles la sensibilité est documentée.

#### 2.3.1. Sensibilité de chaque genre corallien

Pour paramétrer la sensibilité de nos communautés, nous nous sommes appuyés sur les études publiées sur la GBR, ainsi que sur l'expertise du Dr Ray Berkelmans, chercheur à l'Australian Institute of Marine Sciences, avec qui nous avons directement échangé (Berkelmans et Willis 1999). Sa collaboration a été précieuse pour l'identification taxonomique des genres coralliens sur les photographies *in situ*, et pour ordonner la sensibilité au stress thermique de chaque genre suivant une échelle semi-quantitative. Quatre classes de sensibilité ont ainsi été utilisées, calquées sur les sensibilités observées sur les récifs intermédiaires (*mid-shore reef*) de la Grande Barrière de Corail. Ces récifs ont en effet des communautés proches de celles que nous avons rencontrées sur nos îlots, d'un point de vue structurel et environnemental. Nous nous sommes également inspirés des méthodes semi-quantitatives utilisées dans la littérature pour l'établissement de scores de sensibilité corallienne (Marshall & Baird 2000, Maina et al. 2008, Ateweberhan et al. 2013). Les classes de sensibilité au stress thermique que nous avons finalement définies sont « Faible », « Modérée », « Haute » et « Très haute », correspondant respectivement à des score semi-quantitatifs de sensibilité de 1, 2, 3 et 4.

#### 2.3.2. Paramétrage de la sensibilité totale des communautés

Une fois un score  $Vg$  attribué à chaque genre corallien, nous avons calculé un score global de sensibilité pour chaque communauté décrite dans notre typologie, noté  $Vc$ . Pour chaque communauté, on calcule ainsi la moyenne des scores des genres  $i$  présents pondérés par leur proportion en pourcentage  $\%g$  dans cette communauté, soit:

$$V_{c_i} = \sum(Vg_i * \%g_i) \quad (1)$$

### 2.3.3. Calcul du score pour des assemblages de communautés

Nous rappelons ici que la cartographie aboutit à un ensemble de polygones radiométriquement homogènes à l'intérieur de leurs frontières, mais pouvant contenir plusieurs des communautés coralliennes que nous avons inventoriées, ainsi que d'autres biotopes non coralliens n'ayant pas de score de sensibilité.

Pour donner un score de sensibilité noté  $V_p$  à un polygone constitué par des communautés de sensibilités différentes, nous avons attribué un score en fonction des scores  $V_c$  des communautés individuelles présentes dans le polygone mais pondérés par leurs dominances  $\%c$ . Ces dominances ont été renseignées suivant trois champs attributaires renseignant chacun des polygones de la cartographie pour chaque îlot. Ces trois champs traduisent la dominance respective des 3 principales communautés ou biotopes.

Les polygones contenant uniquement du corail vivant obtiennent un score reflétant les scores des communautés dont ils sont composés en fonction de leur abondance. Les polygones dominés par des biotopes autres (débris, herbiers, etc...) mais contenant également des communautés à corail vivant ont également reçu les scores des communautés coralliennes, mais pondérés différemment selon leur dominance (voir tableau 2). Enfin, les polygones ne comprenant pas une portion significative de communautés à corail vivant se sont vus attribués un score arbitraire de 5 en dehors de notre échelle de sensibilité pour faciliter la suite de l'étude et le design d'AMP (voir ci-après). Le tableau 2 présente les proportions utilisées pour l'attribution du score de sensibilité, qui sont fonction des dominances renseignées de chaque communauté présentes dans l'habitat.

**Tableau 2: Formules d'attribution des scores de sensibilité pour chaque polygone en fonction de la dominance des communautés coralliennes.  $V_{ci}$  est le score de la communauté  $i$ , les  $\%c$  sont les constantes attribuées, variant de 0.1 à 0.8 en fonction des différentes configurations Com1, Com2 et Com3. La somme de ces  $\%c$  doit toujours être égale à 1.**

Ordre de dominance			Calcul du score $V_p$
Com 1	Com 2	Com 3	
Corail	Corail	Corail	$0.6 * V_{c1} + 0.3 * V_{c2} + 0.1 * V_{c3}$
Corail	Corail	<i>Autre</i>	$0.6 * V_{c1} + 0.4 * V_{c2}$
Corail	<i>Autre</i>	Corail	$0.8 * V_{c1} + 0.2 * V_{c3}$
<i>Autre</i>	Corail	<i>Autre</i>	$V_{c2}$
<i>Autre</i>	<i>Autre</i>	Corail	5

Une fois la sensibilité de chaque polygone cartographiée, nous avons donc pu utiliser ces produits pour planifier le réseau d'Aires Marines Protégées.

## 2.4. PLANIFICATION DU RESEAU D'AMP

### 2.4.1. *Principes de fonctionnement du logiciel Marxan*

La planification d'une Aire Marine Protégée se fait souvent avec un outil d'aide à la décision dont un exemple est le logiciel Marxan. Il s'agit de logiciels de planification de la conservation permettant d'aider à choisir l'emplacement des aires protégées dans un réseau spatial à partir d'un objectif de conservation défini et d'une fonction de coût qui est à minimiser. Il a pour vocation d'être un outil d'aide à la décision et non d'offrir la solution absolue aux problématiques de conservation, et les résultats doivent être examinés dans cet esprit.

Son utilisation nécessite de structurer la zone à conserver en une grille d'unités de planification, qui peuvent être de formes variées, généralement carrés ou hexagonales. Le fonctionnement du logiciel repose sur un algorithme qui résout une fonction d'objectif, décrivant la cible de conservation et les coûts associés à chaque unité de l'espace à conserver. L'objectif est de minimiser cette fonction, afin de sélectionner les unités de planification répondant le mieux à la contrainte de conservation tout en minimisant les coûts engendrés par le réseau. Ces coûts sont renseignés par unité de planification, et peuvent être des coûts d'acquisition, de gestion de la réserve, ou encore des coûts d'opportunité. Dans notre étude, nous utiliserons comme contraintes de coût les scores de sensibilité attribués. Ainsi, le logiciel cherchera à favoriser les communautés ayant les scores de sensibilité les plus faibles, c'est-à-dire les moins sensibles au réchauffement climatique.

Marxan est d'un fonctionnement simple, les principaux apports de l'utilisateur sont les fichiers de données entrants sous format texte, comportant :

- Fichier 1 «Hab»: la description de la cible de conservation, c'est à dire la liste des biotopes et communautés coralliennes à conserver et la surface correspondante à inclure dans le design pour satisfaire les objectifs de conservation.
- Fichier 2 «PU» : la description des unités de planification structurant la surface à conserver, c'est-à-dire la liste de ces unités de planification et le coût de chaque unité.
- Fichier 3 «PUvsHab» : le lien entre les unités de planification et cette cible, c'est-à-dire la surface des biotopes et communautés comprises dans chaque unité.

Ces 3 fichiers sont essentiels au fonctionnement de l'algorithme, et nous utiliserons également un 4<sup>ème</sup> fichier optionnel permettant d'ajouter une contrainte de compacité du réseau au design.

#### *2.4.2. Paramétrage du design*

##### **Objectifs de conservation, fichier 1 «Hab »**

Pour le fichier 1 « Hab », nous avons utilisé une cartographie des communautés et biotopes simplifiée, en fusionnant les polygones selon leur communauté dominante. Par exemple, deux polygones dominés par la communauté corallienne 317, et comportant pour l'un également la communauté 331 et pour l'autre 316 se verront réunis dans un seul polygone sous le code « 317 » pour cette cartographie. Ils conserveront néanmoins des scores de sensibilité différents pour le reste du design car le calcul du score de sensibilité prend en compte l'assemblage complet des communautés et biotopes pour chaque polygone. Cette simplification ne modifie pas la surface totale des communautés et biotopes à conserver, mais contraint moins le design et permet de mettre l'accent sur le paramètre de sensibilité au stress thermique.

Nous avons donc fait le choix d'un design dont l'objectif de conservation était de protéger 20% de la surface des communautés coralliennes dominantes, ayant un score de sensibilité entre 1 et 4, et 10% des biotopes dominants autres, dont le score hors échelle de sensibilité est de 5. Ce score de 5 a été attribué empiriquement après plusieurs tests de paramétrage, afin de les distinguer des communautés coralliennes et de limiter leur influence sur le design. Ce score devait nécessairement être en dehors de notre échelle de sensibilité de 1 à 4, mais ne pouvait être nul (un score à 0 et donc un coût nul favorisant l'inclusion dans le design) ni trop élevé car ayant alors trop de poids dans l'algorithme.

##### **Maillage et lien entre cible de conservation et unités de planification, fichier 3 « PUvsSpec »**

La première étape consiste en la création d'un maillage d'unités de planification hexagonales que nous avons fixé à 61m de côté (soit un pas de 100m) superposé à nos polygones (Figure 8). Ce pas a été adapté afin d'être adéquat à la fois à l'échelle de chaque îlot et à l'échelle du lagon Sud-Ouest. Chaque unité peut ainsi recouper plusieurs communautés ou biotopes dominants, et les surfaces respectives de chaque communauté ou biotope par unité de planification sont calculées pour obtenir le fichier 3 utilisé par Marxan.

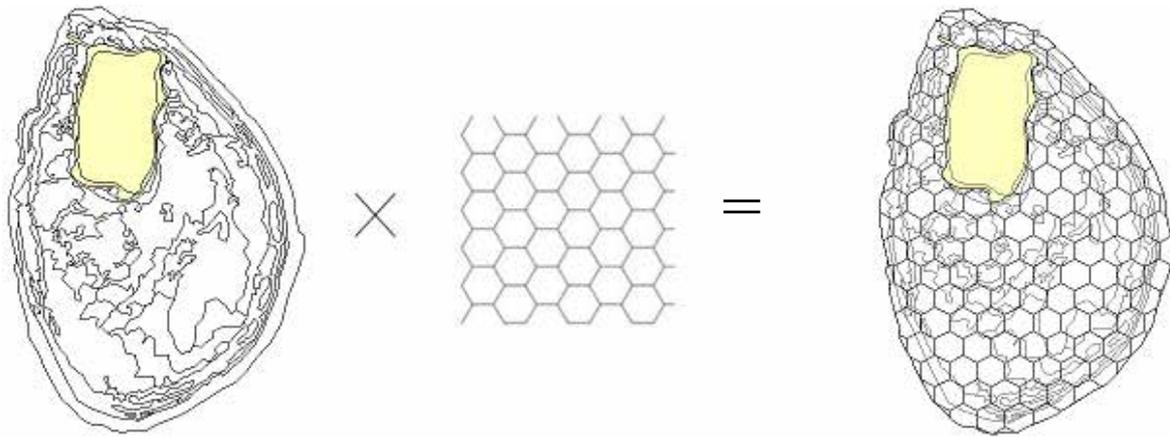


Figure 8 : Exemple du maillage utilisé, îlot Signal

### Calcul du score de sensibilité par unité de planification, fichier 2 « PU »

A chaque unité de planification correspond un coût, permettant de contraindre l'algorithme, qui va sélectionner un ensemble d'unités satisfaisant le mieux les objectifs de conservation tout en minimisant le coût global du réseau. Dans notre étude, le score de sensibilité représente ce coût : plus la communauté est sensible aux hausses de températures, et plus son coût est élevé.

