



Thèse de Doctorat de l'Université de Nouvelle-Calédonie

Ecole Doctorale du Pacifique (ED 469)

Spécialité : Ecologie marine et Modélisation

Présentée par

Bastien PREUSS

Pour obtenir de grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE NOUVELLE-CALEDONIE

**Évaluation de scénarios de gestion des ressources du
lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie :
Intégration des connaissances et modélisation
spatialement explicite**

Soutenu le 6 septembre 2012 au centre IRD de Nouméa, devant le jury composé de :

Pr. GAERTNER-MAZOUNI Nabila	UPF, BIOTEM	Président du jury
Dr. CHABANET Pascale	IRD, CoRéUs 2	Rapporteur
Dr. MAHEVAS Stéphanie	IFREMER, EMH	Rapporteur
Dr. MANGEAS Morgan	IRD, ESPACE	Examineur
Dr. COUTURES Emmanuel	Province Sud, DENV	Examineur
Dr. WANTIEZ Laurent	UNC, LIVE	Directeur de thèse
Dr. PELLETIER Dominique	IFREMER, LEAD	Co-directeur de thèse

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes directeurs de thèse, Laurent Wantiez et Dominique Pelletier pour la confiance qu'ils m'ont portée au début de ce projet et pour l'opportunité qu'ils m'ont donné de réaliser ce doctorat à la frontière entre écologie et modélisation. Plus particulièrement, je tiens à remercier Laurent Wantiez pour sa disponibilité sans faille à mes sollicitations, ses relectures d'une grande minutie ainsi que ses conseils avisés lors de la rédaction de ce manuscrit. Je souhaite aussi faire part de ma reconnaissance à Dominique Pelletier sans qui je ne serais probablement pas là aujourd'hui.

Je souhaite remercier Jocelyne Ferraris et Claude Payri, directrices successives de l'Unité de Recherche CoRéUs à l'IRD, pour avoir permis mon accueil sur le centre de Nouméa parmi les autres doctorants de l'équipe.

Je profite de cette occasion pour remercier très sincèrement ces amis, ces "compagnons de galère" avec qui j'ai eu le plaisir de partager le bureau des doctorants, en particulier, Haizea Jimenez, Christelle Paillon, Nicolas Guillemot, Marion Cuif, Josina Tiavouane, Isabelle Jollit, et Laury Dijoux ; mais aussi les autres doctorants présents sur le centre, pour tous ces petits moments de décompression au détour d'un couloir, au pied d'un escalier, en particuliers au cours de ces longues nuits et de ces longs week-ends, merci Audrey Léopold, Laure Barrabe, Paul Coulerie, Anne-Sophie Kerbrat, Nathalie Molnar, Jean-Baptiste Marre, Marine Toussirot, et Mélanie Hamel.

Merci aussi à tous les membres de l'administration du centre en particulier à Catherine Hartmann et Marie-Noelle Segura, pour leur aide dans les nombreuses démarches administratives.

Merci à Véronique Paullic du service documentation pour sa précieuse aide lors de mes recherches bibliographiques.

Lors de mon accueil sur le centre IRD de Nouméa j'ai eu la chance de rencontrer de nombreuses personnes qui sont maintenant pour moi des amis. Je tiens sincèrement à remercier Pierre Desfontaines pour tous ces moments fait de tout et de rien mais si importants à mes yeux mais aussi pour ses talents hors pair d'électronicien! Merci à Julien

Chiaramonti pour sa bonne humeur de tous les jours et sa précieuse aide en informatique, Philippes Tirard pour ses innombrables histoires sur les requins, Hervé Jourdan pour sa bonne humeur permanente et son don de 120 cfp du 16 mars 2012 qui a peut être sauvé cette thèse (!), Serge Andréfouët, Andres Vega, Christophe Menkes, Gerard Mou Tham (ce rôleur de tahitien, devenu Star internationale !), Joseph Baly, Jacob, William, Lou Lou, Fred, Fredo, Soraya, et tous ceux que par oubli je n'aurais pas cité ici.

Une nouvelle fois, je tiens à remercier Jocelyne Ferraris pour ces moments inoubliables que j'ai pu passer aux quatre coins du lagon, pour m'avoir permis de découvrir ce bout d'océan où j'y ai tant de fois trouvé la beauté, le calme, mais aussi une puissance inouïe lorsque les coups d'ouest se lèvent...

De nouveau, je tiens particulièrement à remercier Serge Andréfouët pour avoir mis à ma disposition l'un de ses ordinateurs, sans quoi la réalisation de nombreuses simulations aurait été impossible.

Merci à Martine Scignac pour sa relecture avisée.

La réalisation de cette thèse n'aurait pas été possible sans l'appui de l'équipe IFREMER de Nouméa que je tiens sincèrement à remercier pour leur soutien technique mais aussi pour leur amitié, particulièrement Karen Wassami, Benoit Soulard, Benoit Beliaeff, Evelyne Saulnier, Marylin Champin, Corine Cherrier, Thierry Laugier et Lionel Loubersac.

Je tiens aussi à remercier toute l'équipe du programme ZoNéCo pour avoir soutenu ce projet, en particulier Manuel Ducrocq, Adrien Rivaton et Caroline Paidjo.

Au cours de cette thèse j'ai eu l'occasion de réaliser plusieurs missions au centre IFREMER de Brest. Celles-ci n'auraient pu se dérouler correctement sans la précieuse aide de Rachel Lebris et André Ogor que je tiens à remercier. Au delà, je souhaite remercier Julia dont j'ai partagé le bureau, Delphine Pierre et François Rouspard pour m'avoir hébergé. Je tiens aussi particulièrement à remercier Elodie Gamp pour son amitié et sa précieuse aide dans la correction et la mise en forme de la base de données des questionnaires de pêche plaisancière.

Je souhaite aussi remercier les membres de l'équipe de développement du logiciel ISIS-Fish, sans qui la réalisation de cette thèse n'aurait pas été possible. Tout particulièrement à Stéphanie Mahévas et Sigrid Lehuta pour leurs éclaircissements sur l'utilisation du modèle

ISIS-Fish et la réalisation d'analyses de sensibilité, à Eric Chatellier et Jean Couteau pour leur disponibilité à mes nombreuses sollicitations pour la résolution de bugs lors de l'utilisation d'ISIS-Fish.

Je tiens tout particulièrement à remercier 3 personnes qui sont avant tout des amis et avec qui j'ai partagé les dures joies de la thèse entre Brest et Nouméa. Kévin Leleu (Pardon, Docteur Leleu !) pour son incroyable capacité à râler, pour m'avoir fait découvrir le blond vénitien, pour m'avoir laissé la grande chambre (mais je suis sûre que c'est parce qu'il y faisait beaucoup plus froid!), merci aussi pour le guide de survie (en mer). J'espère que nos chemins se recroiseront souvent Grand. Delphine Rocklin (encore une fois pardon, Docteur Rocklin!) pour m'avoir hébergé et pour ses encouragements lors de l'utilisation d'ISIS-Fish. Delphine Mallet (courage pour la fin!) pour son amitié, et toutes ces discussions à rechercher la force d'avancer et la rigueur scientifique dans cette folle course à la quantité.

Je ne pourrais ici tous les citer, mais je tiens à remercier mes amis qui pourront se reconnaître, pour m'avoir supporté et soutenu durant cette dernière année difficile et pleine de rebondissements. Je souhaite tout particulièrement adresser quelques mots à un ami hors pair, un ami de tous les jours, toujours présent, sur qui j'ai pu compter à chaque fois que le besoin s'en ai fait sentir, une personne que j'estime énormément, Adrien merci à toi...

Je tiens aussi à remercier ma famille, mes parents, ma sœur et mon frère, qui mon toujours soutenu dans les moments difficiles.

Pour terminer ces remerciements, je tiens tout particulièrement et avec beaucoup d'émotion à remercier Christelle Mota pour son immense patience, son soutien et ses encouragements durant toutes ces années de thèse. Je tiens à la remercier pour avoir trouvé en mon absence la force de donner tant d'attention et d'amour à notre fille Hanaé. Christelle je tiens sincèrement à te dédier le fruit de ce travail...

A Christelle...

A Choupinette...

*"Il y a des gens qui peuvent se passer des êtres sauvages et d'autres qui ne le peuvent pas.
Ces essais sont les délices et les dilemmes de quelqu'un qui ne le peut pas."*

"Nous abusons de la Terre parce que nous la considérons comme une commodité qui nous appartient. Si nous la considérons au contraire comme une communauté à laquelle nous appartenons, nous pouvons commencer à l'utiliser avec amour et respect."

Extraits de *l'Almanach d'un comté des sables*.

Aldo Leopold.

Avant-propos

Contexte institutionnel

La présente thèse s'est inscrite dans une démarche de développement d'outils d'aide à la gestion des stocks halieutiques en Nouvelle-Calédonie, et a fait partie intégrante du projet PAMPA (Indicateurs de la Performance des AMP pour la gestion des écosystèmes côtiers, des ressources et de leurs usages).

Le programme ZoNéCo a financé ces 3 années d'étude sous la forme d'un CDD. Le programme ZoNéCo contribue très largement à l'étude des écosystèmes marins des lagons de Nouvelle-Calédonie. La présente étude a permis de faire la synthèse des connaissances acquises dans le cadre de la gestion de certaines ressources halieutiques lagunaires et de les intégrer dans un outil de modélisation.

L'intégralité des sorties de terrain réalisées au cours de cette thèse a été financée par l'IFRECOR dans le cadre du projet PAMPA.

Mon accueil s'est fait en intégralité dans les locaux du centre IRD de Nouméa au sein de l'unité CoRéUs. L'IFREMER a fourni les moyens informatiques et financé mes déplacements et missions en métropole. Enfin, l'Université de Nouvelle-Calédonie a fourni le cadre institutionnel via l'Ecole Doctorale du Pacifique.

En tant que responsable de la gestion du milieu marin, la Direction de l'Environnement de la Province Sud (DENV) a suivi et participé à ce projet. De même, le Service des pêches de la Direction du Développement Rural (DDR) a suivi et participé à ce projet en tant que responsable des activités de pêche professionnelles.

Communications

Ce manuscrit de thèse se présente sous un format "classique" et plusieurs valorisations sous la forme d'articles scientifiques et de communications à des congrès ont été réalisées.

Articles

Preuss B. *et al.*, 2009. Considering multiple-species attributes to understand better the effects of successive changes in protection status on a coral reef fish assemblage. ICES Journal of Marine Science. Vol. 66(1) : 170-179.

Pelletier D. *et al.*, (en révision). An interdisciplinary approach for constructing indicator-based decision-supports for coastal MPAs.

Preuss B. *et al.*, (En cours). Characterisation of recreational fishing activity, a typology of fishing trip and fishing habits in the South-west lagoon of New-Caledonia.

Preuss B. *et al.*, (En cours). The Spangled Emperor, *Lethrinus nebulosus*: Biology, Ecology, range and status of populations in New-Caledonia.

Communications dans des congrès

– Présentations orales

Preuss B. *et al.*, 2008. Considering multiple species attributes to better understand the effects of successive changes in protection status on a coral reef fish assemblage. ASP Boulogne 2008.

Preuss B. *et al.*, 2009. Evaluating zoning scenarios for sustainable exploitation of SW Caledonian lagoon fish resources. Pacific Science Intercongress 2009.

Preuss B. *et al.*, 2012. Assessing management scenarios : a spatially-explicit approach in fragmented habitat. World Fisheries Congress, Edeinbourg (Ecosse), 2012.¹

Preuss B. *et al.*, 2012. Assessing management scenarios : a spatially-explicit approach for *Plectropomus leopardus* in New-Caledonia. ICRS, Cairns (Australie), 2012.²

– Posters

¹ Le travail présenté a été retenu pour une présentation orale de 15 min, mais a été transformé en un poster en raison du manque de financements pour participer à ce congrès.

² Idem.

Preuss B. *et al.*, 2010. Recreational fishing: a key issue for resources management in the Southwest of New-Caledonia. ICES Annual Science Conference 2010.

Preuss B. *et al.*, 2010. Assessing Marine Protected Area Network and alternative management scenario for the sustainable exploitation of fish resources in the Southwest lagoon of New-Caledonia. ICES Annual Science Conference 2010.

– Rapports et documents techniques

Preuss B., 2009. Projet de thèse.

Preuss B., 2010. Comité de thèse.

Preuss B. *et al.*, 2010. Enquêtes sur les usages du lagon du Grand Nouméa dans le cadre du projet "Indicateurs de la Performance d'Aires Marines Protégées pour la gestion des écosystèmes côtiers, des ressources et de leurs usages (PAMPA)". Rapport de Convention Etat/IFREMER de septembre 2010.

Preuss B., 2011. Paramétrage du modèle de dynamique de la pêche professionnelle dans le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Rapport ZoNéCo.

Preuss B., 2011. Paramétrage du modèle de dynamique de la pêche plaisancière dans le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Rapport ZoNéCo.

Preuss B., 2011. Elaboration et propositions de scénarios de gestion de pêche pour le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Rapport ZoNéCo.

Communications aux Doctoriales et aux journées des doctorants

– Communications orales

Preuss B., 2008. Evaluation de différents scénarios de zonage pour une exploitation durable des principales ressources du Lagon Sud-ouest par intégration des connaissances sur l'écologie et l'exploitation dans un outil de modélisation. Doctoriales UNC 2008.

Preuss B. 2010. Evaluation de différents scénarios de zonage pour une exploitation durable des principales ressources du Lagon Sud-ouest par intégration des

connaissances sur l'écologie et l'exploitation dans un outil de modélisation. Doctoriales Brest 2010.

Preuss B. 2011. Evaluation de différents scénarios de zonage pour une exploitation durable des principales ressources du Lagon Sud-ouest par intégration des connaissances sur l'écologie et l'exploitation dans un outil de modélisation. Doctoriales UNC 2011.

Preuss B., 2010. Evaluation de différents scénarios de zonage pour une exploitation durable des principales ressources du Lagon Sud-ouest par intégration des connaissances sur l'écologie et l'exploitation dans un outil de modélisation. Journée des doctorants Brest 2010.

– Posters

Preuss B. 2008. Evaluation de différents scénarios de zonage pour une exploitation durable des principales ressources du Lagon Sud-ouest par intégration des connaissances sur l'écologie et l'exploitation dans un outil de modélisation. Doctoriales UNC 2008.

Preuss B. *et al.*, 2009. Evaluation de différents scénarios de zonage d'Aires Marines Protégées pour une exploitation durable des ressources halieutiques du Lagon Sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Doctoriales du Pacifique 2009.

Preuss B., 2010. Evaluation de différents scénarios de zonage pour une exploitation durable des principales ressources du Lagon Sud-ouest par intégration des connaissances sur l'écologie et l'exploitation dans un outil de modélisation. Journée des doctorants Brest 2010.

Preuss B., 2011. Evaluation de différents scénarios de zonage pour une exploitation durable des principales ressources du Lagon Sud-ouest par intégration des connaissances sur l'écologie et l'exploitation dans un outil de modélisation. Doctoriales UNC 2011.