Pour ce calcul, nous utilisons la cartographie complexe la plus complète, où chaque polygone correspond à un assemblage de communautés coralliennes et de biotopes autres. Nous calculons le score de sensibilité de chaque unité de planification, noté  $V_{up}$ , par la moyenne pondérée des scores des polygones recoupés par l'unité.

1. Nous avons attribué un score de 5 aux unités ne comportant que des polygones non coralliens.
2. Lorsque l'unité recoupait des polygones avec du corallien, si des biotopes non coralliens étaient aussi présents ceux-ci n'étaient pas pris en compte dans le calcul. De cette manière, le score n'a pas été faussé et nous avons pu conserver une échelle de sensibilité de 1 à 4. Pour chaque unité de planification, nous avons donc calculé la proportion en surface de chaque polygone corallien sur le total des polygones coralliens, noté  $\%p$ . Le score de l'unité de planification est donc la moyenne des scores  $V_{p_i}$  des polygones coralliens restants, pondérée par leur proportion  $\%p$ .

$$V_{up} = \sum(\%p_i * V_{p_i}) \text{ si } V_{p_i} \in [1,4]. \quad (2)$$

La figure 9 présente un schéma bilan de l'établissement du score final de sensibilité par unité de planification.

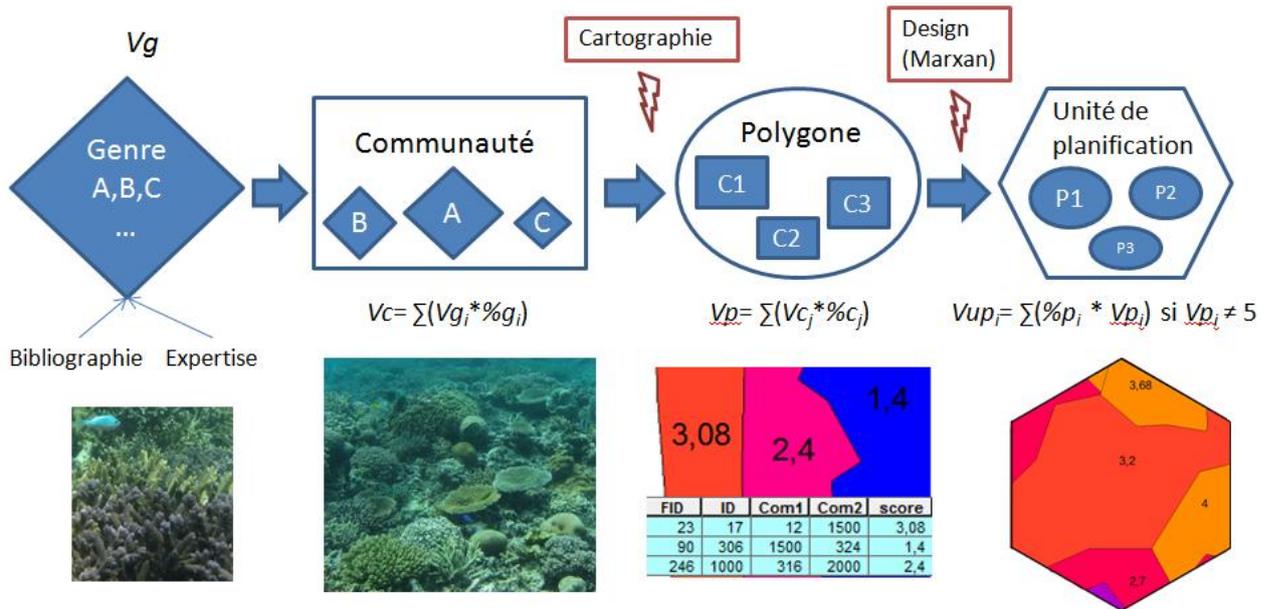


Figure 9: Processus de paramétrage des scores de sensibilité au stress thermique pour le plan de conservation.  $V_g$ ,  $V_c$ ,  $V_p$  et  $V_{up}$  sont les scores de sensibilité à chaque étape,  $\%g$ ,  $\%c$  et  $\%p$  correspondent respectivement aux proportions des genres, communautés et polygones coralliens utilisées pour pondérer les scores.

### Compacité du réseau

Afin d'obtenir un réseau d'AMP réaliste n'étant pas trop dispersé, nous avons ajouté au paramétrage du design un facteur classique de compacité, c'est-à-dire un paramètre supplémentaire diminuant le périmètre total du réseau et donc favorisant la sélection des unités de planification adjacentes. Nous avons empiriquement fixé ce paramètre, nommé « boundary length modifier » à une valeur de 0.05 selon la méthode de Stewart et Possingham (2005).

### III. RESULTATS

#### 3.1. CARTOGRAPHIE DES COMMUNAUTES CORALLIENNES

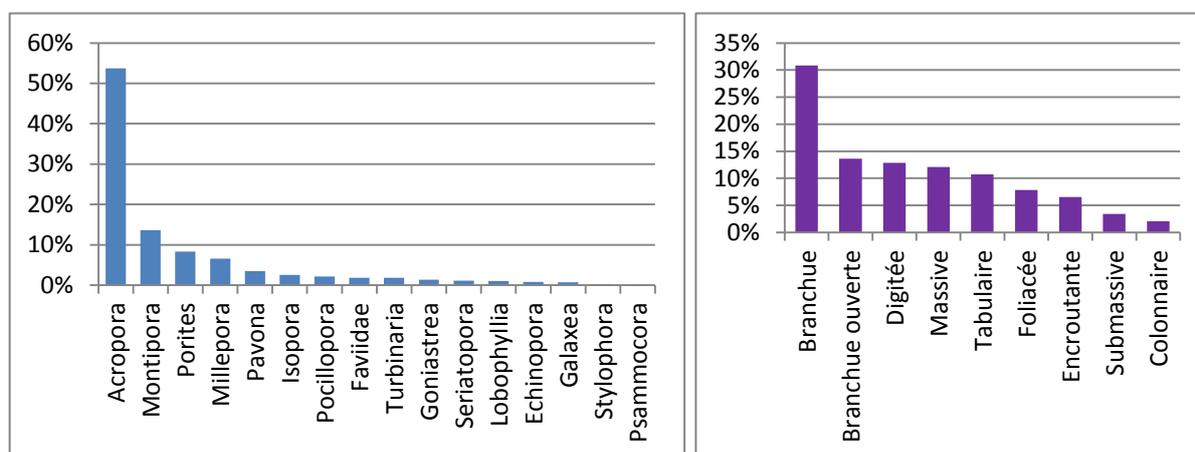
##### 3.1.1. Détails de la typologie

La typologie est constituée de 96 communautés différentes uniques. Il existe également 8 biotopes non coralliens supplémentaires. Les codes utilisés sont présentés dans le tableau 3.

**Tableau 3: Codes utilisés pour la typologie des communautés, présentés par unité géomorphologique. La typologie complète est disponible en format excel sur demande.**

Unité géomorphologique	Nombre de codes	Codes utilisés
Crête	13	1 - 17
Escarpeement	16	100-116
Fond de lagon	15	200-217
Platier	29	300-334
Pente	12	400-411
Éperon-sillon	5	500-504
Terrasse	6	600-605
Autres (non corallien...)	8	700; 900; 1000; 1500; 1900; 2000; 3000 ; 3500

Au total, 9 formes de croissance (branchue, branchue ouverte, foliacée, massive, submassive, colonnaire, tabulaire, digitée, encroûtant), 15 genres coralliens (*Acropora*, *Echinopora*, *Galaxea*, *Goniastrea*, *Isopora*, *Lobophyllia*, *Millepora*, *Montipora*, *Pavona*, *Pocillopora*, *Porites*, *Psammocora*, *Seriatopora*, *Stylophora*, *Turbinaria*) et une famille (Faviidae, pour laquelle les différents genres visibles sur les photographies in situ n'ont pas pu être déterminés) sont présents dans notre typologie (Figure 10).



**Figure 10: Abondance (en %) des genres coralliens et des formes de croissance au sein de notre typologie**

Le genre corallien dominant très largement sur l'ensemble du site est *Acropora* qui représente 54% du total des genres présents. Il se décline sous les formes de croissance branchues (compact et ouverte), digitée et tabulaire, qui sont les formes de croissance les plus fréquentes, représentant respectivement 30,8%, 14%, 12,9% et 12,7% du total des formes de croissance. La forme massive est également bien représentée avec 12% du total. Elle correspond principalement au genre *Porites* (8,3% du total) et à la famille Faviidae (1,9% du total). Les quatre genres principaux, *Acropora*, *Montipora*, *Porites* et *Millepora* représentent 82,3% de tous les genres à eux seuls.

### 3.1.2. Carte simplifiée des communautés dominantes

Les figures 11 et 12 présentent la cartographie simplifiée complète des îlots étudiés. Pour rappel, les communautés apparaissant en légende sont les communautés dominantes pour chaque polygone, alors que chaque polygone est potentiellement représenté par 3 communautés. Nous avons donc construit le réseau en considérant les communautés dominantes au sein de chaque polygone, et généralisé la surface de chaque communauté dominante à la surface du polygone. Ceci implique que certaines communautés n'apparaissent jamais dans cette cartographie si elles ne sont jamais dominantes.

La cartographie initiale des assemblages de communautés par polygone, qui a été utilisée pour définir les scores de sensibilité par polygone, est visuellement extrêmement semblable, car sa complexité est renseignée dans les champs attributaires. Nous avons fait le choix ci-après de commenter et montrer la cartographie simplifiée car c'est celle utilisée pour la planification du réseau.

L'ensemble de la cartographie prend ainsi en compte 89 communautés coralliennes dominantes, substrats, algueraies et herbiers pour une surface totale tout îlot confondu s'élevant à 12,46 km<sup>2</sup>.

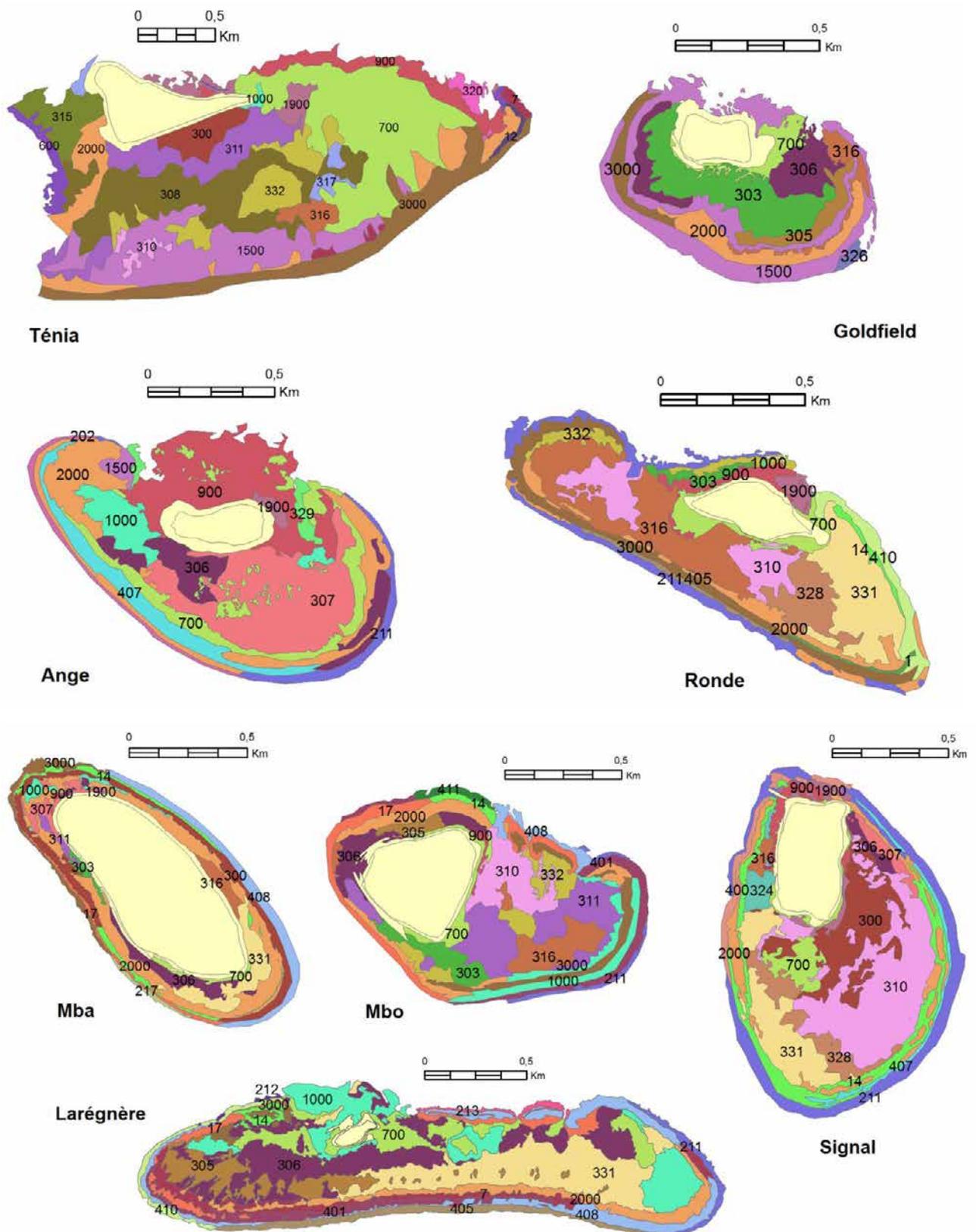


Figure 11: Cartographie simplifiée des communautés coralliennes dominantes des îlots du Nord, de Ténia à Larégnère.

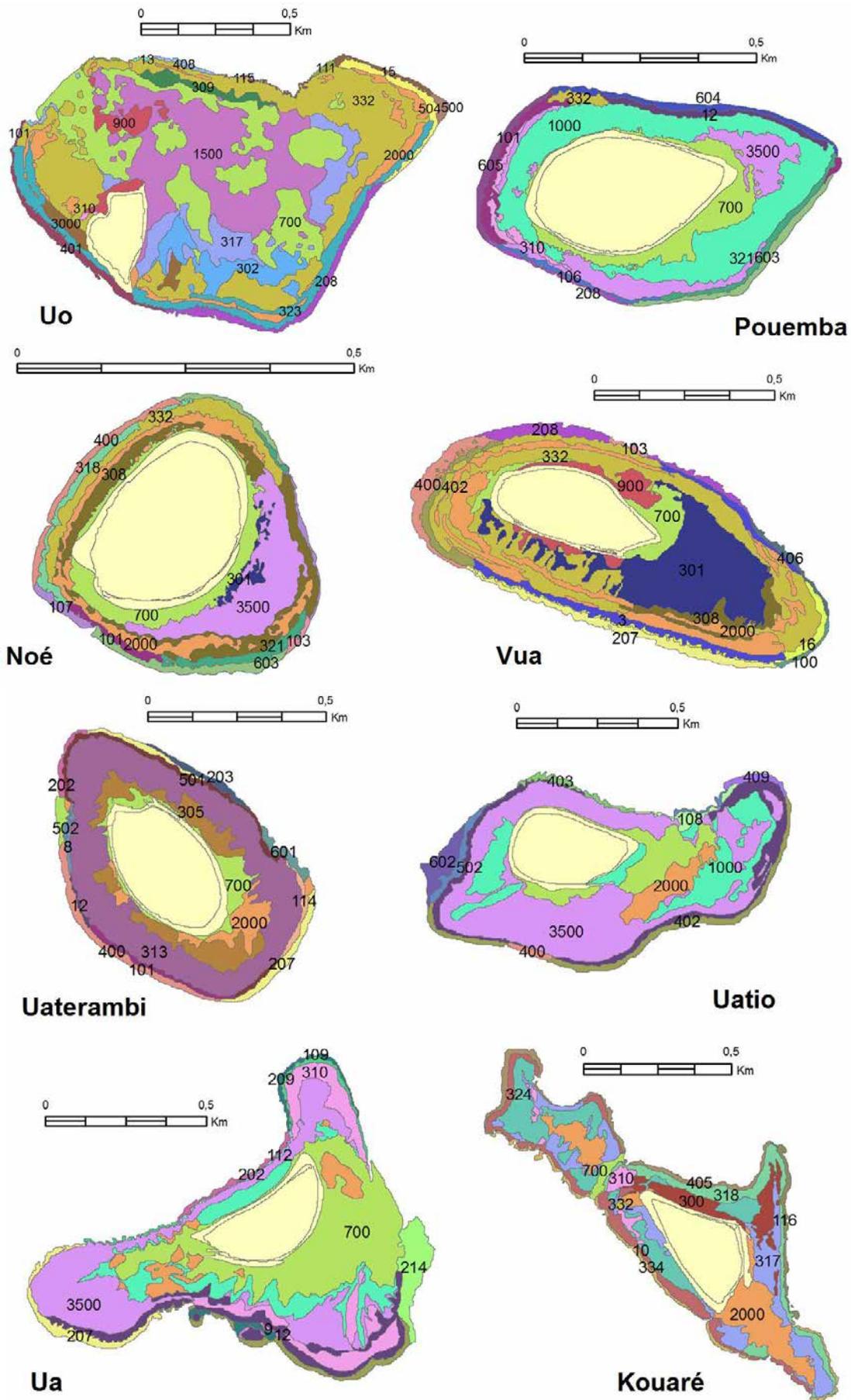


Figure 12 : Cartographie simplifiée des communautés coralliennes dominantes pour les îlots Sud, de Uo à Kouaré.

## Analyse générale de la cartographie

Les communautés coralliennes représentent 57,2% de la surface totale de la cartographie, tout îlot confondu. Les autres biotopes en représentent donc une part conséquente.

Les biotopes sédimentaires sableux (code 700), présents sur tous les îlots, couvrent la surface la plus importante avec 1,51 km<sup>2</sup> (12,11% du total). Les biotopes sédimentaires à débris (code 2000), également présents sur tous les îlots, sont en seconde position avec 1,07 km<sup>2</sup> (8,63%). Les biotopes à coraux mous dominants (code 1500) représentent la troisième surface la plus importante avec 0,8 km<sup>2</sup> (6,38%). Ils sont très présents sur l'îlot Ténia, l'îlot Goldfield et l'îlot Uo. Les algueraies et les biotopes dominés par du corail mort représentent respectivement 4,26% et 4,17% de la surface totale. Les algueraies sont présentes sur presque tous les îlots, mais peuvent être très différentes, par exemple des fonds à algues vertes *Halimeda* ou des fonds à algues brunes *Sargassum* ou *Padina*. On trouve du corail mort principalement dans les îlots du Nord.

La communauté corallienne 332 est la plus étendue, mais vient donc seulement en 4<sup>ème</sup> position en termes de surface. Il s'agit d'une communauté de platier composée uniquement d'*Acropora* branchus. Elle couvre 5% de la surface totale soit 0,64 km<sup>2</sup>, et est présente sur la moitié des îlots, c'est-à-dire sur Ténia, Ronde, Mbo, Uo, Noé, Vua, Pouemba et Kouaré. Il s'agit d'une communauté sensible avec un score de 3. Le tableau 4 présente les communautés coralliennes les plus représentées au sein de chaque autre unité géomorphologique.

**Tableau 4 : Description des communautés coralliennes les plus répandues pour chaque unité géomorphologique. La colonne « Prop » correspond au pourcentage que représente une communauté sur l'ensemble de la cartographie. La colonne « unité géo » à l'unité géomorphologique.**

Unité géo	Code	Surface (km <sup>2</sup> )	Prop (%)	Composition	Îlots	Score
Fond de lagon	211	0,26	2,08	<i>Porites</i> massif	Ange, Ronde, Mbo, Signal, Larégnère	2
Pente	408	0,2	1,63	<i>Acropora</i> branchus ouverts	Mbo, Mba, Larégnère, Uo	4
Crête	14	0,15	1,24	<i>Acropora</i> branchus	Ronde, Mba, Mbo, Signal, Larégnère	3
Terrasse	600	0,07	0,56	<i>Montipora</i> foliacés	Ténia	2
Escarpe ment	101	0,015	0,12	<i>Acropora</i> branchus (55%) et digités (35%) <i>Millepora</i> branchus (10%)	Uo, Pouemba, Noé, Uaterambi	3,1
Eperon-Sillon	504	0,013	0,11	<i>Acropora</i> branchus ouverts (70%) et tabulaires (30%)	Uo	4

Les communautés coralliennes de platier sont les plus présentes, car le platier est également l'unité géomorphologique la plus étendue.