SOMMAIRE ABREGE

INTRODUCTION	23
CHAPITRE I	
SPATIALISATION DE L'INFORMATION DANS LE MODELE.....	57
CHAPITRE II	
CARACTERISATION ET MODELISATION DE LA BIOLOGIE ET DE L'ECOLOGIE DES TROIS ESPECES ETUDIEES	89
CHAPITRE III	
CARACTERISATION ET MODELISATION DE LA PECHE DANS LE LAGON SUD-OUEST DE LA NOUVELLE-CALEDONIE	149
CHAPITRE IV	
DU MODELE A L'EVALUATION DE SCENARIOS DE GESTION	237
CONCLUSION - PERSPECTIVES	317
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	336
LISTE DES FIGURES.....	385
LISTE DES TABLEAUX.....	393

SOMMAIRE

INTRODUCTION	23
1. La pêche, son étude, et sa gestion : des grandes pêcheries hauturières à la pluralité des pêcheries tropicales	25
1.1. L'halieutique et la gestion des pêches	25
1.2. L'apport de la modélisation en halieutique	29
1.3. Les mesures de gestion des pêcheries.....	33
2. Le cas d'étude : le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie	38
2.1. Situation géographique	38
2.2. Les ressources halieutiques et leur exploitation	40
2.2.1. Les ressources	40
2.2.2. Les activités de pêche	40
2.2.3. Les captures annuelles.....	43
2.3. La réglementation de la pêche	44
2.4. Le suivi et l'étude des AMP et des activités de pêche	49
3. La présente étude	50
3.1. Problématiques et objectifs.....	50
3.2. Hypothèses de travail et méthodologie.....	52
3.2.1. Choix des espèces étudiées	52
3.2.2. Le modèle ISIS-Fish, un modèle spatio-temporel	53
3.2.3. Démarche et plan de thèse.....	54
CHAPITRE I	
SPATIALISATION DE L'INFORMATION DANS LE MODELE.....	57
1. La région d'étude	60
2. Caractérisation de l'habitat dans la région d'étude	62
2.1. Les données existantes	62
2.2. Description de l'habitat.....	64
2.3. Méthodologie pour la cartographie des zones de vie des espèces	66
3. Echelle et structuration spatiale de la région d'étude dans le modèle.....	67
3.1. Taille de maille	68
3.2. Structuration spatiale de la région d'étude et définition des zones.....	72
4. La spatialisation dans le modèle ISIS-Fish.....	75
5. La mobilité des poissons dans le modèle.....	79

5.1.	Déplacements ontogéniques	81
5.2.	Déplacements de reproduction	81
5.3.	Déplacements de dispersion.....	82
6.	Discussion – Conclusion.....	84

CHAPITRE II

CARACTERISATION ET MODELISATION DE LA BIOLOGIE ET DE L'ECOLOGIE DES TROIS

	ESPECES ETUDIEES	89
1.	Le modèle de dynamique des populations	92
2.	Paramétrisation	97
2.1.	<i>Lethrinus nebulosus</i> (Forsskål, 1775)	98
2.1.1.	Croissance et structure de la population	99
2.1.2.	Reproduction	103
2.1.3.	Mortalité naturelle.....	108
2.1.4.	Capturabilité	109
2.1.5.	Cartographie des zones de vie et de reproduction	109
2.1.6.	Mobilité.....	114
2.1.7.	Cycle de vie modélisé.....	117
2.2.	<i>Plectropomus leopardus</i> (Lacepède, 1802).....	119
2.2.1.	Croissance et structure de la population	120
2.2.2.	Reproduction	123
2.2.3.	Mortalité naturelle.....	127
2.2.4.	Capturabilité	128
2.2.5.	Cartographie des zones de vie	129
2.2.6.	Mobilité.....	131
2.2.7.	Cycle de vie modélisé.....	132
2.3.	<i>Naso unicornis</i> (Forsskål, 1775).....	134
2.3.1.	Croissance et structure de la population	135
2.3.2.	Reproduction	137
2.3.3.	Mortalité naturelle.....	139
2.3.4.	Capturabilité	140
2.3.5.	Cartographie des zones de vie	140
2.3.6.	Mobilité.....	142
2.3.7.	Cycle de vie modélisé.....	143
3.	Discussion – Conclusion.....	145

CHAPITRE III

CARACTERISATION ET MODELISATION DE LA PECHE DANS LE LAGON SUD-OUEST DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE

149

1. Le sous-modèle d'exploitation.....	152
1.1. Structure	152
1.2. Formulation mathématique.....	154
2. La pêche professionnelle	157
2.1. Les données de pêche professionnelle	158
2.1.1. Déclarations de captures de pêche.....	158
2.1.2. Enquêtes	161
2.2. Description de l'activité professionnelle.....	162
2.2.1. Méthodes	162
2.2.2. L'effort de pêche	163
2.2.3. Les captures	168
2.2.4. Résultats des enquêtes	170
2.3. Paramétrisation du modèle	172
2.3.1. Choix des échelles spatiale et temporelle.....	172
2.3.2. Les engins	173
2.3.3. Les types de sorties	175
2.3.4. Les types de navires	176
2.3.5. Les métiers	176
2.3.6. Les flottilles	179
2.3.7. Les stratégies.....	179
2.4. Schéma synthétique de l'activité de pêche professionnelle.....	183
3. La pêche plaisancière	184
3.1. Démarche de paramétrisation.....	185
3.2. Protocole de l'étude de terrain.....	186
3.2.1. Le référentiel spatial	186
3.2.2. Les sorties	189
3.2.3. Les relevés de fréquentation	190
3.2.4. Les enquêtes de pêche.....	191
3.3. Paramétrisation du modèle	193
3.3.1. Les engins	193
3.3.2. Les types de sorties	197
3.3.3. Les types de navires	197
3.3.4. Les zones de pêche	198
3.3.5. Les métiers	200

3.3.6.	Les flottilles	203
3.3.7.	Les stratégies.....	207
3.3.8.	La pêche plaisancière dans la Corne Sud	213
3.3.9.	La pêche plaisancière de nuit.....	216
3.4.	Schéma synthétique de l'activité de pêche plaisancière	219
3.5.	Estimation des captures de pêche plaisancière.....	221
4.	Facteurs de ciblage et facteurs de standardisation	223
4.1.	Effet de la taille des zones	223
4.2.	Effet de la taille des individus	225
4.3.	Effet du type de pêcheur et facteurs de standardisation	225
4.3.1.	Méthodologie.....	225
4.3.2.	Résultats.....	227
5.	Discussion – Conclusion.....	229

CHAPITRE IV

DU MODELE A L'EVALUATION DE SCENARIOS DE GESTION 237

1.	Conditions initiales et calibration du modèle	240
1.1.	Méthodologie	240
1.1.1.	Effectifs initiaux.....	244
1.1.2.	La méthode du Simplex.....	247
1.1.3.	Calibration des captures professionnelles	248
1.1.4.	Calibration des captures plaisancières de Saumonée.....	249
1.1.5.	Calibration de l'évolution des populations	249
1.2.	Résultats	252
1.2.1.	Evolution des valeurs des paramètres d'ajustement	252
1.2.2.	Effectifs initiaux.....	253
1.2.3.	Captures annuelles.....	258
1.2.4.	Evolution des populations.....	259
2.	Validation des modèles	259
2.1.	<i>Lethrinus nebulosus</i>	261
2.2.	<i>Plectropomus leopardus</i>	264
2.3.	<i>Naso unicornis</i>	268
3.	Analyse de sensibilité.....	271
3.1.	Méthodologie	272
3.2.	Résultats	277
3.2.1.	Analyse de sensibilité par plan d'expérience	277
3.2.2.	Effet du recrutement sur la dynamique des populations	280

3.2.3. Effet du nombre de navires plaisanciers.....	285
4. Analyse de scénarios sous incertitude.....	285
4.1. Les scénarios de gestion	285
4.2. Méthodologie	291
4.3. Résultats	294
4.3.1. Analyse des scénarios de gestion sous incertitude par plan d'expérience	294
4.3.2. Analyse de scénarios de gestion sous différentes hypothèses de recrutement.....	297
5. Discussion - Conclusion	303
5.1. Retour sur les principaux résultats	303
5.2. Retour sur le modèle	306
5.3. Positionnement de la présente étude par rapport à l'existant.....	313
CONCLUSION - PERSPECTIVES	317
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	336
LISTE DES FIGURES.....	385
LISTE DES TABLEAUX.....	393

INTRODUCTION



INTRODUCTION

1. La pêche, son étude, et sa gestion : des grandes pêcheries hauturières à la pluralité des pêcheries tropicales

1.1.L'halieutique et la gestion des pêches

Depuis le 19^{ème} siècle l'Europe, puis l'Amérique du Nord ont vu se développer de grandes pêcheries hauturières, dont on citera la plus connue : la morue de l'Atlantique Nord. Le développement de la civilisation industrielle a vu la population mondiale croître de façon exponentielle à partir du début du 20^{ème} siècle, notamment sur les littoraux. Aujourd'hui 40% de la population mondiale vit en zone littorale³ (sources : ONU, 2010) et plus d'1 milliard d'humains auraient pour unique source de protéine animale la consommation de poisson (Anonyme, 2009). Après la seconde guerre mondiale, l'évolution des techniques de pêche et des moyens de navigation a permis une augmentation considérable des capacités de pêche et des captures. Les captures mondiales sont passées de 25 millions de tonnes en 1950 à plus de 100 millions de tonnes en 1990, soit une augmentation de 300% en 40 ans (Sea Around Us Project, 2011). Fortement impactés par cette augmentation, de nombreux stocks ont été ou sont aujourd'hui surexploités (Anonyme, 2009). En 1995 la FAO estimait déjà que la majorité des ressources côtières à travers le monde étaient surexploitées, notamment en raison d'une croissance démographique importante dans ces régions (FAO, 1995). Les captures mondiales stagnent voire diminuent depuis le milieu des années 90 (Figure 1) et les Captures Par Unité d'Effort (CPUE) baissent significativement (FAO, 2006). Dès le début de 20^{ème} siècle, conscients de l'importance de telles ressources, les états, aidés de scientifiques, se sont intéressés à la gestion des stocks exploités. Cette gestion est passée d'une approche naturaliste à une conceptualisation mathématique à partir des années 70 (Haggan, 1998). L'élaboration de modèles d'évaluation basés sur la dynamique des populations et des analyses statistiques s'est alors fortement développée. De nombreux organismes et commissions internationales ont vu le jour au sein des pays concernés par cette exploitation (principalement Etats-Unis, Canada et

³ Dans une bande de 60km.

INTRODUCTION

Angleterre). Citons à titre d'exemple le North-West Atlantic Fisheries (ICNAF) et l'Inter-American Tropical Tuna Commission (IAATTC), fondés en 1949. Plusieurs commissions au sein de la Food and Agriculture Organization (FAO, département des Nations Unies) ont été créées à cette même période. En Europe, l'International Council for the Exploitation of the Sea (ICES) avait vu le jour dès 1902. Cependant, l'approche conceptuelle de la gestion des pêches en halieutique reste caractéristique des grandes pêcheries occidentales ciblant les espèces démersales et les petits pélagiques abondants sur les plateaux continentaux. Les pêcheries thonières qui se sont développées dans la seconde moitié du 20^{ème} siècle, ont aussi largement utilisé les approches par modélisation (*e.g.* Bertignac *et al.*, 1998 ; Lehodey *et al.*, 2008).

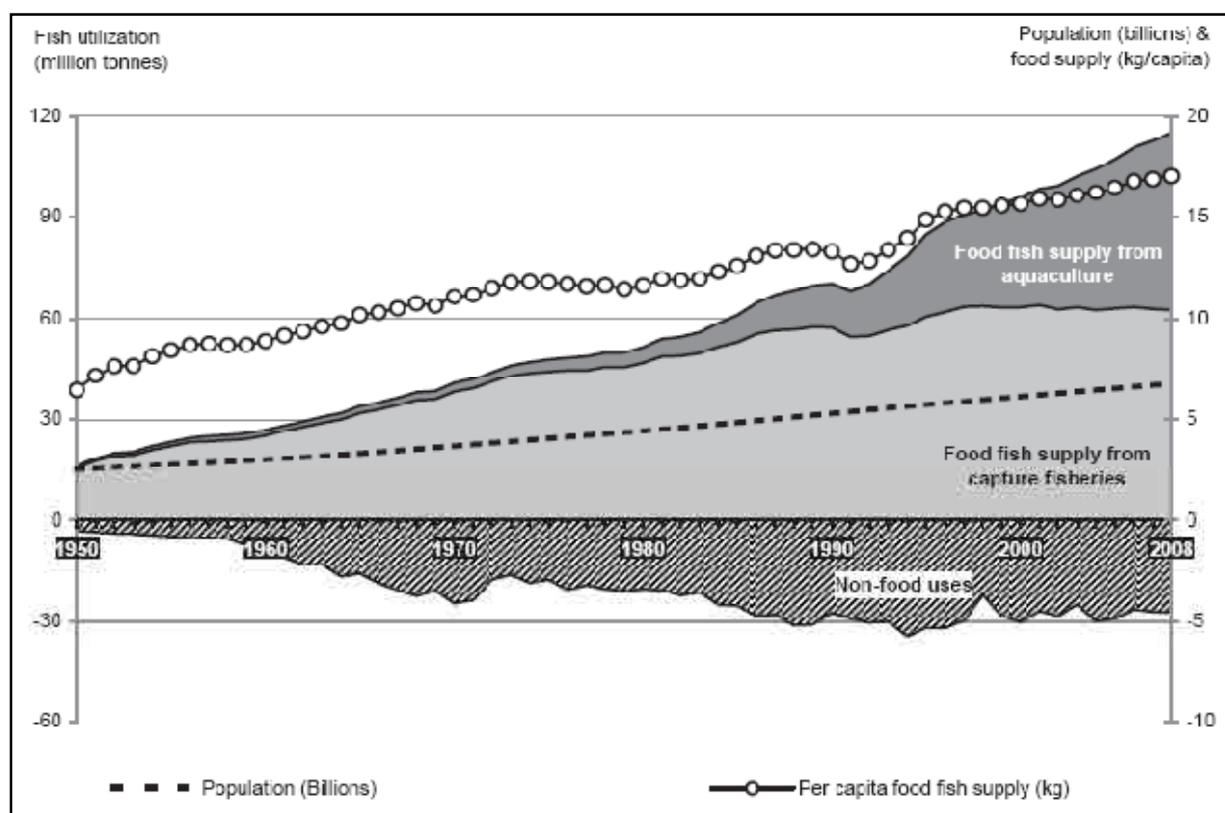


Figure 1. Captures mondiales de produit de la mer et production aquacole de 1950 à 2008. Source : FAO (2008).

Dans le Pacifique, immensité océanique parsemée de nombreux archipels, la mer et ses ressources représentent plus qu'ailleurs une source de nourriture et son exploitation un mode de vie. La pêche vivrière y représente plus de 80% des débarquements (Dalzell *et al.*, 1996), constituant ainsi une ressource alimentaire majeure pour les populations de ces états. Les milliers d'îles que compte cet océan, le plus souvent d'origine volcanique et dépourvues de plateaux continentaux, ne représentent que de rares oasis, où se

concentrent les espèces récifo-lagonaires de la ceinture inter-tropicale. Les populations humaines dépendantes de ces ressources ont été averties depuis des générations des limites de la pêche intensive et de la nécessité de les préserver ou de quitter les îles aux ressources épuisées (Jennings *et al.*, 2001). De par le monde et dans les îles du Pacifique en particulier, la structure sociale de nombreuses sociétés traditionnelles a imposé depuis des siècles des pratiques limitant l'impact sur les ressources exploitées (Sand, 1994, 1995 ; Johannes, 1978, 1982b, 1989 ; Johannes and Hickey 2004). Les règles mises en place reposent majoritairement sur des restrictions spatiales (zones d'accès limité à un groupe, zones d'accès occasionnels, etc.) et une organisation spatio-temporelle de la pêche par les individus détenant l'autorité (Johannes 1978, 1982a; Ruddle, 1996 ; Johannes and Hickey 2004 ; Hickey, 2006, 2007). Depuis l'époque de la colonisation (19^{ème} siècle) et le développement d'activités commerciales (plantations et mines principalement) d'importants mouvements de populations ont eu lieu dans les régions du Pacifique. Certaines localités ont vu leur population fortement augmenter alors que d'autres diminuaient, ce qui a modifié les pressions anthropiques sur le milieu marin (Dalzell *et al.*, 1996). D'autre part, le développement des sociétés de type occidental, tant au niveau de la gestion administrative que des modes de vie, a profondément bouleversé l'accès aux ressources marines et sa gestion (Ruddle & Johannes, 1985; Ruddle *et al.*, 1992 ; Johannes, 2002 ; Johannes & Hickey, 2004).