Compte tenu de la typologie utilisée et de la représentation ne tenant compte que des communautés dominantes au sein de chaque polygone, la communauté corallienne apparaissant comme la plus rare est la communauté de crête 13. Elle couvre 588m<sup>2</sup> soit 0,005% de la surface totale. Elle est composée d'*Acropora* branchus (40%), digités (35%), tabulaires (15%) et de *Pocillopora* branchus (10%) pour un score de sensibilité de 3,25.

De manière générale, plus les communautés sont complexes et contiennent un nombre important de genres coralliens, plus elles sont rares puisque l'assemblage précis des genres se répète moins souvent.

### Comparaison entre les deux groupes d'îlots

Ces résultats varient selon que l'on s'intéresse aux îlots du Nord (Ténia jusqu'à Larégnère) ou du Sud (de Uo à Kouaré)(Tableau 5).

**Tableau 5 : Comparaison des deux groupes d'îlots dans la cartographie des communautés.**

Critère	Groupe Nord	Groupe Sud
Surface totale (km <sup>2</sup> )	9,27	3,19
Proportion de corail vivant	62,33%	54,18%
Nombre de communautés coralliennes	34	58
Communautés en commun	202, 300, 305, 308, 310, 317, 324, 332, 400, 401, 405, 408, 700, 900, 1000, 2000	
Biotope dominant (% de la surface totale)	Débris (code 2000), 12,19%	Dalle (code 3500), 16,32%
Communauté corallienne dominante (composition, % de la surface totale)	306, platier, <i>Montipora</i> branchus (80%) et <i>Acropora</i> branchus (20%), 6,59%	332, platier, <i>Acropora</i> branchus, 10,19%

On remarque donc que dans une surface trois fois plus petite, les îlots du Sud concentrent presque deux fois plus de diversité au niveau des communautés, alors même que leur couverture en corail vivant est un peu plus faible. Il n'y a que 12 communautés coralliennes en commun entre les deux groupes sur 81 communautés présentes, soit 14,8%.

On a donc une forte variation spatiale de la dominance des communautés, mais pas nécessairement des genres coralliens qu'elles contiennent. Si l'on examine en détails les 3 communautés dominantes pour chaque groupe d'îlots (306, 300 et 331 pour le groupe Nord ; 332, 301 et 313 pour le groupe Sud), on constate que ce sont toutes des communautés de platier, dominées par des *Acropora* branchus. Les *Montipora* branchus sont toutefois quasiment absent des Ilots Sud.

### 3.2. SENSIBILITE DES COMMUNAUTES CORALLIENNES

#### 3.2.1. Exemples de scores de sensibilité au stress thermique, par genre corallien

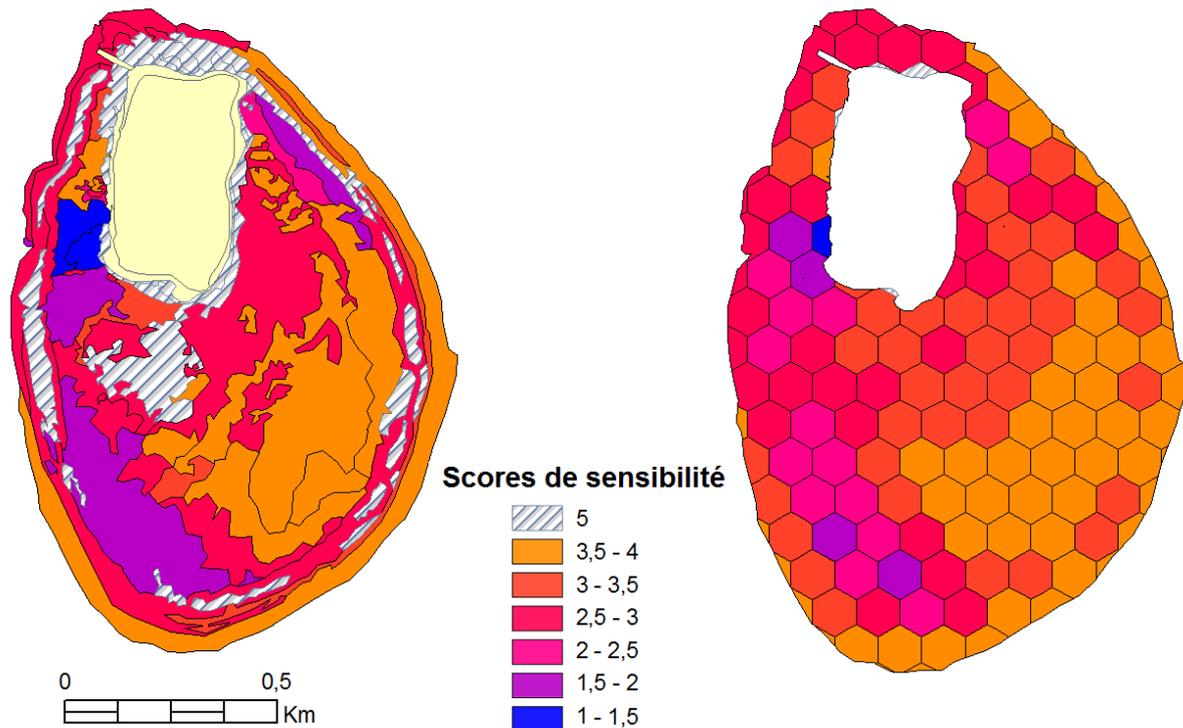
Le tableau 6 présente les scores de sensibilité au stress thermique appliqués pour les quatre principaux genres coralliens, en fonction des formes de croissance qu'ils peuvent emprunter.

**Tableau 6 : Sensibilité au stress thermique et score de sensibilité attribués pour les quatre principaux genres coralliens de notre typologie.**

Genre corallien	Forme de croissance	Sensibilité	Score
<i>Acropora</i>	Branchue, digitée	Haute	3
	Branchue ouverte, tabulaire	Très haute	4
<i>Montipora</i>	Branchue	Faible	1
	Submassive, encroûtante, foliacée	Modérée	2
<i>Porites</i>	Massive, branchue	Modérée	2
<i>Millepora</i>	Branchue, submassive	Très haute	4

### 3.2.2. Analyse de la répartition de la sensibilité au stress thermique

La figure 13 présente en exemple pour l'îlot Signal la carte de sensibilité au stress thermique par polygone et celle de sensibilité par unité de planification.



**Figure 13 : Ilet Signal, cartes de sensibilité au stress thermique par polygone et par unité de planification. Les polygones ou unités possédant des scores à 5 correspondent à ceux dominés par du non corallien.**

Le passage du score de sensibilité par polygones à celui par unités de planification a tendance à faire disparaître les zones ayant initialement un score à 5, puisqu'elles sont exclues du calcul du score de sensibilité par unité de planification, afin d'éviter de fausser l'échelle de sensibilité.

Pour l'ensemble des îlots, la grille compte 1981 unités de planification, dont 1603 ont un score de sensibilité corallien compris entre 1 et 4, avec une moyenne à 2,85, soit une sensibilité plutôt forte.

Le groupe d'îlots Nord compte 1406 unités dont 1116 dans l'échelle de sensibilité, pour une moyenne de score de sensibilité à 2,77. Le groupe d'îlots Sud ne comporte que 575 unités dont 487 dans l'échelle de vulnérabilité, et le score de sensibilité moyen est 3,04. En moyenne les îlots du Sud sont donc plus sensibles au stress thermique que ceux du Nord (Figure 14).

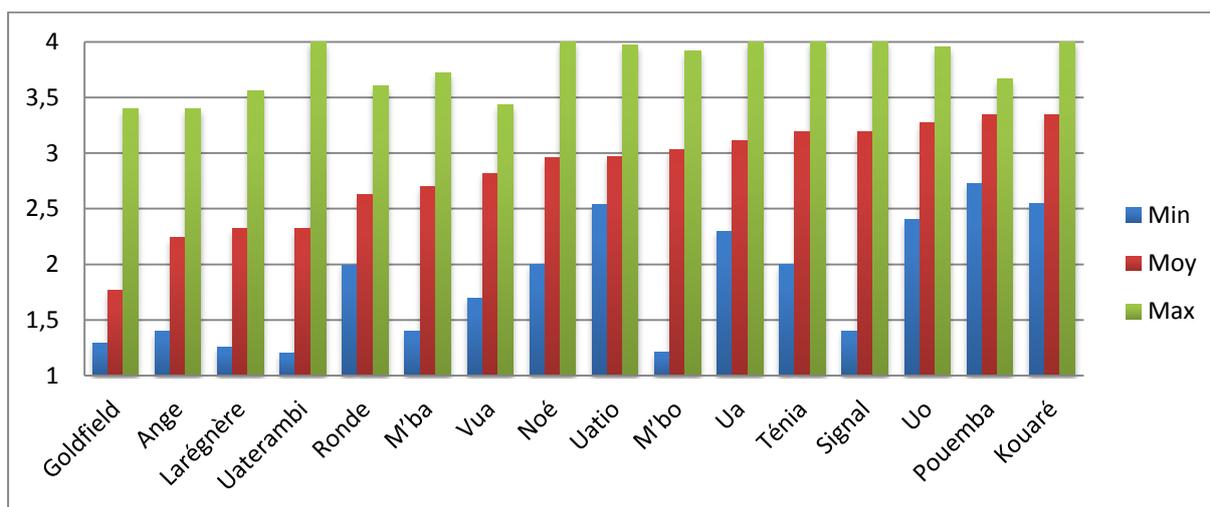


Figure 14 : Valeurs de sensibilité moyennes, minimales et maximales pour chaque îlot, ordonnés du moins sensible au plus sensible.

Les îlots dont les communautés coralliennes sont en moyenne les plus sensibles au stress thermique sont les îlots Pouemba et Kouaré avec un score moyen de 3,34. Celui dont les communautés coralliennes sont en moyenne les moins sensibles est l'îlot Goldfield, dominé par des communautés à *Montipora* branchus, avec 1,77 de score moyen. Certains îlots présentent une variabilité importante de sensibilité qui est un reflet de la diversité de leur communautés, comme Larégnère, Uaterambi, Mbo ou encore Signal (Figure 14).