Dans les sociétés occidentalisées, l'augmentation du niveau de vie et l'arrivée des congés payés ont favorisé le développement des activités de loisir au cours du 20^{ème} siècle, ce qui a également contribué à une forte augmentation de la fréquentation et des pressions sur le milieu marin (Cowx, 2002). Dans ces sociétés, la pêche récréative⁴ peut avoir un impact très significatif sur les ressources halieutiques (Cooke & Cowx, 2004).

Dans de nombreuses sociétés traditionnelles, en particulier dans les îles du Pacifique, la pêche vivrière⁵ est largement répandue et a vu se développer la concurrence des pêches récréative et professionnelle qui accroissent les prélèvements et soulèvent de nouveaux enjeux de gestion (Clua *et al.*, 2005).

⁴ Il est ici entendu par pêche récréative, toutes activités non professionnelles de capture d'organismes marins, dont les prises ne constituent pas un moyen de subsistance.

⁵ Il est ici entendu par pêche vivrière, toutes activités non professionnelles de capture d'organismes marins dont les prises constituent un moyen de subsistance (y compris parfois la vente ou le troc).

La mise en place de quotas sur les captures et de restrictions sur les engins (qui agissent sur les tailles de capture) constituent les principales mesures de gestion appliquées aux activités professionnelles (Buckworth, 1998). En revanche, les problématiques soulevées par les activités de pêche plaisancière⁶ ont nécessité de nouvelles approches de la part des gestionnaires. Dans certaines régions et pour certaines espèces, la pêche plaisancière représente la majorité des captures et nécessite des mesures de gestion adaptées (Jennings & Lock, 1996 ; Ruddle, 1996).

Par ailleurs, les approches de gestion développées en halieutique ont montré leurs limites avec l'effondrement de stocks, comme celui bien connu de la morue de l'Atlantique Nord (Hutchings & Myers, 1994 ; Brander, 2007 ; Link *et al.*, 2011). Les raisons de ces échecs résident principalement dans l'incertitude inhérente à l'évaluation et à l'étude des ressources halieutiques, et du fait que les objectifs de gestion ne dépendent pas uniquement des stocks eux-mêmes (Buckworth, 1998 ; Jennings, 2001). Le manque de communication entre scientifiques, décideurs et pêcheurs, les difficultés de mise en application des mesures de gestion et leur contournement ont été des aspects clefs dans l'échec des recommandations de gestion élaborées par les scientifiques (de la Mare, 1998 ; Peterman, 2004 ; Mora *et al.*, 2009). Johannes (1978) et Ruddle *et al.* (1992) constatent avec ironie qu'en dépit du succès limité de la gestion des pêches dans les pays industrialisés, les approches utilisées ont été recommandées et parfois imposées aux sociétés non industrialisées. Cependant, en dehors des pêches hauturières de thonidés, la gestion des pêches en milieu tropical et notamment dans le Pacifique n'a pas rencontré les problématiques liées à l'échelle internationale des pêcheries. Les mesures de gestion sont mises en place à une échelle locale, plus facilement intégrées par les acteurs.

Depuis la fin du 20^{ème} siècle, l'étude des stocks s'est développée autour de la prise en compte de facteurs provenant de différents niveaux de l'écosystème (environnement, compétition, prédation, etc.). Elle intègre parfois des aspects sociaux et économiques de l'impact des stratégies de gestion. Cette approche est appelée gestion écosystémique des pêches (Christensen *et al.*, 1996 ; Pauly *et al.*, 2002 ; FAO, 2003 ; Pikitch *et al.*, 2004). Il est aujourd'hui admis que l'intégration de processus à l'échelle de l'écosystème est

⁶ Les termes de "pêche récréative" et "pêche vivrière", seront regroupés au cours de ce document sous l'appellation commune de "pêche plaisancière" en opposition à "pêche professionnelle".

nécessaire à la compréhension de la dynamique des populations (Charles, 2001 ; Garcia *et al.*, 2003 ; Crowder *et al.*, 2008). En milieu tropical, son utilisation est apparue comme particulièrement intéressante (lorsque les niveaux de connaissances étaient suffisants) en raison d'une diversité biologique et culturelle importante (Christie *et al.*, 2007 ; Olsson *et al.*, 2008 ; Lehodey *et al.*, 2008). Les mesures de gestion se sont alors diversifiées, de manière à s'adapter à la diversité des situations en terme de biologie, d'écologie, de sociologie, mais aussi de faisabilité et de coûts.

De nombreuses initiatives de retour à des modes de gestion traditionnels, fondés sur une cogestion locale et communautaire afin de préserver les ressources exploitées, voient également le jour notamment dans les pays insulaires du Pacifique (Johannes, 2002 ; Cinner, 2007 ; Cinner *et al.*, 2009).

1.2.L'apport de la modélisation en halieutique

Les modèles de dynamique des populations sont basés sur la formulation mathématique de processus biologiques et écologiques gouvernant la dynamique d'une population : la reproduction (entrée d'individus dans le stock), la mortalité naturelle et par pêche (sortie d'individus du stock), l'émigration (sortie d'individus du stock), l'immigration (entrée d'individus dans le stock), la croissance (dans le cas de modèle structuré en classes d'âge ou de taille) et la mobilité (dans le cas de modèles spatialement explicites ou spatialisés). Les principaux types de modèles utilisés peuvent être caractérisés à partir de cinq critères (Tableau 1) :

- Représentation du temps : les modèles en temps continu sont relativement simples et établissent une relation mathématique entre l'effectif de la population et le temps selon un certain nombre de paramètres, tels que le taux de croissance, le taux de mortalité et la capacité de charge du milieu. Les modèles en temps discrets permettent de définir les événements (reproduction, recrutement, migration, etc.) régissant la dynamique d'une population à chaque pas de temps et de définir ainsi la chronologie de ceux-ci.
- Représentation de l'espace : on peut distinguer 3 types de modèles. Les modèles non spatialisés se basent sur l'hypothèse de l'homogénéité spatiale de la

population. Les modèles spatialement explicites discrétisent l'espace en un nombre restreint d'unités spatiales en fonction des caractéristiques du système étudié, sans gérer l'agencement spatial des zones les unes par rapport aux autres. Enfin, les modèles spatialisés gèrent l'espace de façon continue (ou quasi continue), avec une gestion intégrée du positionnement. Les modèles spatialement explicites et spatialisés permettent de prendre en compte la distribution spatiale et le déplacement des individus de la population.

- La structuration de la population : les modèles dits non structurés supposent l'identité de tous les individus de la population, alors que les modèles structurés en classes (généralement d'âge ou de taille), permettent de distinguer les caractères biologiques et écologiques selon les classes et de prendre en compte explicitement les processus démographiques (Caswell, 2001).
- Le niveau d'intégration : les modèles monospécifiques s'intéressent à la dynamique d'une seule espèce, régie par des processus (reproduction, migration, croissance, etc.) qui lui sont propres (Quinn II & Collie, 2005). Les modèles multispécifiques permettent d'appréhender simultanément la dynamique de plusieurs espèces et d'établir éventuellement des dépendances entre elles, par exemple par des relations prédateur-proie ou de compétition (Gamble & Link, 2009 ; Rose & Sable, 2009). Les modèles dits écosystémiques augmentent encore en complexité en prenant en compte différents niveaux d'une chaîne trophique, voire l'intégration de paramètres environnementaux (Lehodey *et al.*, 2008). Certains modèles écosystémiques sortent à proprement parler du domaine de la dynamique des populations et sont basés sur la dynamique de compartiments trophiques plutôt que d'espèces en particulier (Polovina, 1984 ; Christensen & Walters, 2004). Ce dernier type de modèle fait partie intégrante de l'approche dite écosystémique ou "Ecosystem-Based Management" (Marasco *et al.*, 2007 ; Levin *et al.*, 2009).
- Représentation de la mortalité par pêche : celle-ci a longtemps été intégrée dans les modèles de dynamique des populations par l'intermédiaire d'un unique paramètre : le taux de mortalité⁷. Actuellement de plus en plus de modèles proposent de spécifier l'allocation spatiale et/ou saisonnière de l'effort de pêche

⁷ La mortalité totale est habituellement notée Z et se décompose en $F + M$, où F représente le taux de mortalité par pêche et M le taux de mortalité naturelle (Sparre & Venema, 1998).

(Holland, 2000 ; Holland et Sutinen, 2000 ; Hutton *et al.*, 2004). Certains modélisent explicitement les activités de pêche et les captures qui en résultent. Ces modèles sont alors composés d'un sous-modèle de populations et d'un sous-modèle de pêcheries, comme c'est le cas pour le modèle ISIS-Fish (Pelletier *et al.*, 2009).

Tableau 1. Critères de classification des modèles et leurs modalités.

Critère	Modalités
Le temps	Continu Discret
L'espace	Non spatialisé Spatialement explicite Spatialisé
La structuration de la population	Non structurée Structurée en classe (généralement âge ou taille)
Le niveau d'intégration	Monospécifique Plurispécifique Ecosystémique
La mortalité par pêche	Décrite par un unique paramètre de mortalité Issue d'une modélisation explicite de l'activité

Puisant leurs sources dans les principes énoncés par Malthus il y a plus de 200 ans, les modèles de dynamique de population se sont développés progressivement pour connaître une forte expansion dans la seconde moitié du 20^{ème} siècle. Citons à ce titre les travaux de Leslie (1945, 1948) sur les modèles structurés en classes d'âge, qui ont largement inspiré de nombreux modèles actuels en écologie (Caswell, 2001). L'utilisation de telles approches s'est rapidement imposée en halieutique dans le but de comprendre l'évolution des stocks exploités puis de les évaluer. Les modèles de dynamique des populations ont rencontré un large succès grâce à leur pouvoir prédictif et à leur intérêt théorique pour représenter des processus biologiques et écologiques. Ils permettent également d'explorer l'évolution d'un stock sous certaines conditions, en fixant des hypothèses de travail sur l'environnement, l'écologie des espèces, les pressions de pêche ou encore les mesures de gestion. D'après Larkin & Gazey (1982), la modélisation peut être appliquée à tout phénomène qui peut être conceptualisé et qu'il serait utile de simplifier afin d'en faciliter la compréhension. Largement utilisées pour l'étude des pêcheries industrielles hauturières, les applications se sont diversifiées pour s'intéresser aux petites pêcheries côtières (Hart & Reynolds, 2002). Depuis peu, avec la prise en compte croissante de la multiplicité des acteurs de la gestion de l'environnement et des ressources, les efforts tendent à développer des modèles

pouvant intégrer les activités de pêche plaisancière. Cependant, l'adaptation des modèles représente une tâche complexe en raison de la nature très diversifiée et non structurée de ces activités. L'absence de données de déclarations de pêche et de suivis standardisés représente un obstacle supplémentaire (Charles, 2001 ; Jennings *et al.*, 2001). Parmi la grande diversité des modèles de dynamique des populations existant, certains permettent la prise en compte de facteurs environnementaux et la pluralité des captures et des activités de pêche. En effet, la nécessité d'une approche écosystémique des pêches a été avancée, notamment en milieu tropical et corallien, du fait de la complexité des systèmes étudiés, (FAO, 2003 ; Hall & Mainprize, 2004 ; Cury *et al.*, 2005 ; Garcia & Cochrane, 2005 ; Jennings 2005 ; Fulton, 2010 ; Fulton *et al.*, 2011). Cependant, cette approche accentue la problématique d'un besoin important de données sur le système étudié (Christie *et al.*, 2007).

Relativement peu de cas d'étude de modélisation de dynamique des populations ont été réalisés en milieu récifal tropical (*e.g.* McClanahan, 1995 ; Williams *et al.*, 2011). Pour certains auteurs la raison est simple : les modèles mathématiques de dynamique des populations développés dans le cadre de la gestion des pêches ne sont pas applicables aux situations rencontrées en milieu tropical (Gulland, 1982 ; Ruddle & Hickey, 2008). L'information, sur la biologie, l'écologie et les pêcheries, nécessaire à l'utilisation de ces modèles est généralement insuffisante (Pascoe *et al.*, 2009 ; Pratchett, 2011). L'un des paramètres clefs régissant la dynamique des espèces est la relation entre stock de reproducteurs et recrutement. La dispersion larvaire et plusieurs facteurs environnementaux rendent cette relation très variable ; le besoin de connaissances reste très important (Jones, 1990 ; Mora & Sale, 2002 ; Fisher *et al.*, 2011). La méconnaissance d'un grand nombre de paramètres réduit ceux-ci au rôle de variables d'ajustement (Larkin et Gazey, 1982). Ces contraintes restent d'actualité avec l'évolution de modèles de plus en plus complexes développés la plupart du temps dans des pays où la biologie et l'écologie des espèces ont été étudiées de longues dates et où des suivis standardisés des activités de pêche ont été mis en place (Pitcher, 1998 ; Ruddle & Hickey, 2008). Cependant, l'évidente complexité des systèmes naturels étudiés, la difficulté à en extraire l'information nécessaire pour les comprendre et les échecs répétés dans l'atteinte des objectifs de gestion (Cochrane, 1999), ont amené les

modélisateurs à tenir compte de l'incertitude existante dans leurs prédictions (Gerber & Heppell, 2004 ; Sethi *et al.*, 2005 ; Cariboni *et al.*, 2007).

Cette problématique est rencontrée dans de nombreux domaines utilisant des modèles, notamment lorsque le calcul de risques est un impératif, par exemple la santé (Donaldson *et al.*, 2009) et le nucléaire (Kleijnen, 1995 ; Helton *et al.*, 2011). Les modèles sont des outils d'aide à la décision séduisants mais ils peuvent parfois être à l'origine d'erreurs de prédiction importantes et conduire à des décisions erronées (Makowski, 2010). Devant cette situation de nombreuses méthodes ont été développées (Saltelli *et al.*, 2000, 2004, 2008). L'analyse de sensibilité a pour objectif de déterminer les sources de la variabilité observée dans les sorties du modèle. En d'autres termes, il s'agit de déterminer les principaux paramètres responsables de l'incertitude sur les sorties du modèle. Ces étapes permettent de classer les paramètres de manière à déterminer ceux dont une meilleure estimation réduirait le plus l'incertitude sur les sorties du modèle. Il est alors possible d'identifier les paramètres influents, puis d'établir des recommandations quant aux pistes de recherche à prioriser dans l'étude du système.

Au-delà de l'analyse de sensibilité, l'analyse d'incertitude permet une fois les principales sources d'incertitude sélectionnées, d'étudier l'effet de celles-ci sur les prédictions du modèle. La prise en compte de l'incertitude peut se faire sur la base d'intervalles d'erreur sur les valeurs des paramètres ou de cas de figures (appelés aussi "scénarios" ou "hypothèses") décrivant chacun une situation particulière (combinaison de valeur de paramètres ou type de relation de recrutement par exemple) (Kell *et al.*, 2006).

1.3. Les mesures de gestion des pêcheries

La réalisation des objectifs de gestion fixés idéalement en concertation entre gestionnaires, scientifiques et acteurs des activités concernées, se concrétise par la mise en place de mesures de gestion et de réglementation pour contrôler et limiter l'impact des activités de pêche sur les ressources. Il s'agit le plus souvent de limiter l'effort de pêche global, de l'orienter sur certaines espèces ou catégories de taille, ou de protéger certains processus clefs identifiés dans la dynamique des espèces (par exemple la

reproduction). Il existe une grande variété de mesures de gestion pouvant être regroupées en 3 catégories : le contrôle de l'effort de pêche (licences, limites du nombre d'engins, limite de taille de navire, etc.), le contrôle des captures (quotas) et les mesures dites techniques (restrictions sur les caractéristiques des engins, les saisons, les zones, les tailles, les captures, etc.) (Charles, 2001). Ces mesures de gestion peuvent être combinées afin d'augmenter leur efficacité. Ainsi, les limitations de taille et les restrictions sur les engins sont habituellement utilisées simultanément (par exemple réglementation sur la taille de la maille des filets de manière à limiter la capture de poissons juvéniles). Les principales mesures de gestion utilisées en halieutique sont présentées dans les paragraphes suivants de manière synthétique en s'intéressant à leurs champs d'applications et aux objectifs visés lors de leur mise en œuvre. L'accent sera mis sur les mesures de gestion spatialisées en fort développement à l'échelle mondiale et considérées dans cette étude.

❖ Les TAC (Total Autorisé de Capture)

Les TAC sont des quantités de captures maximales, généralement en poids, mais aussi parfois en nombre ou en volume, qui peuvent être appliquées à une nation, une pêcherie ou à un pêcheur. Les fractions de TAC sont appelées quotas. Les TAC sont fixés pour une année, une saison, un mois ou une sortie. Certains TAC sont dit transférables, c'est-à-dire que l'entité qui possède un quota peut sous certaines conditions, donner, vendre ou échanger son quota avec quelqu'un d'autre. Cette mesure de gestion a été largement utilisée pour les grandes pêcheries internationales, comme la morue de l'atlantique Nord-ouest (Duplisea & Fréchet, 2011), les thons du Pacifique ou de l'Atlantique (Allen *et al.*, 2010), les petits pélagiques d'Amérique du Sud ou d'Europe (Lehuta *et al.*, 2006 ; Aranda, 2009), les pêcheries profondes (Marchal *et al.*, 2009), etc. Elle s'applique alors à une espèce en particulier. Les TAC sont aussi utilisés pour la gestion de la pêche récréative, principalement dans les pays anglo-saxons.

Cette mesure de gestion est fortement liée au concept de "Prises Maximales Soutenues" (PMS) ou "Maximum Sustainable Yield" (MSY) les anglo-saxons (Russel, 1931 ; Hjort *et al.*, 1933 ; Graham, 1935). Bien que largement répandues au niveau des instances internationales, la pertinence des PSM et l'efficacité des TAC ont été remises en cause dès les années 1970 (Larkin, 1977 ; Sissenwine, 1978).

❖ Les licences

Les licences sont établies et gérées par les autorités compétentes des états. Il s'agit avant tout de contrôler la flotte de navires. Cette mesure de gestion permet de limiter l'effort de pêche. Elle peut être accompagnée de contraintes sur les navires, de manière à contrôler la puissance des unités de pêche.

❖ Les restrictions sur les engins

Les restrictions sur les engins visent soit l'interdiction de certains engins, soit la limitation de leur nombre, soit la limitation d'une caractéristique technique de l'engin (taille de la maille d'un filet, type et taille des hameçons, etc.). L'objectif est le plus souvent le contrôle de la sélectivité des engins, de manière à réduire la capture des plus petits individus immatures ou des gros reproducteurs. L'interdiction d'engins de pêche a pour but de supprimer les engins peu ou pas sélectifs (filet à poche sur les récifs par exemple), ou ayant un impact avéré sur l'environnement (chalut de fond, dynamite, etc.).

❖ Les tailles limites de capture

Il existe 2 mesures de gestion sur les tailles. La première fixe une taille minimale de capture, le plus souvent, de manière à protéger les individus juvéniles jusqu'à leur maturité sexuelle. La seconde, beaucoup moins répandue, fixe une taille maximale de capture, de manière à protéger les gros individus, qui représentent le stock reproducteur.

Ce type de mesure est le plus souvent accompagné de restrictions sur les engins (taille de maille par exemple) qui facilite techniquement le respect de cette mesure. Lorsque la répartition spatiale ou temporelle des individus diffère en fonction de la taille ou pour certaines techniques de pêche (comme la chasse sous-marine où chaque individu est vu avant d'être capturé) cette mesure est applicable sans autre mesure complémentaire.

Les tailles minimales de capture sont largement utilisées, mais cette mesure a été controversée dans de nombreux cas en raison des rejets occasionnés quand la technique de pêche n'empêche pas la capture d'individus sous la taille légale (Alverson *et al.*, 1994). Le taux de mortalité des individus rejetés est peut être très élevé et varie selon plusieurs facteurs, notamment l'espèce, l'engin, le temps passé hors de l'eau et la

taille des individus (Cook, 2003). Le développement d'engins particulièrement sélectifs cherche à limiter le problème des rejets (voir par exemple les travaux de l'IFREMER : <http://wwz.ifremer.fr/peche/Le-role-de-l-ifremer/Recherche/TECOS/Selectivite>).

Les tailles maximales de capture restent difficilement applicables pour des engins tels que les filets, dans une moindre mesure pour la ligne, mais sont bien adaptées aux techniques de capture à vue telle que la chasse sous marine ou la pêche à pied.

❖ Les restrictions temporelles

Les restrictions temporelles ont pour objectif de protéger tout ou partie du stock à un moment clef de sa dynamique annuelle, généralement au moment de la reproduction ou de forte concentration de juvéniles. Les restrictions temporelles sont fortement liées aux mesures de gestion spatialisées, notamment quand les processus écologiques cités précédemment donnent lieu à des regroupements d'individus ce qui augmente leur vulnérabilité et les rendements de pêche.

❖ Les restrictions spatiales

Les mesures de gestion spatialisées sont communément appelées Aires Marines Protégées (AMP). Il en existe différentes catégories, pouvant aller d'une interdiction totale de présence à une pratique de la pêche de certaines espèces réservée à certains pêcheurs (voir entre autres PDT, 1990 ; Claudet, 2011 ; www.iucn.org ; www.aires-marines.fr).

Les objectifs de gestion visés lors de la mise en place d'AMP, sont multiples et en ont fait leur intérêt. Ces objectifs peuvent combiner la protection ou la restauration d'un habitat, d'une partie de la ressource exploitée, mais aussi la gestion des usages (PDT, 1990 ; Claudet, 2011), ce qui en fait un outil adapté à l'approche écosystémique de la gestion des pêches (Charles, 2001). De nombreuses AMP soutiennent le développement des activités touristiques et de loisir en contrepartie d'une limitation ou d'une interdiction des activités de pêche. L'objectif pour les gestionnaires est alors de valoriser ces zones d'un point de vue économique et social.

La disparition de la pression de pêche induite par l'établissement d'une AMP dans laquelle tout prélèvement est interdit, entraîne un ensemble d'effets positifs à l'intérieur de la réserve, tels que l'accroissement de biomasse, d'abondance, de taille moyenne et

de biodiversité (Russ & Alcala, 1996 ; Wantiez *et al.*, 1997 ; Mosquera *et al.*, 2000 ; Roberts *et al.*, 2001 ; Halpern 2003 ; Micheli *et al.*, 2004 ; Guidetti *et al.*, 2005 ; Micheli & Halpern 2005 ; Claudet *et al.*, 2008). Plusieurs études ont montré que des effets similaires peuvent être observés à l'extérieur des limites des réserves, par l'intermédiaire de l'export (effet "spillover") d'adultes, de larves ou d'œufs (Russ & Alcala, 1996 ; McClanahan & Mangi, 2000 ; Sanchirico, 2000 ; Stobart *et al.*, 2009 ; Russ *et al.* 2003 ; Abesamis *et al.*, 2006 ; Goñi *et al.*, 2006, 2008 ; Chateau, 2008 ; Kellner *et al.*, 2007 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008 ; Chateau & Wantiez, 2009), ce qui résulte en un bénéfice économique pour les pêcheries professionnelles (White *et al.*, 2008). En milieu tropical, où les espèces sédentaires et territoriales sont plus fréquentes qu'en zones tempérées, l'augmentation de la fécondité moyenne des poissons est un bénéfice supplémentaire particulièrement attendu par la mise en place d'une AMP (PDT, 1990 ; Russ, 1984). Cependant, l'augmentation du recrutement larvaire suite à la mise en place d'une AMP a rarement été mise en évidence (Kellner *et al.*, 2008). Les conditions initiales du peuplement lors de la mise en place d'une AMP puis l'ancienneté de celle-ci influencent les bénéfices qui peuvent en être tirés (Myers *et al.*, 1997; Jennings, 2001). Ceux-ci sont parfois observés après plusieurs dizaines d'années (Molloy *et al.*, 2009). Les effets des réserves varient de manière importante (Côté *et al.*, 2001) en fonction de leur configuration, tels que taille, connectivité et niveau de protection (Boehlert, 1996 ; Halpern, 2003 ; Parnell *et al.*, 2006 ; Claudet *et al.*, 2008 ; Planes, 2011). Des facteurs sociaux tels que le niveau de contrôle et l'acceptation, affectent aussi le succès d'une AMP (Walmsey & White, 2003 ; Guidetti *et al.*, 2008). L'acceptabilité des AMP par les communautés de pêcheurs (professionnels, récréatifs et vivriers), dépend en partie de la potentialité d'un flux d'individus des espèces cibles de la pêche vers l'extérieur des frontières de la réserve et de l'effet de ces flux sur les pêcheries (Alcala & Russ, 1990 ; Bohnsack, 1993 ; Russ & Alcala, 1996).

Les flux sortant d'une AMP dépendent largement des possibilités de traverser ces frontières (changement d'habitat, côte, etc.) (Buechner, 1987), mais aussi de la taille de la réserve par rapport à la mobilité des espèces et leur de home range⁸ (Holland, 1996 ;

⁸ Le terme anglais "home range" est utilisé dans cette étude pour définir une surface parcourue par un individu dans son activité habituelle de recherche de nourriture et de repos sur une période donnée. Lorsqu'ils existent, les déplacements occasionnels d'exploration et de reproduction ne sont pas considérés comme ayant lieu à l'intérieur du home range. Cette définition est adaptée de Burt (1943) et Kramer & Chapman (1999).

Holland *et al.*, 1993 ; Chateau, 2008 ; Chateau & Wantiez, 2009). Cependant, l'efficacité d'une réserve repose d'abord sur les individus résidant à l'intérieur de la réserve. Pour ces derniers, le rapport entre taille, forme, positionnement de la réserve et home range influencera l'efficacité de la protection (Kramer & Chapman, 1999 ; Nowlis, 2000 ; Nowlis & Friedlander, 2005). Les effets de la protection d'une zone peuvent parfois se faire sentir rapidement à l'intérieur de celle-ci, mais l'effet de spillover n'intervient généralement que plus tard, notamment lorsque des effets d'émigration densité-dépendants apparaissent (Kramer & Chapman, 1999).

2. Le cas d'étude : le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie

2.1.Situation géographique

Située dans le Pacifique Sud-ouest, la Nouvelle-Calédonie se situe dans la zone intertropicale entre le 17^{ème} et le 23^{ème} parallèle Sud (Figure 2). Ce territoire, d'une superficie de 19 058 km² est constitué d'une île principale (la Grande Terre), de quelques îles proches (Belep et Ile des Pins) et des îles Loyautés (Maré, Lifou, Ouvéa). La Grande Terre, l'île des Pins et l'archipel de Belep sont entourés d'une barrière de corail continue entrecoupée de passes et ouverte au Nord et au Sud, délimitant ainsi l'un des plus grands lagons du monde d'une superficie de 19 954 km² (Andréfouët *et al.*, 2009). Le récif barrière dont la distance à la côte varie de 2 à 65 km délimite des zones de fonds sablo-vaseux ponctués de récifs intermédiaires de tailles variables.

La Nouvelle-Calédonie accueille une population de 245 580 habitants (recensement INSEE 2009), dont près de 67% habitent dans le Grand Nouméa (communes de Païta, Dumbéa, Nouméa et Mont Dore), créant ainsi une zone de forte densité de population à l'urbanisation importante (environ 85 hab.km⁻² sur le Grand Nouméa et 2 135 hab.km⁻² à Nouméa). La pratique de la pêche est un aspect culturel important en Nouvelle-Calédonie (Jollit, 2010), où plus de 16 000 navires de plaisance étaient immatriculés en 2009, soit 1 navire pour 15 habitants. Cette proportion monte à 1 navire pour 10 habitants dans le Grand Nouméa (sources : Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes). A ce titre, le lagon sud-ouest (Figure 3) qui borde le centre de

INTRODUCTION

population est une zone de gestion prioritaire pour les autorités locales, en particulier la Province Sud à qui revient la compétence environnementale⁹. Cette zone qui constitue le site d'étude de ce travail sera présentée plus en détail dans le Chapitre I consacré à la spatialisation de l'information.

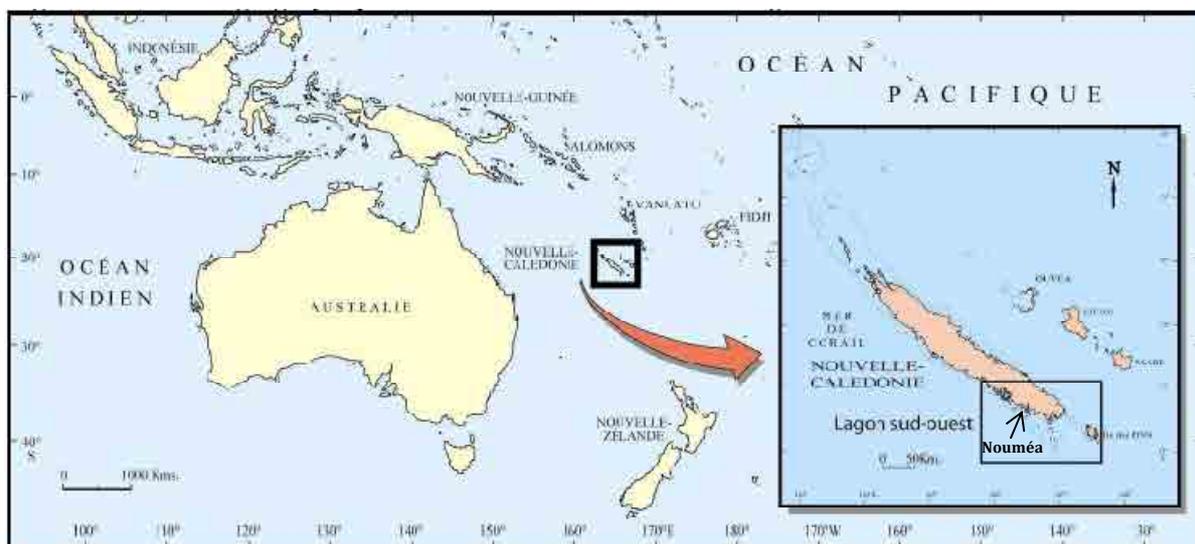


Figure 2. Situation géographique de la Nouvelle-Calédonie, du Lagon Sud-ouest et de Nouméa.