Dans la partie 3.3, nous présentons le réseau complet d'AMP qui a été sélectionné.

### 3.3. RESEAU D'AIRES MARINES PROTEGEES

#### 3.3.1. Cartographie du réseau

Le réseau complet est présenté en Figure 15 et Figure 16, superposé à la cartographie des sensibilités par polygone. Nous avons considéré le réseau présenté comme le plus satisfaisant d'un point de vue de satisfaction des objectifs de conservation, de répartition spatiale à travers les îlots et de minimisation de la sensibilité, comparativement aux autres réseaux testés.

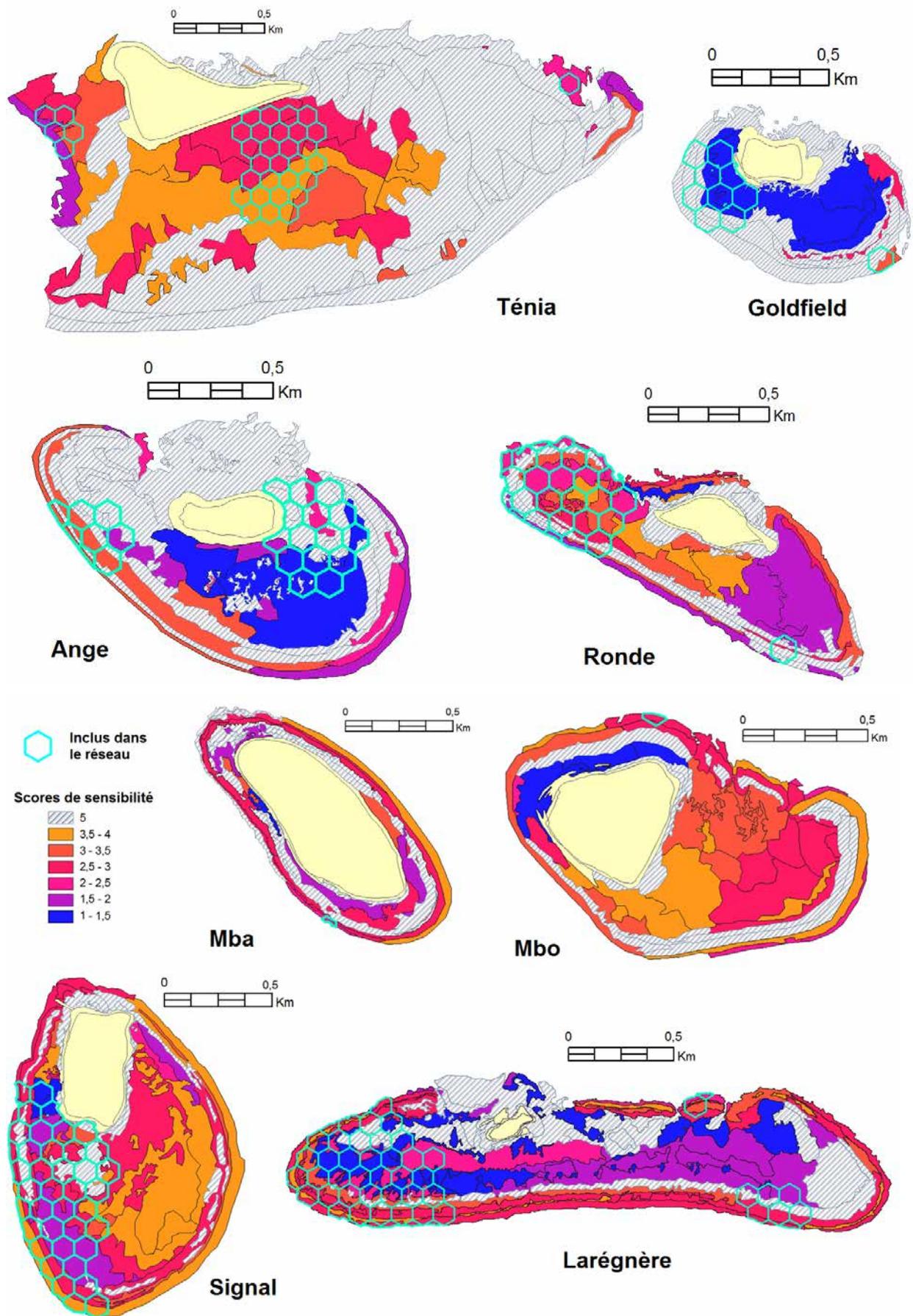


Figure 15 : Réseau d'AMP, superposé à la cartographie des scores de sensibilité au stress thermique par polygones, pour les îlots Nord.

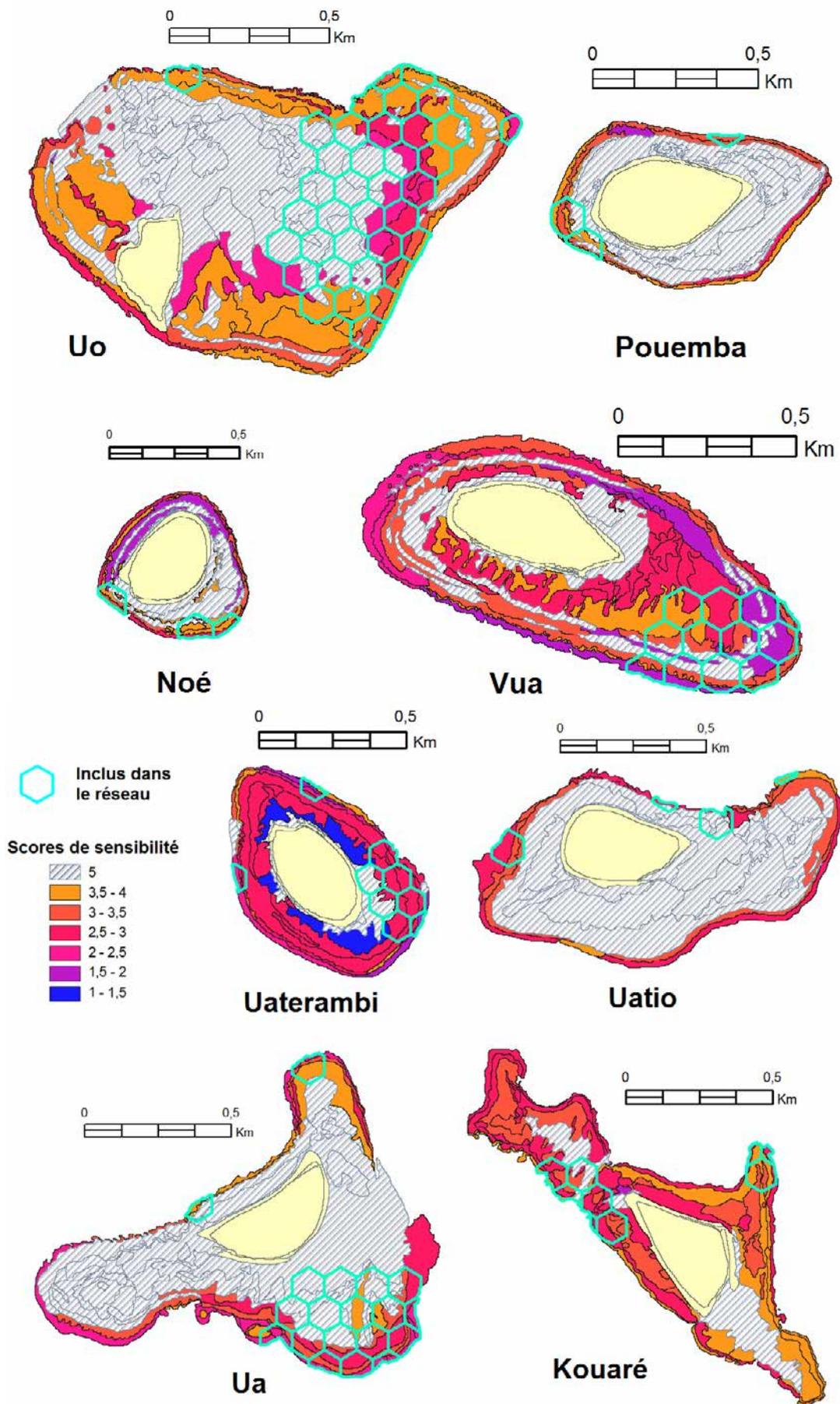


Figure 16 : Réseau d'AMP, superposé à la cartographie des scores de sensibilité au stress thermique par polygones, pour les îlots Sud.

### 3.3.2. Satisfaction des objectifs de conservation

Les objectifs de conservation du réseau étaient de protéger 20% des communautés coralliennes et 10% des biotopes autres. Après calcul, la surface conservée est de 1,96 km<sup>2</sup> pour une surface totale de 12,46 km<sup>2</sup>, ce qui représente 281 unités de planification. Dix-sept communautés coralliennes cartographiées (sur les 89 totales) et quatre biotopes n'ont pas pu être conservés à 100% de l'objectif prévu, mais 6 atteignaient au moins 99% de l'objectif, 5 plus de 95%, 7 entre 80 et 90% et enfin 3 entre 71 et 78% (Tableau 7).

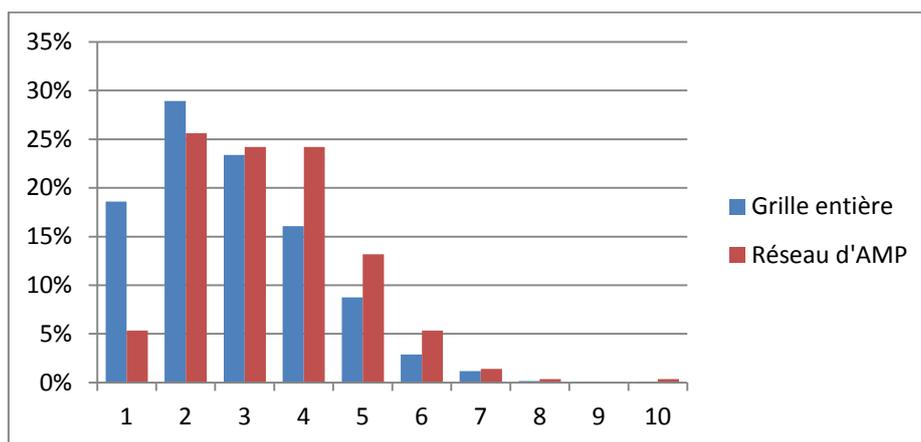
**Tableau 7. Communautés coralliennes et biotopes pour lesquels l'objectif de conservation n'a pas été atteint. Chaque colonne indique quel pourcentage de la surface à conserver dans le réseau a finalement été inclus.**

Plus de 99%	Entre 95% et 99%	Entre 90 et 89%	Entre 85 et 80%	Entre 78 et 71%
3000, 1500, 318, 306, 303, 213	317, 10, 319, 202, 3500	109, 603, 326	103, 410, 112, 604	1900, 309, 203

Ainsi par exemple, la communauté 203, qui correspond à une communauté de fond de lagon composée de 60% d'*Acropora* tabulaires et de 40% d'*Acropora* branchus ouverts n'atteint que 71% de l'objectif de conservation de 20% de la surface totale. Cette communauté est assez rare puisqu'elle ne représente que 0,03% de la surface totale de la cartographie, ce qui peut expliquer que l'objectif de conservation soit plus difficile à respecter puisque 203 est présente uniquement en des points très précis de la cartographie.

### 3.3.3. Analyse du réseau

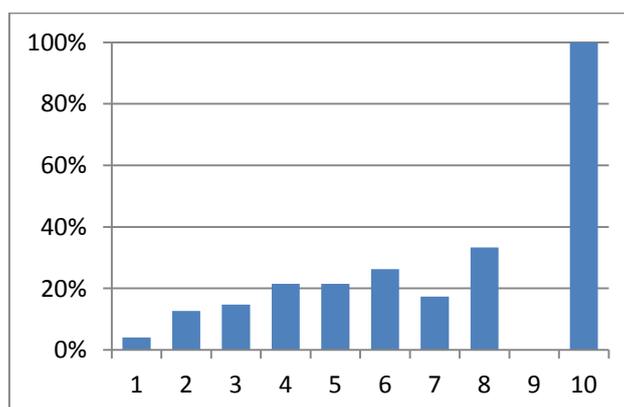
Pour analyser le réseau obtenu, nous avons groupé nos unités de planification en fonction du nombre de biotopes et communautés coralliennes différents qu'elles contiennent, suivant un pas de 1, de 1 à 10 communautés et biotopes. La figure 16 compare la fréquence en pourcentage de chaque groupe dans la grille d'unités initiales et dans le réseau d'AMP sélectionné.



**Figure 17 : Fréquence en pourcentage de chaque groupe d'unités de planification en fonction du nombre contenu de communautés et biotopes différents, pour la grille entière et pour le réseau d'AMP retenu. L'axe des ordonnées représente les différents groupes d'unités, labellisés selon le nombre de communautés et biotopes qu'ils contiennent.**

Pour la grille initiale, les groupes représentés le plus fréquemment sont les groupes comprenant 2, 3 et 1 communauté, alors que ce sont les groupes comprenant 2, 3 et 4 communautés pour le réseau d'AMP. Ainsi, les unités avec une diversité plus importante de communautés sont privilégiées par le réseau, avec une moyenne de 3,4 communautés par unité contre 2,82 par unité pour la grille initiale.

On s'est également intéressé aux pourcentages inclus dans le réseau de chaque groupe d'unités, présentés en figure 18.



**Figure 18 : Pourcentage de chaque groupe d'unités inclus dans le réseau d'AMP. Il n'existe qu'une seule unité comportant 10 communautés coralliennes ou biotopes différents, et elle a été incluse dans le réseau, ce qui explique la valeur de 100%.**

Seulement 4% du groupe des unités mono-communauté a été sélectionné, alors que c'est le troisième groupe le plus fréquent pour la grille initiale (Figure 17). Par contre, 14,8% du groupe à 3 communautés, qui est le deuxième groupe le plus fréquent (Figure 17) au total ou pour le réseau uniquement, a été sélectionné. De manière générale, les unités de planification

avec un nombre élevé de communautés ont été incluses en proportion plus importante dans le réseau, même si elles sont moins nombreuses au total.

En ce qui concerne la minimisation de la sensibilité au stress thermique, le réseau est efficace puisqu'il a un score de sensibilité moyen (incluant les biotopes à 5) de 2,73 contre 3,26 pour la grille initiale, soit un score « Modéré » à « Fort ».

## **IV. DISCUSSION**

### **4.1. INTERETS DE L'ETUDE**

L'intérêt principal de notre approche et son originalité réside dans l'échelle que nous avons utilisée et le niveau de détails atteint dans le paramétrage de la sensibilité au stress thermique. En effet, nous avons spatialisé cette sensibilité au stress thermique en considérant une grande diversité de communautés coralliennes, là où la grande majorité des modèles se limitent soit à des indications d'habitats très simplistes et générales (Mumby et al. 2011, Mumby et al. 2013), soit à des substituts de l'habitat (Melbourne-Thomas et al. 2011), voire à la simple localisation des récifs pour des études à grande échelle (Van Hoiidonk et al. 2013, Ateweberhan et al. 2013). La cartographie des communautés coralliennes et des sensibilités associées intégrant la plus grande diversité possible constitue ainsi un travail novateur, représentatif de configurations proches de la réalité.

La variabilité intra et inter-îlots importante permet aussi de montrer la réalité du terrain, avec une forte différence d'un îlot à l'autre en termes de dominance ou de richesse de communautés. Cependant, notre paramétrage du score de sensibilité au stress thermique est issu d'un protocole complexe au cours duquel plusieurs hypothèses et approximations ont été nécessaires au fil des étapes. Même si les hypothèses utilisées sont défendables compte-tenu des connaissances actuelles, elles sont toutefois certainement simplistes, car rien ne permet de dire qu'un changement d'échelle de la sensibilité, du genre à la communauté, puis à un assemblage de communautés, puis à une unité de planification obéissent à des lois additives et linéaires. Cependant, le travail effectué identifie des priorités de gestion pour la lutte contre les conséquences du réchauffement climatique, pourra orienter le suivi d'un épisode de blanchissement s'il se produit. Ainsi, seul un événement de blanchissement massif au sein du lagon calédonien pourrait en partie (car de nombreux autres facteurs rentrent en compte dans la probabilité de blanchissement) valider ou infirmer la cartographie des sensibilités au stress

thermique produite ici. Toutefois, s'il y a des biais dans notre étude, ils sont spatialement homogènes et on peut s'attendre à ce que la structure spatiale des observations d'un blanchissement potentiel soit cohérente avec notre paramétrage de la sensibilité.

#### 4.2. CRITIQUE DE LA TYPOLOGIE

Notre typologie des communautés coralliennes est subjective au sens où nous avons choisi des valeurs arbitraires de seuils pour définir des communautés différentes, à partir d'une perception semi-quantitative de la réalité observée sur le terrain, et à partir d'un choix de photographies in situ, même très important. Il est ainsi possible que nous ayons manqué des communautés représentatives, ou sélectionné d'autres plus mineures. Nous aurions également pu mettre en avant de façon plus notable les communautés « exceptionnelles » comportant des genres rares, intéressantes pour la diversité du réseau.

L'attribution d'une communauté à une strate géomorphologique peut parfois être imprécise ou difficile à déterminer. Or chaque unité géomorphologique possède des conditions particulières d'exposition aux courants et aux vents, et de profondeur, qui limitent l'ubiquité des communautés. Nous avons d'ailleurs imaginé prendre en compte ces unités géomorphologiques pour le paramétrage de la vulnérabilité au stress thermique, puisqu'elles reflètent des conditions d'exposition favorables ou non à un stress thermique.

Nous avons fait le choix de ne pas prendre en compte les coraux mous dans notre échelle de sensibilité au stress thermique, alors que ce sont également des éléments importants de l'écosystème corallien et vulnérables au changement climatique. Nous avons préféré nous limiter aux coraux durs car ce sont les éléments constructeurs du récif, et donc des espèces clés de voûte pour l'écosystème. Étant donné la surface importante que les coraux mous représentent dans notre cartographie, il aurait tout de même pu être intéressant de les inclure dans notre étude de la sensibilité (Ateweberhan et al. 2013).

#### 4.3. CARTOGRAPHIE DES COMMUNAUTES

##### 4.3.1. *Évaluation de la cartographie*

Les différences relevées entre le groupe d'îlots Nord et le groupe d'îlots Sud sont des indicateurs des conditions environnementales et des pressions différentes subies par les communautés coralliennes de ces îlots. En effet, les îlots du Sud sont éloignés de la capitale et donc moins visités que les îlots Nord, mais certains sont aussi soumis à des apports terrigènes issus de la baie de Prony dans le Sud de la Nouvelle-Calédonie. Cela se ressent particulièrement sur Pouemba et Noé par la présence de pentes à *Pavona* sp., plutôt

typiquement présentes dans des zones frangeantes de baies. La diversité plus importante relevée dans les îlots du Sud (Tableau 5) est particulièrement localisée sur les pentes, alors que les platiers sont beaucoup moins vivants, souvent couverts de dalle. Cette diversité des communautés ne se retrouve pas dans la sensibilité au stress thermique, les îlots du Sud présentant une échelle de sensibilité moins contrastée que ceux du Nord (Figure 14). Les communautés coralliennes des îlots les plus proches de la côte se rapprochent des îlots du groupe Nord, avec une dominance des *Acropora*. D'autres biotopes (herbiers et algueraies) présents dans les îlots du Nord ne sont visibles que dans les îlots du Sud proches de la côte, ce qui confirme cette tendance, qui peut également s'expliquer par la courantologie. De même, l'îlot Ténia est l'îlot le plus océanique du groupe Nord et présente un assemblage de communautés et une couverture corallienne différente, plus proche des îlots du Sud. De par sa taille importante comparativement aux autres îlots, il a une influence conséquente sur les tendances générales relevées en résultats.

#### 4.3.2. *Cartographie et sensibilité au stress thermique*

Notre paramétrage de la sensibilité reposant principalement sur la sensibilité liée au genre corallien, il est légitime de se demander si une cartographie précise à l'échelle du genre plutôt que de la communauté n'était pas envisageable. La réponse est négative simplement du fait que la nécessité de passer par des images de télédétection pour la cartographie implique une perte dans la résolution thématique accessible. Le niveau des communautés est le premier niveau que l'on peut cartographier avec précision avec des images satellitaires ou photographies aériennes, et encore uniquement si l'on dispose d'un jeu de vérité terrain conséquent comme ici (Scopélitis et al. 2009, 2011, 2012).