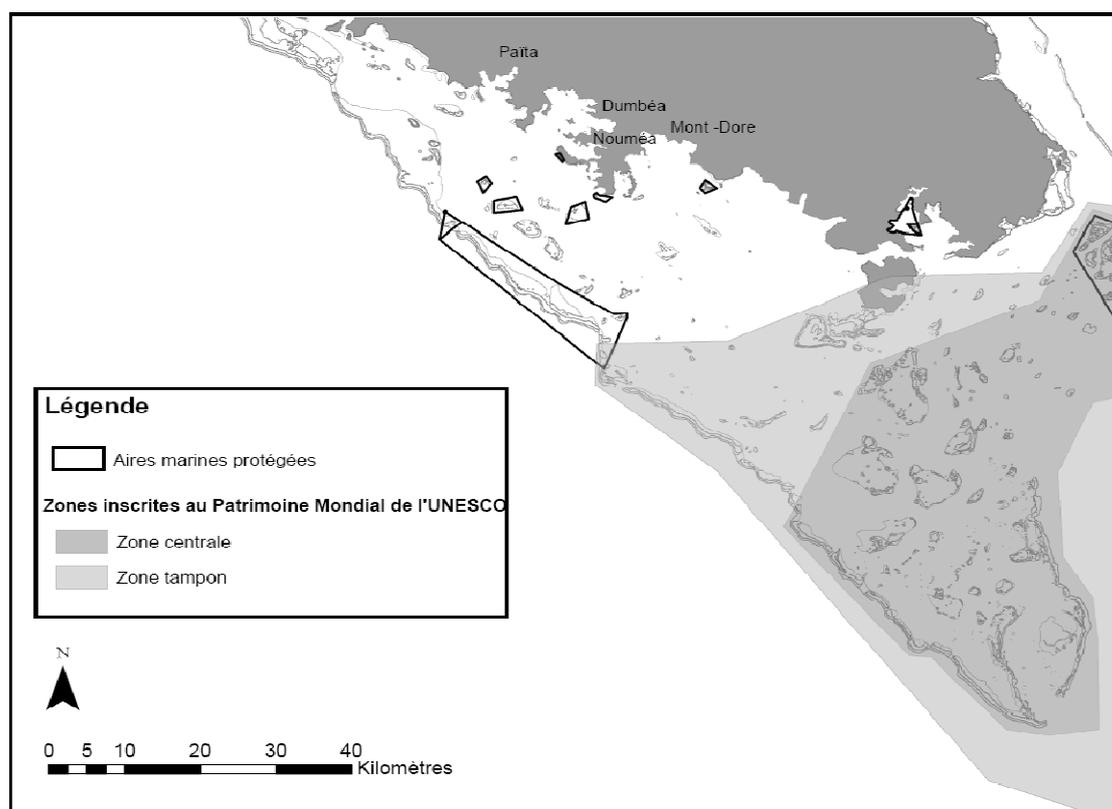


Figure 3. Le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, ses aires marines protégées et les zones inscrites au Patrimoine Mondial de l'UNESCO.

⁹ La Nouvelle-Calédonie est administrativement divisée en trois provinces (Province Nord, Province Sud et Province des îles Loyauté), à qui reviennent la compétence environnementale jusqu'à 12 milles nautiques au large du récif barrière.

2.2. Les ressources halieutiques et leur exploitation

2.2.1. Les ressources

Trois grands types de ressources peuvent être définis, associés chacun à un milieu particulier : les ressources pélagiques océaniques (principalement les thonidés), les ressources profondes de la pente externe (principalement les vivaneaux) et les ressources lagonaires présentant une très grande diversité. Ces dernières peuvent elles-mêmes être différenciées en 3 sous-ensembles : les espèces récifales, les espèces de fonds meubles et les espèces de pleine eau. En plus des poissons, une grande diversité de mollusques et de crustacés est associée aux récifs et aux fonds meubles.

En terme de diversité, 2 328 espèces de poissons ont été décrites en Nouvelle-Calédonie (Fricke *et al.*, 2011), dont 10 % seraient capturées pour la consommation (M. Kulbicki, com. pers.). A l'ichtyofaune s'ajoute la description d'environ 1 652 espèces de mollusques et 1980 espèces de crustacés (Payri & Richer de Forges, 2006). Ces chiffres placent la Nouvelle-Calédonie à parmi les "hot-spots" du gradient de biodiversité marine de l'Indopacifique (Bouchet *et al.*, 2001).

2.2.2. Les activités de pêche

❖ La pêche professionnelle

En Nouvelle-Calédonie, l'activité de pêche professionnelle fait intervenir trois grandes catégories définies par le Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes (SMMPM) : la pêche palangrière hauturière, la pêche côtière et la pêche récifo-lagonaire. La pêche palangrière cible principalement les thonidés, la pêche côtière caractérise les pêcheurs exerçant de la pente externe jusqu'à 12 miles au large et la pêche récifo-lagonaire concerne toutes pêches pratiquées à l'intérieur du lagon et sur la partie haute du récif barrière.

En Province Sud, la flottille de pêche récifo-lagonaire était constituée de 52 navires¹⁰ en 2010, d'une longueur comprise principalement entre 4 et 8 mètres, et embarquant 92

¹⁰ Il s'agit ici du nombre de navires à qui un rôle d'équipage a été délivré par le SMMPM. La même année, la Province Sud a délivré des autorisations pour 150 navires de pêche.

marins. Les pêcheurs récifo-lagonaires pratiquent une pêche multispécifique constituée d'une trentaine d'espèces (B. Fao, com. pers.). Cinq engins sont principalement utilisés (Virly, 2001 ; B. Fao, com. pers.) :

- Le filet droit mono-maille (ou senne) est majoritairement utilisé pour la capture des Acanthuridés, des Scaridés et des Lethrinidés.
- La ligne à main et le moulinet électrique sont principalement utilisés pour la capture des Serranidés, des Lethrinidés et des Lutjanidés.
- La traîne est utilisée lors de certains déplacements ou de façon plus intensive à la saison des thazards (*Scomberomorus commerson*).
- Le casier (ou nasse) est principalement utilisé pour la capture des crabes en mangrove.

❖ La pêche plaisancière

La pêche non-professionnelle, désignée sous le terme de plaisancière, regroupe les pêches vivrière et récréative. Ces deux catégories de pêche se distinguent par la motivation qui amène le pêcheur à exercer cette activité. Toutefois, ces motivations sont en réalité multiples et aboutissent toutes deux à la consommation du poisson par les membres de la famille ou les amis proches et parfois au troc. La pêche qui n'est pas déclarée mais dont les produits sont destinés à la vente constitue un cas particulier qui, par défaut, est aussi inclus dans la pêche plaisancière. La distinction précise entre pêcheurs vivriers et récréatifs reste difficile, notamment en Nouvelle-Calédonie où les cultures occidentales et traditionnelles coexistent.

L'agglomération du Grand Nouméa est localisée en bord de mer et fait face à un lagon protégé par le récif barrière situé à 10 milles nautiques de la côte. Cette situation en fait un lieu propice aux activités nautiques et de pêches. La présence de nombreux îlots et récifs dans cette partie du lagon constitue des zones poissonneuses accessibles par bateaux et pour une part depuis la côte. Plus de 17 000 navires de plaisance étaient immatriculés dans le Grand Nouméa en 2010 selon les chiffres du SMMPM, dont 95% sont des navires à moteur, parmi lesquels près de 60% font moins de 5 m.

Les principaux engins de pêches utilisés par les pêcheurs plaisanciers sont : la ligne à main, la canne, la gaule, le fusil-harpon, l'épervier, le filet droit mono-maille et le casier.

Ces différents engins peuvent être utilisés de diverses manières, donnant lieu à une grande variété de techniques de pêche :

- La pêche à la ligne est pratiquée sur les fonds meubles (sable, herbiers, etc.), ou durs (dalle, débris, etc.), parfois en bordure de récif. Cette technique utilise une ligne à main ou parfois une canne équipée d'un moulinet et capture notamment des Lethrinidés, des Ludjanidés et des Serranidés.
- La pêche à la gaule est pratiquée à pied au niveau des tombants récifaux des récifs frangeants et cible principalement les Siganidés.
- La chasse sous-marine est largement pratiquée sur les récifs. Cette activité a la particularité de sélectionner le poisson avant sa capture. Elle cible un large panel d'espèces telles que les Serranidés, Scaridés, Acanthuridés et Haemulidés. Elle cible généralement les individus de grande taille (sauf pour les espèces potentiellement ciguatoxiques où les plus gros individus sont évités).
- La pêche au lancer cible des espèces carnassières. Elle utilise une canne à pêche avec un moulinet et des leurres nageants. Cette technique est pratiquée également par les pêcheurs sportifs dont certains relâchent leurs prises, notamment quand elles présentent un risque de toxicité. Un certain nombre d'espèces comestibles sont capturées de cette manière dans le lagon, telles que Serranidés, Carangidés et Lethrinidés.
- La traîne est pratiquée aussi bien à bord des bateaux à moteur que des voiliers avec une large gamme de leurres travaillant à différentes profondeurs à partir de cannes à pêche ou de lignes franches. Dans le lagon, les principales espèces capturées par cette technique sont, *Scomberomorus comerson* (thazard), les Carangidés, *Aprion virescens* (mékoua) et certains Serranidés.
- Le filet maillant est habituellement calé en bordure de récif ou de mangrove et sur les platiers récifaux, de façon à intercepter les déplacements des poissons. Un grand nombre d'espèces peut être capturé par cette technique, notamment des Acanthuridés, Scaridés, Siganidés, Ludjanidés et Lethrinidés.

2.2.3. Les captures annuelles

En Nouvelle-Calédonie, la pêche professionnelle a débarqué 3 827 tonnes de produits de la mer pour l'année 2010¹¹, dont 75% correspondent aux espèces pélagiques, 25% aux espèces de la pente externe et récifo-lagonaires. Parmi les captures lagonaires, 17 t sont des mollusques, 81 t des crustacés et 556 t des poissons (le reste des captures correspond au poids des coquilles de Trocas vendues séparément et aux Holothuriidés). Pour la pêche d'espèces récifo-lagonaires, les rejets sont considérés comme négligeables (B. Fao, com. pers.). En Province Sud, les captures professionnelles d'espèces récifo-lagonaires représentent 454 t en 2010, dont les poids débarqués par espèce ou catégorie commerciale sont présentés dans le Tableau 2.

Pour la pêche plaisancière, le SMMPM estime qu'en Nouvelle-Calédonie¹² la capture totale tous produits de la mer confondus est de 5 000 t/an. Plusieurs études se sont intéressées à la pêche plaisancière : Virly (2000) pour l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie, Guillemot (2009) dans la zone de Voh – Koné – Pouembout et Jollit (2010) pour la zone du lagon Sud-ouest. Les travaux de Jollit (2010) font état d'une estimation des captures plaisancières de 1 141 t pour le lagon Sud-ouest, tous produits de la mer confondus. Dans cette étude, les familles taxonomiques les plus capturées en 2005 sont par ordre décroissant : les Serranidés (233 t/an), les Acanthuridés (125 t/an), les Lutjanidés (109 t/an), les Lethrinidés (107 t/an), les Scaridés (89 t/an), les Mollusques (84 t/an) et les Mugilidés (72 t/an).

¹¹ Les données synthétiques de captures professionnelles ont été fournies par les Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes.

¹² Estimations réalisées à partir des travaux de Cecil (1976) et Jollit (2010).

INTRODUCTION

Tableau 2. Production déclarée de la pêche professionnelle en Province Sud pour l'année 2010. Source : Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes.

Catégories commerciales	Poids (t)
Maquereaux (Scombridés)	44
Divers poissons récifo-lagonaires	67
Mulets (Mugilidés)	43
Becs de cane (Lethrinidés)	40
Bossus (Lethrinidés)	47
Vivaneaux (Lutjanidés)	17
Saumonée (Serranidés)	10
Autres loches (Serranidés)	20
Tazards du lagon (Scombridés)	1
Dawas (Acanthuridés)	20
Perroquets (Scaridés)	18
Rougets (Nemipteridés et/ou Lutjanidés)	17
Picots (Siganidés)	7
Total poissons récifo-lagonaires	351
Crabes	57
Langoustes, cigales et popinées	32
Autres crustacés	0
Total crustacés	89
Bénitiers	2
Céphalopodes	2
Autres mollusques	10
Total mollusques	14
Total pêches récifo-lagonaires	454

2.3.La réglementation de la pêche

La réglementation des pêches professionnelles et plaisancières de la Nouvelle-Calédonie se base sur la délibération n°244 du 2 juillet 1981 de l'assemblée territoriale (à cette époque le découpage administratif en Provinces n'existait pas ; la gestion des pêches leur a été attribuée par la loi référendaire du 9 novembre 1988). Cette délibération a par la suite été modifiée plusieurs fois. Actuellement dans le lagon Sud-ouest, la réglementation des pêches est fixée par la délibération N°8-2009/APS du 18 février 2009 et par le Code de l'Environnement de la Province Sud. Elle fixe 5 catégories de mesures de gestion : la réglementation sur les engins et les modes de pêche, les quotas,

INTRODUCTION

les interdictions saisonnières, les interdictions spatiales et la protection d'espèces. Dans le Lagon Sud-ouest, la création des AMP s'est échelonnée de 1981 (réserve du grand Récif Aboré – phare Amédée) à 2005 (réserve saisonnière de la passe de Dumbéa). Le Tableau 3 synthétise les différentes mesures de gestion des ressources halieutiques en vigueur dans le lagon Sud-ouest.

Depuis 2008, une partie des lagons de Nouvelle-Calédonie est inscrite au patrimoine mondial de l'UNESCO, incluant une partie du lagon Sud-ouest (Figure 3). Cette reconnaissance pour un bien à caractère "exceptionnel, universel et inestimable", impose 1) l'élaboration de plans de gestion impliquant les collectivités locales et les populations, et 2) le maintien de l'intégrité du Patrimoine Naturel des sites concernées (<http://whc.unesco.org/fr/list/1115>).

INTRODUCTION

Tableau 3. Les mesures de gestion des ressources halieutiques applicables dans le lagon Sud-ouest. Elles s'appliquent à tous et dans toutes les conditions, sauf mention dans la colonne "Champ d'application". Elles sont assorties de sanctions pénales en cas d'infractions, (non détaillées ici).

Mesure de gestion	Champ d'application
Réglementation sur les engins et les modes de pêche	
<p>Autorisation annuelle, avec obligation de déclaration des captures. Autorisation de pêche spécifique pour le crabe de palétuviers (<i>Scylla serrata</i>), avec l'utilisation de 20 nasses, balancines ou casiers au maximum.</p>	<p>Uniquement pêche professionnelle. Uniquement pêche professionnelle.</p>
<p>Interdiction des navires de plus de 12 m de longueur hors tout.</p>	<p>Uniquement pêche professionnelle. Uniquement à l'intérieur du lagon.</p>
<p>Usage prohibé de toute substance susceptible d'empoisonner, d'enivrer, d'endormir, de paralyser ou de détruire les ressources marines.</p>	<p>Tous.</p>
<p>Détention prohibée de substances explosives ou d'armes à feu (sauf engins de défense contre les requins).</p>	<p>Tous.</p>
<p>Détention prohibée de barres à mine, de pelles, de pioches ou de tous autres outils ou engins susceptibles de perturber les habitats et les milieux marins.</p>	<p>Tous.</p>
<p>Engins autorisés :</p> <ul style="list-style-type: none"> - lignes et hameçons - sagaies, tridents, harpons, foënes - 1 palangre équipée d'un maximum de 30 hameçons - 2 nasses ou casiers ou balancines - appareils de pêche sous-marine - 1 filet d'une longueur maximum de 50 m et, d'une chute maximum de 1.20 m 	<p>Uniquement pêche plaisancière.</p>
<p>Tailles de maille des filets (côté d'une maille carrée):</p> <ul style="list-style-type: none"> - minimum 45 mm - maximum 100 mm 	<p>Tous sauf pour : éperviers, épuisettes, haveneaux, nasses, casiers, et engins de pêche destinés aux captures de maquereaux, aiguillettes, crevettes et petits pélagiques.</p>
<p>Tailles de maille spécifiques (côté d'une maille carrée) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - nasses, casiers et balancines : minimum 65 mm - maquereaux : 32 mm - aiguillettes : 21 mm - crevettes et petits pélagiques : 8 mm 	<p>Tous.</p>
<p>Détention et usage prohibés à partir d'un même navire, d'une longueur totale de filets excédant 1 000 m et d'une chute excédant 1.50 m.</p>	<p>Uniquement pêche professionnelle. Pour les maquereaux, aiguillettes, crevettes et</p>

INTRODUCTION

Détention prohibée de filets à poche.

Mise en œuvre prohibée de filets constitués de plusieurs nappes superposées ou de filets indépendants disposés à moins de 50 cm l'un de l'autre.

Utilisation prohibée de filets pour la pêche des poissons profonds.

Les arts traïnants (chalutage, dragage) sont prohibés.

Interdiction de l'exercice de la chasse sous-marine.

Interdiction de l'exercice de la pêche sous-marine entre le coucher et le lever du soleil, ainsi que l'usage de foyer lumineux pour la pêche sous-marine.

Usage prohibé pour la pêche de tout équipement permettant à une personne immergée de respirer sans revenir à la surface.

petits pélagiques la longueur maximale est de 500 m, et les chutes sont respectivement de 7, 1 et 1 m.

Tous.

Tous.

Tous.

Tous.

Uniquement pêche professionnelle.

Sauf titulaires d'une autorisation particulière pour la pêche à la langouste et cigales de mer, et uniquement à la main.

Sauf titulaires d'une autorisation particulière pour la pêche des langoustes et cigales de mer, et uniquement à la main.

Sauf pour la pêche des organismes marins d'aquarium et dans le cadre d'une autorisation spécifique.

Quotas

Limite de 40 kg toutes espèces confondues (poissons, échinodermes, coquillages et crustacés) par navire et par sortie.

Uniquement pêche plaisancière.

Uniquement pour les espèces récifolaginaires.

Interdictions saisonnières

Fermetures de la pêche :

- Siganiés du 1^{er} septembre au 31 janvier
- crabes de palétuviers (*Scylla serrata*) du 1^{er} décembre au 31 janvier
- huîtres de roche (*Saccostrea echinata*) et huîtres de palétuvier (*Saccostrea cucullata*) de septembre à avril

Tous.

Interdictions spatiales

Dans le lagon Sud-ouest, la réglementation fixe la délimitation de 10 aires marines protégées (dont 2 saisonnières) dans lesquelles toutes pêches ou prélèvement sont totalement interdits.

Tous.

L'utilisation de filets dans les estuaires est interdite.

Tous.

INTRODUCTION

Protection d'espèces

Tailles limites de capture :

- maximum 15 kg ou 1m en chasse sous-marine pour les mères-loches (*Epinephelus malabaricus* ; *Epinephelus lanceolatus*) et de la loche ronde (*Epinephelus coioides*)
- minimum 20 cm (longueur à la fourche) pour les picots rayés (*Siganus lineatus*)
- minimum 7.5 cm (céphalothorax) pour les langoustes
- minimum 14 cm (dans la plus grande dimension) des crabes de palétuviers (*Scylla serrata*)
- minimum 9 cm et maximum 12 cm (dans le plus grand diamètre) pour les trocas
- minimum 6 cm (longueur dans la plus grande dimension de la coquille) pour les huîtres de roche et des huîtres de palétuvier

Tous.

Capture prohibée des langoustes grainées

Tous.

La pêche des huîtres de roche et des huîtres de palétuvier est interdite entre le coucher et le lever du soleil.

Tous.

2 bénitiers par navire et par sortie

Uniquement pêche plaisancière.

5 bénitiers par navire et par sortie

Uniquement pêche professionnelle.

Capture et destruction interdite des espèces suivantes :

Tous.

- Napoléon (*Cheilinus undulatus*)
 - tortues marines
 - dugongs
 - dauphins
 - baleines
-

2.4. Le suivi et l'étude des AMP et des activités de pêche

Il n'existe pas à proprement parler de suivi des ressources halieutiques pour le milieu lagonaire en Nouvelle-Calédonie. Dans le lagon Sud-ouest la Province Sud a mis en place un suivi des communautés de poissons et de macro-invertébrés, ainsi que leurs habitats, dans le cadre du suivi du réseau d'AMP. Ces suivis se font sous la forme de comptages sous-marins (UVC) qui ont lieu tous les 4 ans depuis 1994 (Wantiez, 2008, 2011). Suite à l'inscription en 2008 d'une partie des lagons de Nouvelle-Calédonie (dont une partie du lagon Sud-ouest) au patrimoine mondial de l'UNESCO, la Province Sud a mis en place une extension du réseau de suivi. Actuellement ce suivi a permis de réaliser un "point zéro" de l'état des zones inscrites.

Par ailleurs, depuis 1997, des suivis sont réalisés par l'Observatoire des Récifs Coralliens (ORC), devenus le RORC en 2003 après son extension à l'ensemble du territoire (Wantiez, 2008). La méthodologie employée repose sur les protocoles du programme Reef Check (www.reefcheck.org) adapté au contexte local, et suit une sélection d'espèces de poissons et d'invertébrés indicatrices, l'habitat, et l'anthropisation. Ces suivis sont actuellement coordonnés par l'Aquarium des Lagons, financés par l'Initiative Française pour les Récifs Coralliens (IFRECOR) et se basent sur le travail de bénévoles encadrés par des consultants privés (Garrigue et Virly jusqu'en 2009 puis Job depuis 2009), sous la direction du représentant local du GCRMN (L. Wantiez). Le Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN), est un réseau de suivi mondial dont la composante Pacifique Ouest est administrée par l'Université du Pacifique Sud à Fidji (Wantiez, 2008). En tant que membre de ce réseau, la Nouvelle-Calédonie, s'appuie sur les suivis réalisés par le RORC pour faire état du bilan de santé de ses récifs.

En plus des suivis réguliers, plusieurs études ont été menées par les organismes de recherche (IRD, IFREMER, UNC) sur les ressources halieutiques du lagon Sud-ouest, permettant d'obtenir une vision ponctuelle. La majorité de ces études s'est intéressée aux effets des AMP. Citons sans être exhaustif les travaux suivants : Wantiez *et al.* (1997), Kulbicki *et al.* (1996, 2007), Amand (2004), Ferraris *et al.* (2005), Jimenez (2011). L'étude des effets sur la communauté ichtyologique de la réouverture à la pêche

d'une AMP tournante du lagon Sud-ouest a fait l'objet d'une publication au cours de cette thèse (Preuss *et al.*, 2009 ; voir Annexe I).

Au-delà de l'état des ressources elles-mêmes, les activités qui les exploitent font aussi l'objet de suivis. La pêche professionnelle est soumise à la déclaration des captures et des efforts. Ces suivis et les données récoltées sont administrés par le Bureau des pêches à la Direction du Développement Rural de la Province Sud. En revanche, la pêche plaisancière ne fait pas l'objet de déclaration des captures. Afin d'évaluer l'impact de cette activité sur les espèces cibles (et parfois sur les milieux fréquentés), des suivis occasionnels ont été réalisés. Citons parmi les études les plus remarquables, les travaux de Virly (2001), de Jollit (2010) et l'étude menée dans le cadre du projet de recherche PAMPA (Pelletier *et al.*, en révision ; wwz.ifremer.fr/pampa), dont une partie a été réalisée dans le cadre de cette thèse et présentée dans le Chapitre III. Ces études ont permis de définir les profils des pêcheurs selon leur pratique de la pêche et d'en estimer l'effort et les captures (voir Chapitre III).

3. La présente étude

3.1. Problématiques et objectifs

La principale question posée par cette étude est de savoir comment aborder par le biais d'un modèle de dynamique de population l'étude et la gestion d'une pêcherie complexe en milieu récifo-lagonaire tropical. Cette problématique a été appliquée au cas du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie dont la complexité réside dans l'hétérogénéité spatiale du milieu (Andrefouet & Torez-Pulliza, 2004), la grande diversité spécifique des espèces exploitées (Kulbicki & Rivaton, 1997) et la multiplicité des pratiques de pêche en termes de techniques et d'habitudes (Virly, 2000 ; Jollit, 2010).

Il existe sur ces thématiques un certain nombre d'études dans le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie : la géomorphologie (Andrefouet & Torez-Pulliza, 2004), la sédimentologie (Chevillon, 2001), la biologie (Loubens, 1978), l'écologie (Kulbicki & Mou Tham, 2006 ; Borsa *et al.*, 2009 ; Château, 2008) et les activités de pêche (Virly, 2000 ; Virly, 2001 ; Jollit, 2010). Une part importante de ces études a été financée par le

programme ZoNéCo, qui supporte également la présente thèse. L'intégration de ces données représente donc une valeur ajoutée pour le programme. Cependant de nombreux aspects du système étudié restent encore méconnus, ce qui demande de pouvoir traiter la présence d'incertitude.

Neuf objectifs centraux ont été fixés :

1. Traiter de manière cohérente la diversité des espèces et des activités de pêche à partir d'une approche par modélisation de dynamique des populations et des pêcheries.
2. Synthétiser et intégrer dans un outil de modélisation des connaissances existant séparément.
3. Mener une étude des activités de pêche dans le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie afin d'en améliorer la connaissance et de dégager la structuration et la répartition spatio-temporelle de l'effort et des captures.
4. Proposer une approche spatialisée qui permette de s'adapter à la géographie de la région d'étude, aux processus écologiques qui régissent la dynamique des espèces étudiées, à la répartition des techniques et des pressions de pêche, ainsi qu'aux besoins des gestionnaires.
5. Proposer une évaluation de la situation actuelle des stocks et du rôle du réseau d'AMP en place.
6. Identifier les connaissances qu'il serait nécessaires d'acquérir pour améliorer la compréhension des processus qui régissent la dynamique des ressources exploitées.
7. Evaluer des scénarios de gestion alternatifs en intégrant l'incertitude liée aux manques de connaissances et aux processus de simplification inhérents à la modélisation.
8. Fournir des éléments aux gestionnaires dans le choix d'évaluation, de suivis et de gestion des ressources.
9. Evaluer la capacité d'un modèle complexe de dynamique de population et de pêcheries à fournir un outil d'aide à la gestion dans un contexte de milieu tropical, où l'habitat est fragmenté et les connaissances sur les espèces et les activités de pêche limitées.

3.2.Hypothèses de travail et méthodologie

Devant le nombre important d'espèces constituant la biodiversité des écosystèmes et des captures en milieu récifo-lagonaire, un problème récurrent est notre incapacité à étudier l'ensemble des espèces concernées. Certaines approches consistent à étudier la communauté dans son ensemble à travers des indices tels que la richesse spécifique ou à l'aide d'analyses multivariées (voir par exemple : Clarke & Warwick, 2001). A l'opposé, d'autre s'intéressent de façon détaillée à un nombre restreint d'espèces (Ruth & Lindholm, 1996 ; Williams *et al.*, 2002). Ce dernier type d'approches permet ensuite de formuler des hypothèses dans le but d'élargir les conclusions d'une étude à d'autres espèces jugées similaires sur des critères à déterminer en connaissance de cause. Dans la présente étude, ce dernier type d'approche a été retenu, afin d'étudier la gestion des stocks halieutiques à l'aide d'une approche par modélisation de dynamique des populations.

3.2.1. Choix des espèces étudiées

Un nombre restreint d'espèces a été sélectionné sur des critères liés à leurs traits d'histoire de vie et à leur intérêt halieutique. Ceci a permis de proposer quelques espèces représentatives de cette diversité parmi les plus impactées par les activités de pêche. Les différences dans l'écologie et la biologie de ces espèces permettront de mettre en évidence les différences potentielles de réponses de chaque population face à une même mesure de gestion. Le niveau de connaissance local et international des espèces a aussi été pris en compte dans le choix des espèces. Parmi les espèces les plus pêchées dans le lagon Sud-ouest, la sélection a été réalisée sur les critères suivants : le niveau trophique, la mobilité, l'habitat de vie et l'engin de capture principal.

Trois espèces ont ainsi été sélectionnées : le Bec de cane¹³ (*Lethrinus nebulosus*, Forsskål 1775), la loche Saumonée (*Plectropomus leopardus*, Lacepède 1802) et le Dawa (*Naso unicornis*, Forsskål 1775). Ces 3 espèces se différencient par leur niveau trophique et leur habitat de vie. *L. nebulosus* est un macrocarnivore habitant les fonds

¹³ Ces 3 espèces étant le sujet d'étude de ce travail nous avons pris la liberté de mettre des majuscules à leur nom vernaculaire.

sableux, *P. leopardus* est un piscivore fréquentant les tombants récifaux et les récifs isolés et *N. unicornis* est un herbivore des zones de récifs. Du point de vue de leur mobilité, *L. nebulosus* est une espèce très mobile fréquentant un habitat de fond de lagon (Kulbicki, com. pers.). *P. leopardus* est une espèce territoriale, la majorité du temps proche du relief corallien. *N. unicornis* est une espèce très mobile mais au home range relativement restreint (Meyer & Holland, 2005 ; Meyer *et al.*, 2010 ; Marshall *et al.*, 2011). Concernant leur intérêt halieutique, le Bec de cane est la principale espèce commerciale en Nouvelle-Calédonie (Laboute & Grandperrin, 2000 ; Virly, 2000, 2001) capturée principalement de nuit à la ligne. La Saumonée est une espèce très recherchée, le plus souvent capturée au fusil sous-marin par les plaisanciers et à la ligne par les professionnels. Le Dawa est également recherché par les pêcheurs sous-marins plaisanciers, mais aussi par les pêcheurs professionnels au filet.

3.2.2. Le modèle ISIS-Fish, un modèle spatio-temporel

Le modèle de dynamique de population ISIS-Fish (Integration of Spatial Information for Simulation of Fisheries dynamics) développé par l'IFREMER a été utilisé dans cette étude comme outil de modélisation (Pelletier *et al.*, 2001 ; Mahévas & Pelletier, 2004 ; Pelletier & Mahévas, 2005). ISIS-Fish est un modèle plurispécifique spatialement explicite à pas de temps discret, structuré en classes (voir § 1.2). Son pas de temps est le mois. C'est un modèle matriciel de type Leslie qui repose sur trois sous-modèles : un modèle de dynamique de population, un modèle de pêcheries et un modèle de gestion (Mahévas & Pelletier, 2004). Le modèle de dynamique de population correspond aux aspects de la biologie et de l'écologie des espèces. Le modèle de pêche décrit la structure de l'activité de pêche, l'effort et les captures qui en résultent. Enfin, le modèle de gestion permet d'appliquer différentes mesures de gestion et de prendre en compte le comportement des pêcheurs vis-à-vis de cette réglementation. Les 3 sous-modèles seront respectivement abordés et détaillés dans les chapitres II, III et IV.

Le modèle ISIS-Fish a été développé pour décrire la dynamique spatiale et saisonnière de pêcheries mixtes plurispécifiques et dans le but d'évaluer l'efficacité de mesures de gestion (dont les AMP) (Mahévas & Pelletier, 2004). Les applications existantes ont essentiellement concerné des pêcheries en milieu tempéré, principalement en

Atlantique Nord, en Méditerranée et en mer de Tasman (Drouineau *et al.*, 2006 ; Lehuta *et al.*, 2006, 2010 ; Kraus *et al.*, 2008 ; Marchal *et al.*, 2009 ; Rocklin, 2010 ; Hussein *et al.*, 2011a).

L'utilisation du modèle ISIS-Fish s'est avérée intéressante dans le cas de la gestion des pêches du lagon Sud-ouest car c'est un modèle qui permet de prendre en compte, 1) la multiplicité des espèces capturées par un pêcheur, 2) une structuration complexe de l'activité de pêche (adaptée à la pêche plaisancière), et 3) l'hétérogénéité spatiale de l'écologie des espèces et des activités de pêche. D'autre part, le modèle ISIS-Fish permet d'étudier directement l'effet de l'incertitude par le biais d'analyses de sensibilité et d'évaluer les conséquences de mesures de gestion en tenant compte de cette incertitude.

Le modèle ISIS-Fish est particulièrement conçu pour tester des scénarios de gestion. Les activités de pêche peuvent être modifiées (zones, périodes, efforts, engins) dans le modèle en fonction des règles de gestion mises en place, pour étudier l'évolution des ressources exploitées sous ces nouvelles contraintes. L'objectif est de fournir des éléments concrets aux gestionnaires qui permettent de les guider dans leurs choix, même en présence d'incertitude, qui est inhérente à l'étude de toute dynamique naturelle et d'autant plus que le système est complexe.

Entièrement codée dans le langage de programmation JAVA, son utilisation nécessite l'écriture de nombreux scripts dans ce langage à toutes les étapes de son utilisation. Les aspects informatiques liés à l'utilisation d'un tel modèle, tels que la puissance de calcul disponible et les temps de simulation nécessaires, seront discutés aux Chapitres I et IV.