### 4.4. PLANIFICATION DU RESEAU

#### 4.4.1. *Satisfaction des objectifs de conservation*

Nous avons quasiment satisfait notre objectif de conservation de 20% des communautés coralliennes pour presque toutes les communautés, seules quelques unes n'étant conservées qu'à 14 (70% de l'objectif atteint), 16 (80% de l'objectif atteint) ou 18% (90% de l'objectif atteint). Les recommandations pour la conservation des habitats ayant tendance à évoluer vers 10% de conservation des habitats marins plutôt que 20% (Convention sur la diversité biologique, 11<sup>ème</sup> objectif UNEP/CBD/COP/10/X/2 2010), ces « insatisfactions » de notre objectif sont donc peu significatives en termes écologiques. Elles s'expliquent principalement par la distribution limitée de ces communautés au sein des différents îlots et par leurs scores

de vulnérabilité élevés. La combinaison de ces paramètres contraint fortement le design et limite les solutions disponibles pour le logiciel Marxan.

#### *4.4.2. Cartographie simplifiée utilisée*

Nous avons utilisé une cartographie simplifiée pour Marxan, basée uniquement sur les communautés dominantes dans chacun de nos polygones. Si nous avons conservé la complexité de l'assemblage de communautés pour Marxan, chaque polygone aurait été unique ou peu répliqué, et le design n'aurait eu que peu d'intérêt, puisque Marxan aurait sélectionné 20% de la surface de chaque polygone. Cette « simplification » était donc justifiée pour des questions de design, et n'impacte en rien le calcul des scores de sensibilité au stress thermique, qui tient compte de l'assemblage. Nous perdons en complexité pour les cartes de communauté présentées, mais au final, cette complexité est évidemment incluse dans le réseau d'Aires Marines Protégées proposé.

#### *4.4.3. Répartition du réseau d'AMP*

Le réseau d'Aires Marines Protégées retenu ne couvre jamais un îlot dans sa totalité, mais seulement une partie (Figure 15, Figure 16). Ce type de zonation existe sur la Grande Barrière de Corail, mais reste une exception (Great Barrier Reef Marine Park Authority 2013). Concrètement, il serait plus simple en pratique de mettre l'intégralité d'un îlot et de son récif en AMP, au prix toutefois de ne pouvoir inclure toutes les configurations de communautés. Toutefois, si une zonation intra-ilot et inter-ilot est à l'ordre du jour, la complémentarité des sites aura son importance. Par exemple, en incluant les îlots possédant le plus grand nombre d'unités de planification sélectionnées, et en excluant les îlots comme Mba ou Mbo qui ne contiennent qu'une seule unité sélectionnée (Figure 15). L'absence de ces îlots dans le réseau peut s'expliquer par le fait que les communautés coralliennes de leur récif sont souvent présentes ailleurs. En outre, le critère de compacité du réseau force la sélection d'autres unités équivalentes sur des îlots où de nombreuses unités ont déjà été sélectionnées.

#### *4.4.4. Importance relative du paramétrage du design*

Le paramétrage du design pour le logiciel Marxan est un élément capital déterminant le réseau obtenu. Les choix des paramètres contraignent le réseau et font varier la sélection des unités de planification de façon conséquente. Nous avons réalisé de nombreux tests pour obtenir un paramétrage équilibré entre objectifs de conservation et minimisation du score de sensibilité

au stress thermique. Cependant des tests supplémentaires seraient nécessaires pour évaluer la combinaison de paramètres sélectionnant le réseau le plus performant et le moins variable. D'après les autres réseaux que nous avons pu obtenir, il semblerait ainsi qu' $U_{atio}$  et  $U_a$  soient plus ou moins interchangeables au sein du design, ce qui est cohérent avec leur proximité géographique et la ressemblance de leurs communautés.

#### 4.5. PERSPECTIVES : OPTIMISATION DU RESEAU D'AMP

Nous avons montré qu'il était possible de concevoir un réseau d'Aires Marines Protégées contraint par la sensibilité au stress thermique, qui ne représente qu'un facteur de la vulnérabilité au changement climatique. Il serait intéressant de ré-appliquer notre protocole en intégrant des facteurs supplémentaires d'exposition, par exemple les courants du lagon et le régime des vagues dans le lagon. Maina et al. (2008) ont ainsi pris en compte les facteurs d'exposition pour une modélisation spatiale de la vulnérabilité au stress thermique, mais n'utilisait pas d'informations précises sur la sensibilité endogène des communautés coralliennes.

Une part importante de la sensibilité au stress thermique s'explique par les clades de zooxanthelles et par l'historique des blanchissements subis par les communautés. Ces données ne sont pas disponibles en Nouvelle-Calédonie, mais elles seraient très intéressantes pour affiner notre échelle de sensibilité et l'attribution des scores à chaque genre corallien. Afin de paramétrer et spatialiser précisément la vulnérabilité complète de notre écosystème selon Turner (2003), nous pourrions également paramétrer la capacité adaptative des communautés coralliennes en récoltant ces données in situ (historique de l'état de santé du récif, clades de zooxanthelles...).

De plus, la résistance de l'écosystème corallien et sa résilience sont conditionnés par de nombreux facteurs qui peuvent également être intégrés au paramétrage du réseau d'AMP.

Nous rappelons que la résilience d'un écosystème corallien est définie comme sa capacité à retrouver son état initial suite à une perturbation, c'est-à-dire une couverture corallienne équivalente, avec la même diversité spécifique ou au moins la même diversité fonctionnelle (Marshall & Schuttenberg 2006). Elle est ainsi conditionnée par des facteurs régionaux, comme la connectivité et des facteurs locaux tels l'abondance des compétiteurs (macro-algues, éponges...), la présence d'herbivores qui pourront limiter l'occupation des substrats coralliens impactés par les macro-algues, et la capacité de reproduction et d'autorecrutement, en partie liée à la survie d'une partie de la colonie (Hughes et al. 2010).

Ainsi, la connectivité avec les zones refuges sélectionnées dans le réseau est en principe un facteur très important de la réussite de l'AMP, puisqu'elle assurerait l'apport de larves et le recrutement pour renouveler les communautés impactées. Ceci suppose toutefois que des études soient menées sur le sujet (localisation de ces zones refuges, probabilités d'export et d'import réussis, etc.), ce qui n'est pas le cas actuellement.

D'autres critères sont également à prendre en compte pour l'établissement réussi d'un réseau d'Aires Marines Protégées, comme son coût d'établissement et de fonctionnement, mais aussi l'acceptation par les usagers du lagon et notamment les pêcheries, qui souvent représentent un apport économique essentiel au développement local (Doyen et al. 2007, Klein et al. 2008). Parfois, les AMP se révèlent également impuissantes, notamment contre d'autres menaces comme la pollution et les modifications de l'écosystème entraînées par la sédimentation issue de la déforestation (Nyström et al. 2000, Mumby 2010). Il est alors nécessaire de coupler cet outil avec des mesures de gestion locales, intégrant la gestion de la côte, comme c'est par exemple le cas avec l'approche dite Integrated Coastal Management qui pourrait être développé en Nouvelle-Calédonie (David et al. 2010).

Notre étude s'inscrit donc dans un cadre conceptuel bien plus complexe, et n'en traite qu'un seul point précis, dans un exercice théorique. Son élargissement à l'ensemble des facteurs mentionnés pourrait permettre de concevoir des modèles de résilience pratiques plus complets et plus proches de la réalité (Van Woesik et al. 2011). Ainsi, nous aurions les éléments nécessaires pour planifier des réseaux d'Aires Marines Protégées concrets adaptés à la réalité, répondant aux diverses menaces pesant sur les récifs coralliens en maximisant leur résilience (West et Salm 2003, Sarkar et Gosh 2013). Ils tiendraient également compte des enjeux du développement socio-économique indissociables de la protection de l'environnement, ce qui faciliterait leur acceptation par la population locale (Ban et al. 2011, Cinner et al. 2012).

## V. CONCLUSION

Ce travail a permis de proposer une méthode spatiale de paramétrage de la sensibilité au stress thermique à l'échelle de plusieurs récifs contrastés. Elle prend en compte la diversité réelle des communautés coralliennes présentes et une distribution réaliste de ces communautés grâce à l'imagerie spatiale et aéroportée, ce qui est son point fort. Toutefois, le manque de connaissance sur la sensibilité au-delà du niveau des genres coralliens implique de faire des hypothèses fortes afin de pouvoir spatialiser cette sensibilité et la définir au niveau des communautés et des assemblages de communautés.

Nous avons ensuite également montré que planifier un réseau d'Aires Marines Protégées bâti sur critères de diversité des communautés coralliennes en minimisant la sensibilité au stress thermique globale est possible. Ceci offre une voie méthodologique pour définir sur des bases objectives et des hypothèses claires des mesures de gestion potentielles concrètes face au changement climatique, en essayant d'optimiser la protection de zones refuges pour l'ensemble de l'écosystème corallien. Nous avons ainsi établi un premier protocole ré-applicable pour d'autres études.

Cette étude s'intègre donc parfaitement dans les problématiques actuelles de la conservation des récifs coralliens face au changement climatique. Elle explore une nouvelle approche pour répondre aux enjeux complexes de la préservation d'un écosystème capital pour la biodiversité marine mondiale, dans un environnement évoluant rapidement.