3.2.3. Démarche et plan de thèse

Cette thèse s'articulera en 4 chapitres autour la démarche globale présentée en Figure 4 :

- Le Chapitre I explicite et justifie les choix de modélisation en ce qui concerne la représentation spatiale du modèle. La description de la dynamique des espèces et des pêcheries décrites dans les chapitres suivants s'appuiera ces hypothèses.
- le Chapitre II présente le modèle de dynamique de population, s'attache à faire l'inventaire des connaissances existantes, à sélectionner les données et à les

intégrer dans le modèle ISIS-Fish. Cette étape a été réalisée selon le processus présenté dans la Figure 5.

- Le Chapitre III présente le modèle de dynamique de pêcheries et propose une structuration des activités de pêche professionnelle et plaisancière, basée sur l'analyse des données de pêche. Il intègrera l'étude de terrain réalisée sur la pêche plaisancière.
- Le Chapitre IV est dédié à la mise en œuvre du modèle. Le modèle mis en place aux chapitres précédents est calibré puis validé afin d'être cohérent avec les observations disponibles sur le système étudié. Une analyse de sensibilité est ensuite réalisée pour mettre en évidence les principales sources d'incertitude dans le modèle et leur degré d'influence sur les capacités de prédiction du modèle. Trois scénarios de gestion alternatifs élaborés avec les gestionnaires sont simulés afin d'en évaluer les effets (sous incertitude) sur les stocks modélisés et les pêcheries qui les exploitent.
- La conclusion revient sur les 9 objectifs fixés précédemment afin de montrer comment nous y avons répondu. Elle constitue une analyse critique du modèle mis en place et utilisé pour l'évaluation de scénarios de gestion dans le cas du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Son intérêt pour la gestion future des ressources halieutiques en milieu fragmenté récifo-lagonaire y est également discuté. Des perspectives sont proposées pour le futur de la gestion des ressources halieutiques et l'approche par modélisation de dynamique de population en Nouvelle-Calédonie.

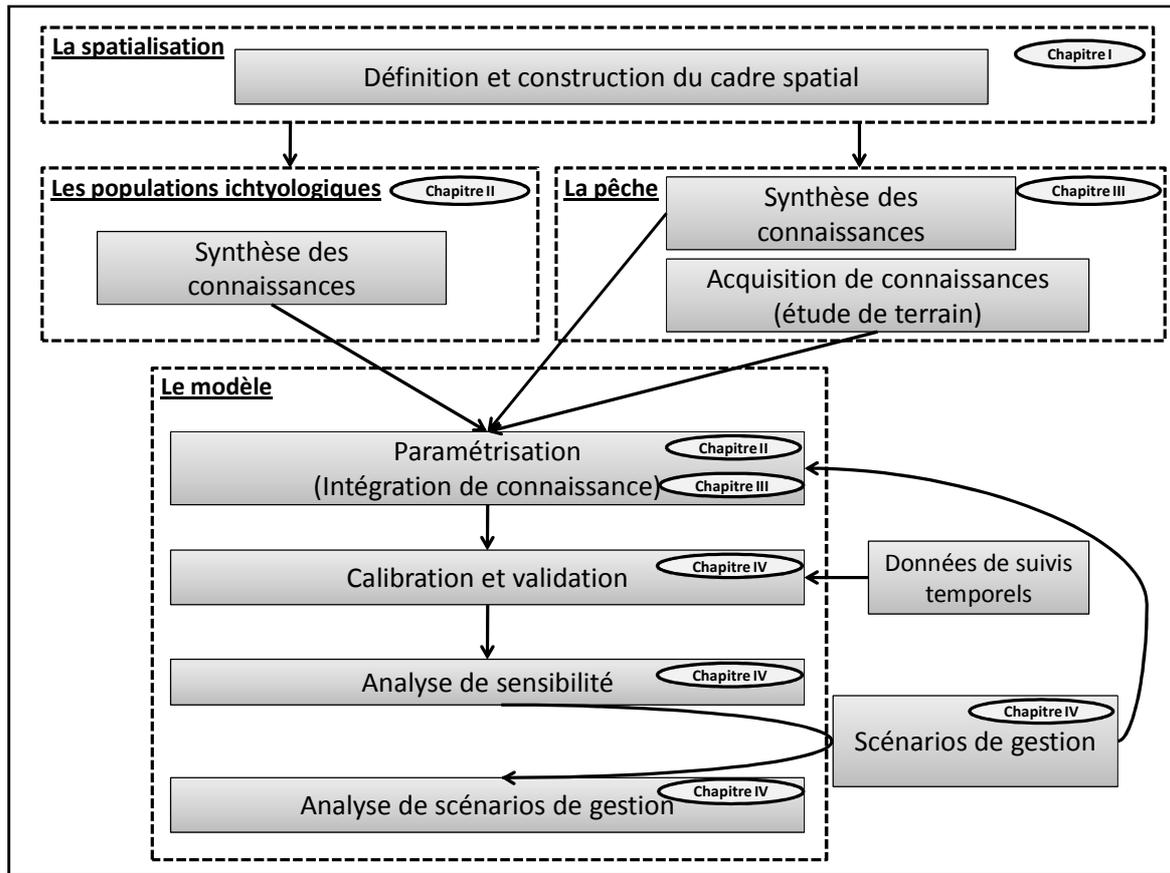


Figure 4. Schéma de la démarche globale employée dans la présente étude.

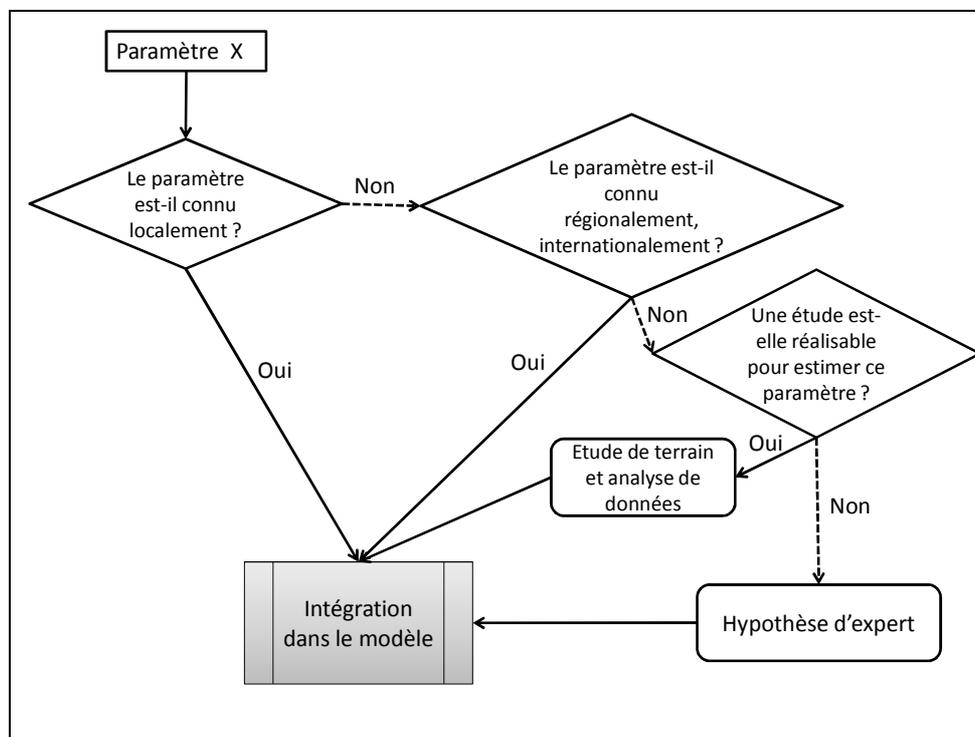


Figure 5. Processus d'intégration de connaissance et de paramétrisation du modèle.

CHAPITRE I

SPATIALISATION DE L'INFORMATION DANS LE MODELE



CHAPITRE I

Spatialisation de l'information dans le modèle

Note de vocabulaire : le terme "région d'étude" est ici employé pour désigner l'ensemble de la zone géographique incluse dans les limites de cette étude (c.-à-d. le lagon Sud-ouest) et le terme "zone" sera employé pour désigner tout sous-ensemble géographique défini pour structurer spatialement l'information dans le modèle.

L'objectif de ce chapitre est de présenter comment le modèle ISIS-Fish a été adapté au cas d'étude du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie en terme de spatialisation de l'information. Il s'agit de définir puis de construire le cadre spatial de l'étude, c'est-à-dire de choisir l'échelle qui sera utilisée, puis de délimiter les zones qui serviront à spatialiser le modèle. Ce processus vise à définir le meilleur compromis possible entre l'échelle de la fragmentation du milieu, la définition spatiale des données disponibles (écologie des espèces et activités de pêche), les attentes et les besoins des gestionnaires et les possibilités informatiques que ce soit en termes de capacité du modèle ou de puissance informatique disponible.

Ce chapitre s'articule en 6 parties. La première détaille la géographie du lagon Sud-ouest et fixe les limites de la région d'étude. La seconde présente les caractéristiques physiques de la région d'étude et les méthodologies qui seront employées pour définir les habitats de vie des espèces étudiées. La troisième partie présente la façon dont est gérée la spatialisation dans le modèle ISIS-Fish. La quatrième partie explicite et argumente les choix de l'échelle spatiale et de la structuration de la région d'étude en plusieurs zones dans le modèle. La cinquième partie propose un modèle pour définir le mode de répartition spatiale des populations entre les zones. Et enfin, la dernière partie discutera des implications de cette spatialisation de l'information pour la suite du modèle.

1. La région d'étude

Le choix du lagon Sud-ouest comme région d'étude a été présenté en introduction et s'est basé sur la présence de l'agglomération du Grand Nouméa. Situé en bord de mer, ce centre de population est à l'origine d'une pression de pêche plaisancière et professionnelle supposée importante sur le lagon adjacent. Les délimitations précises des frontières de la région d'étude reposent sur 3 aspects : la zone d'influence du Grand Nouméa en termes de pression de pêche, la répartition des populations des espèces étudiées et la connectivité potentielle de la région d'étude avec les parties du lagon de la Grande Terre situées à l'extérieur de ces limites.

Concernant la pêche plaisancière, Jollit (2010), a montré que la majorité de l'effort de pêche provenant des habitants du Grand Nouméa se situait entre la passe de Uitoé et la passe de Mato (Figure 6). Cette étude a aussi mis en évidence la fréquentation de la partie Sud du lagon (appelée Corne Sud) par des pêcheurs aux rendements élevés et par des voiliers. D'autre part, les déclarations de pêche professionnelle fournies par le Service des Pêches de la DDR à la Province Sud ont montré que les captures des espèces étudiées issues des pêcheurs du Grand Nouméa étaient réalisées à plus de 80% dans la Corne Sud (voir Chapitre III).

Pour chacune des 3 espèces choisies (*Lethrinus nebulosus*, *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*) l'existence ou non de sous-populations et leur connectivité n'est pas connue en Nouvelle-Calédonie (voir cependant, Borsa *et al.*, 2009 au sujet de *Lethrinus nebulosus*). *Lethrinus nebulosus* a été la plus étudiée et les travaux de Kulbicki & Mou Tham (2006), de Bloc'h (2001) et de Bloc'h *et al.* (2001) ont permis de mettre en évidence des variations de densités dans le lagon Sud-ouest et de les cartographier (Bloc'h, 2001). Les facteurs environnementaux semblent prépondérants dans la répartition spatiale de cette espèce (Bloc'h, 2001). Les densités les plus fortes sont observées au niveau de la Corne Sud. Il est donc apparu nécessaire d'inclure la Corne Sud dans la région d'étude afin d'étudier la dynamique du stock de Bec de cane dans le lagon Sud-ouest. Il n'existe pas de travaux équivalents concernant *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*.

La région d'étude a été délimitée de manière à inclure un ensemble à la fois cohérent en termes de connectivité et le plus "isolé" possible des autres zones de lagon adjacentes. Les frontières de la région d'étude ont été fixées en utilisant des limites naturelles qui permettent de supposer que les échanges avec l'extérieur sont faibles. Dans toute sa partie Ouest, le lagon Sud-ouest est délimité par le récif barrière qui matérialise la frontière entre le milieu lagonaire et l'océan (Figure 6). La pente externe a été incluse dans la région d'étude jusqu'à une profondeur maximale de 75 m de profondeur. Ce récif extérieur se prolonge jusqu'à l'extrémité Sud de la Corne Sud, puis remonte vers le Nord sur une partie de la façade Est de celle-ci. A l'Est et au Nord le lagon est délimité par le trait de côte. A partir de ces 2 délimitations naturelles du lagon Sud-ouest, 2 communications persistent avec d'autres parties du lagon entourant la Grande Terre. Au Nord-ouest le lagon se prolonge vers la baie de St Vincent, et à l'Est celui-ci se prolonge sur une zone de lagon ouverte dont la profondeur augmente et qui n'est pas entièrement fermée par le récif barrière (Figure 6). Cette continuité du lagon au Nord-ouest et à l'Est constitue un potentiel de connectivité entre le lagon Sud-ouest et les zones de lagon adjacentes. Les limites de la région d'étude, ont alors été positionnées au niveau du resserrement maximal entre le récif barrière et le trait de côte, soit entre la passe de Uitoé et l'extrémité Sud de la presqu'île de Uitoé au Nord, et entre l'extrémité Est du Canal Woodin et l'extrémité du récif barrière à l'Est (Figure 6). Cette délimitation minimise la surface d'échange en termes de dispersion¹⁴, mais ne constitue pas une barrière à de potentielles migrations (reproduction par exemple). Le Canal Woodin entre l'île Ouen et la Grande Terre est inclus dans la région d'étude mais pas la baie de Prony. La région d'étude ainsi délimitée représente une surface de 3 396 km², comprenant une trentaine d'îlots et de nombreux récifs d'une surface totale de 36 km².

¹⁴ On entend ici par dispersion tout déplacement qui n'est pas lié à la reproduction ou à un changement d'habitat ontogénique. Ces aspects sont développés dans la partie 5 du présent chapitre.