# RÉFÉRENCES

- Ateweberhan, M., Feary, D. a, Keshavmurthy, S., Chen, A., Schleyer, M. H., & Sheppard, C. R. C. (2013). Climate change impacts on coral reefs: Synergies with local effects, possibilities for acclimation, and management implications. *Marine pollution bulletin*. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.06.011
- Baker A.C., Glynn P.W., Riegl B. (2008) Climate change and coral reef bleaching: an ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlooks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80, 435e471.
- Ban, N. C., Adams, V. M., Almany, G. R., Ban, S., Cinner, J. E., McCook, L. J., ... White, A. (2011). Designing, implementing and managing marine protected areas: Emerging trends and opportunities for coral reef nations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 408(1-2), 21–31. doi:10.1016/j.jembe.2011.07.023
- Baskett, M. L., Nisbet, R. M., Kappel, C. V., Mumby, P. J., & Gaines, S. D. (2010). Conservation management approaches to protecting the capacity for corals to respond to climate change: a theoretical comparison. *Global Change Biology*, 16(4), 1229–1246. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02062.x
- Berkelmans R and Willis BL (1999) Seasonal and local spatial patterns in the upper thermal limits of corals on the inshore Central Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 18 : 219}228
- Berkelmans, R., De'ath, G., Kininmonth, S., Skirving, W.J. (2004) A comparison of the 1998 and 2002 coral bleaching events on the Great Barrier Reef: Spatial correlation, patterns and predictions. *Coral Reefs* 23, 74–83
- Brown B (1997) Coral bleaching: causes and consequences. *Coral Reefs* 16, 129-138.
- Cinner, J. E., McClanahan, T. R., MacNeil, M. A., Graham, N. a J., Daw, T. M., Mukminin, A., Kuange, J. (2012). Comanagement of coral reef social-ecological systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(14), 5219–22. doi:10.1073/pnas.1121215109
- Clua, E., Legendre, P., Vigliola, L., Magron, F., Kulbicki, M., Sarramegna, S., 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. doi:10.1016/j.jembe.2005.12.010
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. doi:10.1038/387253a0
- David G, Leopold M, Dumas PS, Ferraris J, Herrenschmidt JB, Fontenelle G (2010) Integrated coastal zone management perspectives to ensure the sustainability of coral reefs in New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin* 61, 323–334.
- Donner SD, Skirving WJ, Little CM, Oppenheimer M, Hoegh-Guldberg O (2005) Global assessment of coral bleaching and required rates of adaptation under climate change. *Global Change Biology* (2005) 11, 2251–2265.
- Douglas AE (2003) Coral bleaching – how and why ? *Marine Pollution Bulletin* 46 (2003) 385–392.
- EPICA community members (2004) Eight glacial cycles from an Antarctic ice core. *Nature* 429, 623.
- Fitt, W.K., Warner, M.E. (1995) Bleaching patterns of four species of Caribbean reef corals. *Biological Bulletin* 189, 298–307.
- Goreau, T.J., Hayes, R.L. (1994) Coral bleaching and ocean ‘hot spots’. *Ambio* 23, 176–180.
- Great Barrier Reef Marine Park Authority 2013 (<http://www.gbrmpa.gov.au>)
- Guest JR, Baird AH, Maynard JA, Muttaqin E, Edwards AJ, et al. (2012) Contrasting Patterns of Coral Bleaching Susceptibility in 2010 Suggest an Adaptive Response to Thermal Stress. *PLoS ONE* 7(3).
- Hoegh-Guldberg, O (1999) Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research* 50:839–866.
- Hoegh-Guldberg O. et al. (2007) Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science* 318, 1737–1742
- Hongo, C., & Yamano, H. (2013). Species-Specific Responses of Corals to Bleaching Events on Anthropogenically Turbid Reefs on Okinawa Island, Japan, over a 15-year Period (1995 – 2009), *PLoS ONE* 8(4).
- Hooidek, R. Van, Maynard, J. A., & Planes, S. (2013). Temporary refugia for coral reefs in a warming world. *Nature Climate Change*, 3(4), 1–4. doi:10.1038/nclimate1829
- Hughes, T P, Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., & Grosberg, R. (2009). Climate Change, Human Impacts, and the resilience of Coral Reefs. *929(2003)*. doi:10.1126/science.1085046
- Hughes, Terry P, Graham, N. a J., Jackson, J. B. C., Mumby, P. J., & Steneck, R. S. (2010). Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends in ecology & evolution*, 25(11), 633–42. doi:10.1016/j.tree.2010.07.011
- IPCC, *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, S. Solomon et al., Eds. (Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK, and New York, 2007).

- Loya, Y., Sakai, K., Nakano, Y., & Woesik, R. Van. (2001). Coral bleaching: the winners and the losers. *Ecology Letters*, 4(2), 122–131. doi:10.1046/j.1461-0248.2001.00203.x
- Maina, J., Venus, V., Mcclanahan, T. R., & Ateweberhan, M. (2007). Modelling susceptibility of coral reefs to environmental stress using remote sensing data and GIS models, 2, 180–199.
- Marshall, P. & Baird, H. (2000). Bleaching of corals on the Great Barrier Reef: differential susceptibilities among taxa. *Coral Reefs*, 19(2), 155–163. doi:10.1007/s003380000086
- Marshall, P., & Schuttenberg, H. (n.d.). *A Reef Manager's Guide to CORAL BLEACHING*.
- Mcclanahan, T. R., Donner, S. D., Maynard, J. A., Macneil, M. A., Graham, N. A. J., Maina, J., ... Woesik, R. Van. (2012). Prioritizing Key Resilience Indicators to Support Coral Reef Management in a Changing Climate, 7(8).
- Meehl G.A., Stocker T.F., Collins W.D., et al. (2007) Global climate projections. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., et al. (Eds.), *Climate Change 2007: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA, pp. 747–845.
- Melbourne-Thomas, J., Johnson, C. R., & Fulton, E. A. (2011). Characterizing sensitivity and uncertainty in a multiscale model of a complex coral reef system. *Ecological Modelling*, 222(18), 3320–3334.
- Mumby, P. J & Harborne, R. (2010). Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals on Caribbean Reefs, 5(1), 1–7.
- Mumby, P. J., Wolff, N. H., Bozec, Y., Chollett, I., Halloran, P., & Bode, M. (2013). Operationalizing the resilience of coral reefs in an era of climate change. 1–12. doi:10.1111/conl.12047
- NOAA 2013 (co2now.org)
- Nyström, M., Folke, C., & Moberg, F. (2000). Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment, *TREE* 15(10), 413–417.
- Reaka-Kudla, M. L (2001) Coral reefs: Biodiversity and conservation. In: H. M. Hernandez, A. N. Garcia Aldrete, F. Alvarez, and M. Ulloa (eds.), *Contemporary Approaches to the Study of Biodiversity*, Instituto de Biodiversity, pp. 221-243
- Riegl, B., & Riegl, A. (1996). Studies on coral community structure and damage as a basis for zoning marine reserves, 3207(95), 269–277.
- Sarkar, S., & Ghosh, A. K. (2013). Ocean & Coastal Management Coral bleaching a nemesis for the Andaman reefs : Building an improved conservation paradigm. *Ocean and Coastal Management*, 71, 153–162.
- Scopelitis, J., S. Andréfouët, S. Phinn, L. Arroyo, M. Dalleau, A. Cros, and P. Chabanet. 2010. The next step in shallow coral reef monitoring: combining remote sensing and in situ approaches. *Marine Pollution Bulletin* 60:1956-1968.
- Scopelitis, J., S. Andréfouët, S. Phinn, P. Chabanet, O. Naim, C. Tourrand, and T. Done. 2009. Changes of coral communities over 35 years: Integrating in situ and remote-sensing data on Saint-Leu Reef (la Reunion, Indian Ocean). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 84:342-352.
- Scopelitis, J., S. Andréfouët, S. Phinn, T. Done, and P. Chabanet. 2011. Coral colonisation of a shallow reef flat in response to rising sea level: quantification from 35 years of remote sensing data at Heron Island, Australia. *Coral Reefs* 30:951-965.
- Souter DW and Linden O. (2000) The health and future of coral reef systems. *Ocean & Coastal Management* 43
- Stewart, R. R., & Possingham, H. P. (2005). Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. *Environmental Modeling & Assessment*, 10(3), 203–213. doi:10.1007/s10666-005-9001-y
- Turner, B. L., Kaspersen, R. E., Matson, P. A., Mccarthy, J. J., Corell, R. W., Christensen, L., Schiller, A. (2003). A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *PNAS* 100(14).
- UNEP/CBD/COP/10/X/2. (2010) Strategic plan for biodiversity 2011–2020. Pages in 18-29 Conference of the parties to the Convention on Biological Diversity (Tenth meeting). Nagoya, Japan.
- Van Woesik, R., Sakai, K., Ganase, a, & Loya, Y. (2011). Revisiting the winners and the losers a decade after coral bleaching. *Marine Ecology Progress Series*, 434, 67–76. doi:10.3354/meps09203
- Veron JEN, O. Hoegh-Guldberg, T.M. Lenton, J.M. Lough, D.O. Obura, P. Pearce-Kelly, C.R.C. Sheppard, M. Spalding, M.G. Stafford-Smith, A.D. Rogers (2009) The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO2. *Marine Pollution Bulletin* 58 (2009) 1428–1436
- West, J. M., & Salm, R. V. (2003). Resistance and Resilience to Coral Bleaching : Implications for Coral Reef Conservation and Management. *Conservation Biology* 17(4), 956–967.
- Woesik, Robert Van, & Jordán-garza, A. G. (2011). Coral populations in a rapidly changing environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 408(1-2), 11–20. doi:10.1016/j.jembe.2011.07.022

## ***RESUME***

Mots-clefs: blanchissement, communautés coralliennes, sensibilité au stress thermique, Aires Marines Protégées, Nouvelle-Calédonie

Le blanchissement corallien est une conséquence dramatique du réchauffement climatique qui menace les récifs et la biodiversité mondiale. A travers un cas d'étude sur les îlots du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, nous avons planifié un réseau d'Aires Marines Protégées conservant des zones refuges, ayant une sensibilité au stress thermique la plus faible possible. Pour cela nous avons identifié et cartographié les communautés coralliennes présentes en tenant compte de la plus grande richesse de communautés possible. Nous avons ensuite paramétré leur sensibilité au stress thermique avec une échelle de scores semi-quantitative de 1 à 4, basée sur la littérature disponible étudiant la sensibilité propre à chaque genre corallien. Nous avons transposé ces scores pour obtenir une carte de sensibilité au stress thermique par unités de gestion, sur laquelle nous avons bâti notre réseau d'AMP. Ainsi, nous obtenons un réseau protégeant 20% de la diversité de nos communautés coralliennes tout en minimisant la sensibilité globale au stress thermique. Le protocole établi est ré-applicable, éventuellement en intégrant d'autres facteurs de la vulnérabilité des écosystèmes coralliens au stress thermique, afin de concevoir un réseau de conservation prenant en compte le changement climatique.

## ***ABSTRACT***

Keywords: bleaching, coral communities, thermal sensitivity, MPA planning, New Caledonia

The goal of this study was to plan a MPA network protecting the diversity of coral communities facing climate change while minimizing overall sensitivity to thermal stress and coral bleaching. We parameterized the sensitivity to thermal stress of coral communities on 16 reefs of the South-West lagoon of New Caledonia, according to the similarity with coral communities from the Great Barrier Reef in Australia. We first characterized in the field the communities and build a typology based on coral genus composition, growth forms and abundance. The communities were mapped using high resolution remote sensing images. Based on the available literature about the sensitivity to thermal stress for the main coral genus, we assigned semi-quantitative scores ranging from 1 to 4 to each genus. The sensitivity is then linearly up-scaled in space and through level of biological organizations (from genus to communities to assemblages of communities to management unit) to provide a map sensitivity at a scale relevant for conservation planning. A network of MPA across the 16 reefs was computed to represent 20% of the dominant coral communities, while minimizing the overall sensitivity to thermal stress. This work provides a first protocol to integrate detailed mapping of communities into conservation planning for climate change effects mitigation.