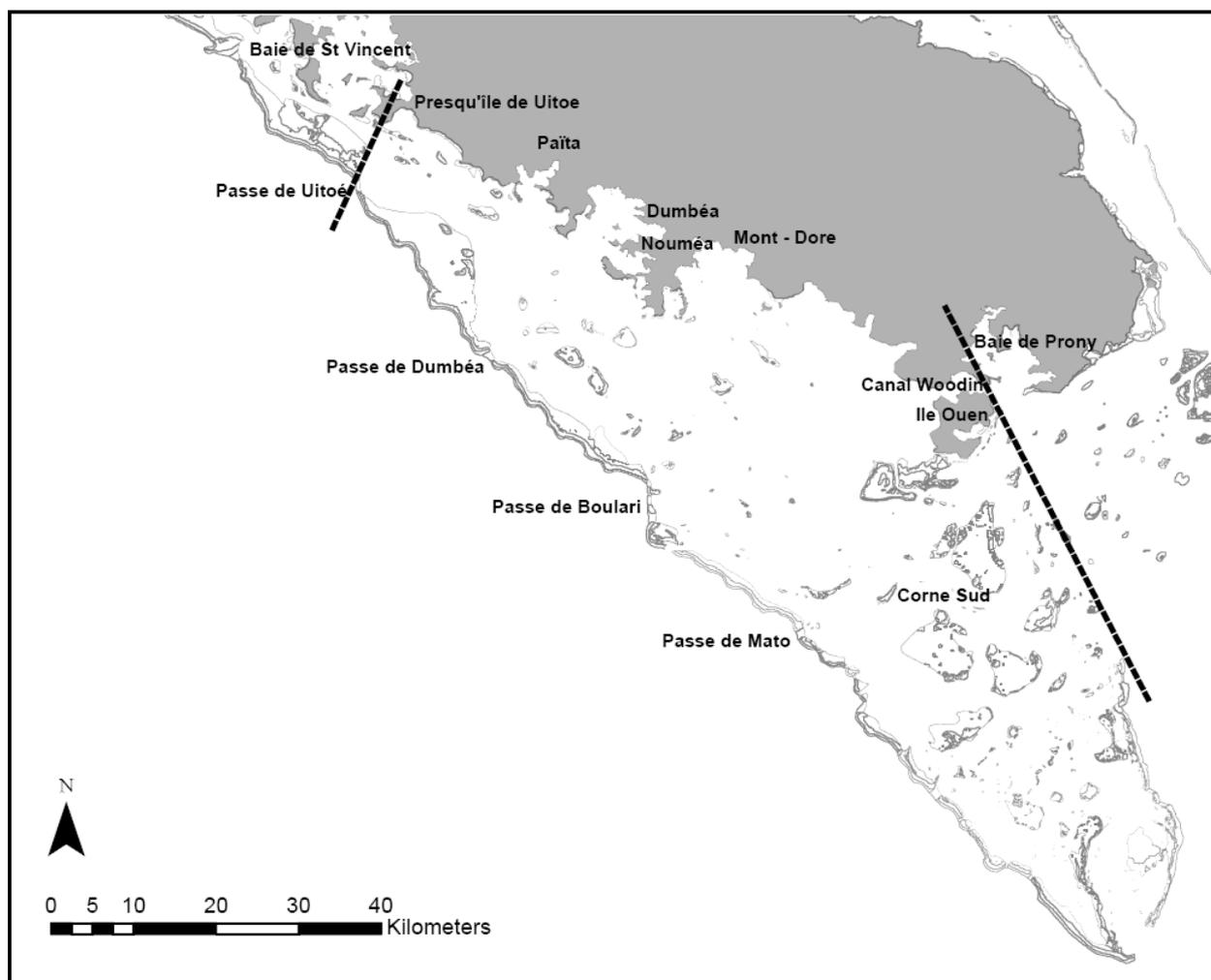


Figure 6. Carte du Lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Les lignes en pointillés matérialisent les limites Nord et Est de la région d'étude.

2. Caractérisation de l'habitat dans la région d'étude

2.1. Les données existantes

Le Lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie a été le lieu de nombreuses études sur la caractérisation physico-chimique du milieu. Ces études ont donné lieu la plupart du temps à une cartographie de tout ou partie du lagon selon un ou plusieurs facteurs environnementaux. Parmi les données qui représentent un intérêt pour la caractérisation des habitats de vie des espèces étudiées ou des zones de pêche, citons les travaux suivants :

- géomorphologie du lagon (Andréfouët & Torrez-Pulliza, 2004) ;

- bathymétrie¹⁵ (DITTT, 2009) ;
- courantologie (Douillet, 2001) ;
- sédimentologie (Chevillon, 2001, 2005 ; Lebails, 1999) : envasement, granulométrie, apports terrigènes ;
- couvert végétal (Garrigue, 1987 ; Dierberg *et al.*, 2005 ; Mattio *et al.*, 2008 ; Andréfouët *et al.*, 2010).

La géomorphologie, la bathymétrie, la courantologie et le couvert végétal peu profond (Dierberg *et al.*, 2005 ; Mattio *et al.*, 2008 ; Andréfouët *et al.*, 2010), étaient disponibles sous forme de cartes informatisées et géo-référencées, utilisables dans un logiciel SIG (Système d'Information Géographique). Par contre, les données de sédimentologie et de couvert végétal profond (Garrigue, 1987) n'étaient pas disponibles dans un format informatique utilisable. Cependant, ces données et les cartes correspondantes sont stockées sur support informatique (principalement dans la base de données "Lagon Sud-ouest" du logiciel SAVANE de l'Unité CoRéUs) mais se sont avérées inexploitable (introuvable ou format obsolète) et ce malgré plusieurs travaux spécifiquement dédiés (Pautret, 2001 ; archivage des données par le SGVL¹⁶ du programme ZoNéCo puis par la DTSI¹⁷). Aujourd'hui, plus personne n'entretient ces données ni ne maîtrise l'usage du logiciel SAVANE nécessaire à leur exploitation en Nouvelle-Calédonie. De plus, les nombreuses données cartographiques compilées par Mercé (2006) au profit du Service de la mer de la Province Sud n'ont pas toutes été retrouvées. Par conséquent, un travail important et très chronophage a consisté à rechercher et reconstituer les cartes dans le logiciel SIG ArcGIS®. Ceci a été réalisé soit à partir des données brutes de terrain, soit par digitalisation de cartes papiers. Toutes les cartes utilisées ou reconstituées sont présentées en Annexe 2, et sont maintenant disponibles sous SIG.

¹⁵ La région d'étude n'étant pas entièrement hydrographiée lorsque la bathymétrie était inconnue, les isobathes utilisées ont été fixées par une distance aux récifs.

¹⁶ Structure de Gestion et Valorisation Locale.

¹⁷ Direction des Technologies et des Services de l'Information.

2.2. Description de l'habitat

La profondeur de la région d'étude est comprise entre 0 et 75 m, pour une moyenne d'environ 19 m¹⁸. Le trait de côte est bordé par un récif frangeant ou de la mangrove qui laissent place à des fonds sablo-vaseux de 5 à 15 m de profondeur. Les apports terrigènes et l'envasement sont liés à l'hydrographie des bassins versants¹⁹ et la granulométrie dépend largement de la courantologie. En s'éloignant de la côte, la profondeur est comprise entre 15 et 30 m de profondeur et peut atteindre plus de 60 m au niveau des passes et de l'ouverture Nord-Ouest du lagon. Les fonds du lagon sont de nature sablo-vaseuse avec un couvert végétal (herbiers et algueraies) en "patches" dont les densités varient saisonnièrement et avec la profondeur (Garrigue, 1987 ; Dierberg *et al.*, 2005 ; Mattio *et al.*, 2008). Plus la profondeur augmente, moins le couvert végétal est dense et les variations saisonnières dépendent des espèces. Les fonds remontent en se rapprochant du récif barrière. L'arrière-récif est constitué de grandes étendues de sable blanc (d'origine coralligène) dépourvues de vases, pour une profondeur comprise entre 2 et 10 m. Les îlots éparpillés dans le lagon sont entourés d'un platier récifal. De nombreux récifs intermédiaires sont aussi présents, constituant une multitude d'oasis de vie pour les espèces inféodées aux substrats récifaux. La Figure 7 schématise une coupe transversale type du lagon Néo-Calédonien que l'on trouve dans la région du Grand Nouméa et la Figure 8 présente une image satellite d'une partie du lagon proche de Nouméa. Il existe d'autre part de nombreux petits récifs isolés non émergents ("patates de corail") qui ponctuent les fonds de lagon. Leur répartition encore mal connue est très inégale dans la région d'étude (Figure 9).

Les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie sont très diversifiés (plus de 300 espèces de coraux durs ou Sclératinaires et 150 espèces de coraux mous ou Alcyonaires ; Payri & Richer de Forges, 2006) Les travaux d'Andréfouët et Torres-Pulliza (2004) ont permis d'élaborer un atlas géomorphologique des récifs de Nouvelle-Calédonie en se basant sur l'analyse d'images satellites. Cet atlas comporte 5 niveaux de description des récifs (Andréfouët *et al.*, 2004 ; Andréfouët, 2011) qui sont basés sur les 2 critères suivants : la genèse et la morphologie des récifs. L'échelle utilisée dans cet atlas ne permet pas une

¹⁸ La bathymétrie du lagon Sud-ouest étant incomplète, cette valeur est donnée à titre indicatif seulement. Elle a été calculée à partir des zones hydrographiées.

¹⁹ En Nouvelle-Calédonie, y compris dans la région d'étude, les activités minières ont largement contribué à l'érosion des sols et à l'augmentation des apports terrigènes.

description fine de l'habitat. C'est le quatrième niveau de description qui a été utilisé dans cette étude (Andréfouët & Torrez-Pulliza, 2004 ; Andréfouët, 2011).

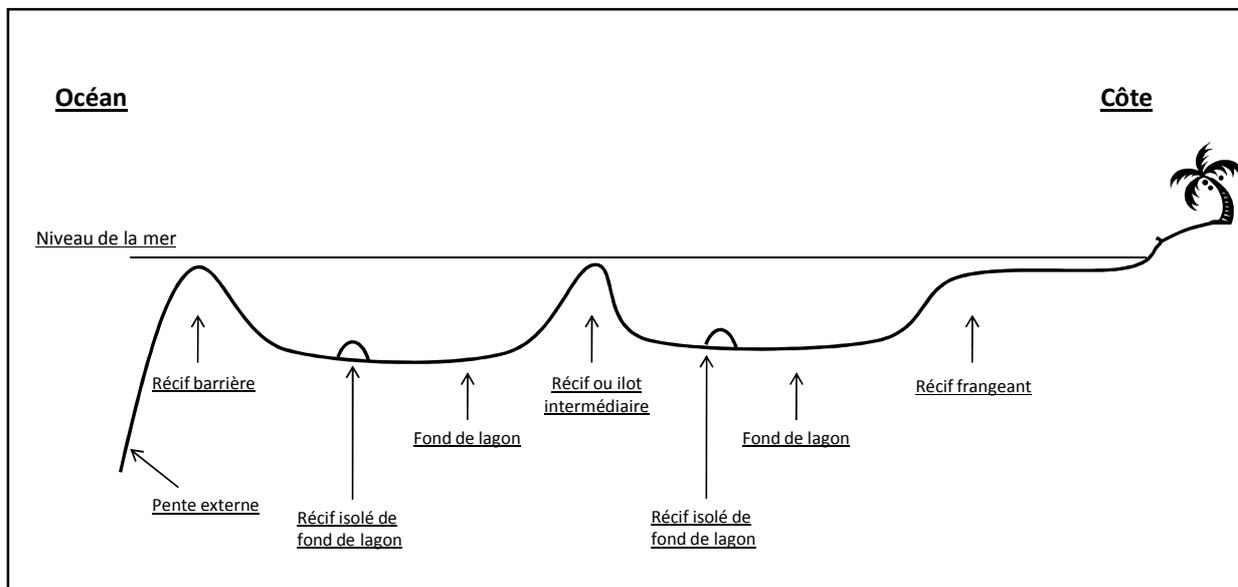


Figure 7. Schéma d'une coupe longitudinale type du lagon de Nouvelle-Calédonie dans la région du Grand Nouméa.



Figure 8. Image satellite d'une partie du lagon Sud-ouest, à l'Ouest de Nouméa. Source : Google Earth.

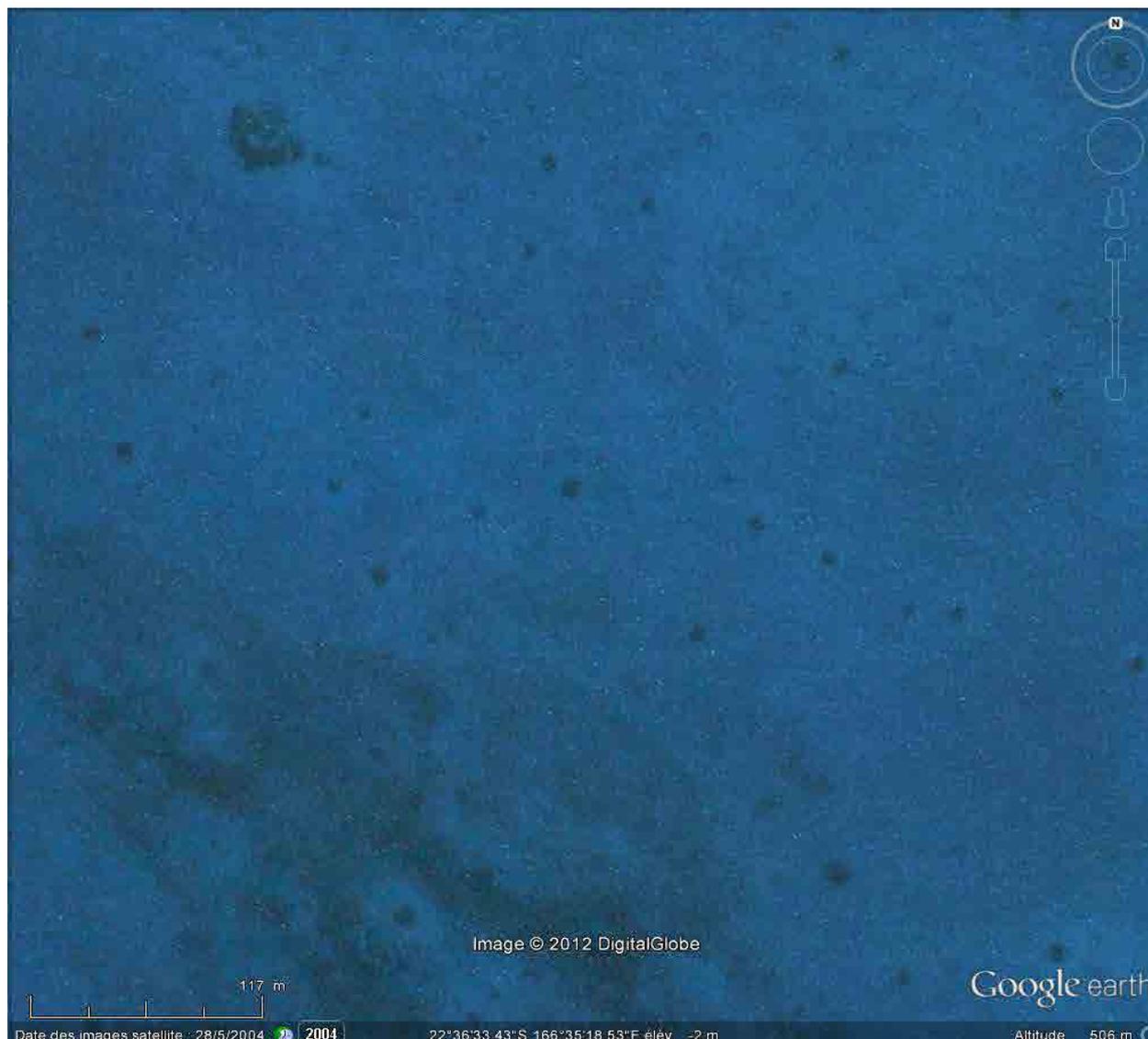


Figure 9. Image satellite d'une zone de lagon parsemée de récifs isolés (source : Google Earth). La profondeur est comprise entre 10 et 15 m. Chaque tache sombre représente un petit massif corallien (patate de corail). Il y a rarement plus de 100 m entre 2 récifs, soit près de 30 récifs sur une surface d'environ 2500 m². Bien que non cartographiées, les zones de ce type sont bien connues des pêcheurs et subissent un effort de pêche important.

2.3.Méthodologie pour la cartographie des zones de vie des espèces

Des recherches bibliographiques ont dans un premier temps permis de définir les facteurs environnementaux influençant la présence de chacune des 3 espèces étudiées. Puis, les conditions nécessaires à chaque stade de vie de chaque espèce ont été déterminées. Les habitats ont été classés pour chaque espèce selon 2 catégories : favorable ou non favorable, correspondant dans le modèle à la présence ou l'absence de l'espèce. Aucune distinction n'a été faite en fonction de la qualité de l'habitat. Techniquement, les données cartographiques de différents paramètres

environnementaux ont permis de délimiter les habitats de vie des espèces pour différents stades de vie, en combinant plusieurs cartes à l'aide du logiciel ArcGIS®. Ceci a été réalisé par l'intersection géographique des zones favorables de chaque facteur environnemental pris en compte (voir schéma Figure 10). La description des habitats de vie par stade et par espèce ainsi que les cartographies réalisées sont présentées au chapitre II sur la biologie et l'écologie des espèces.

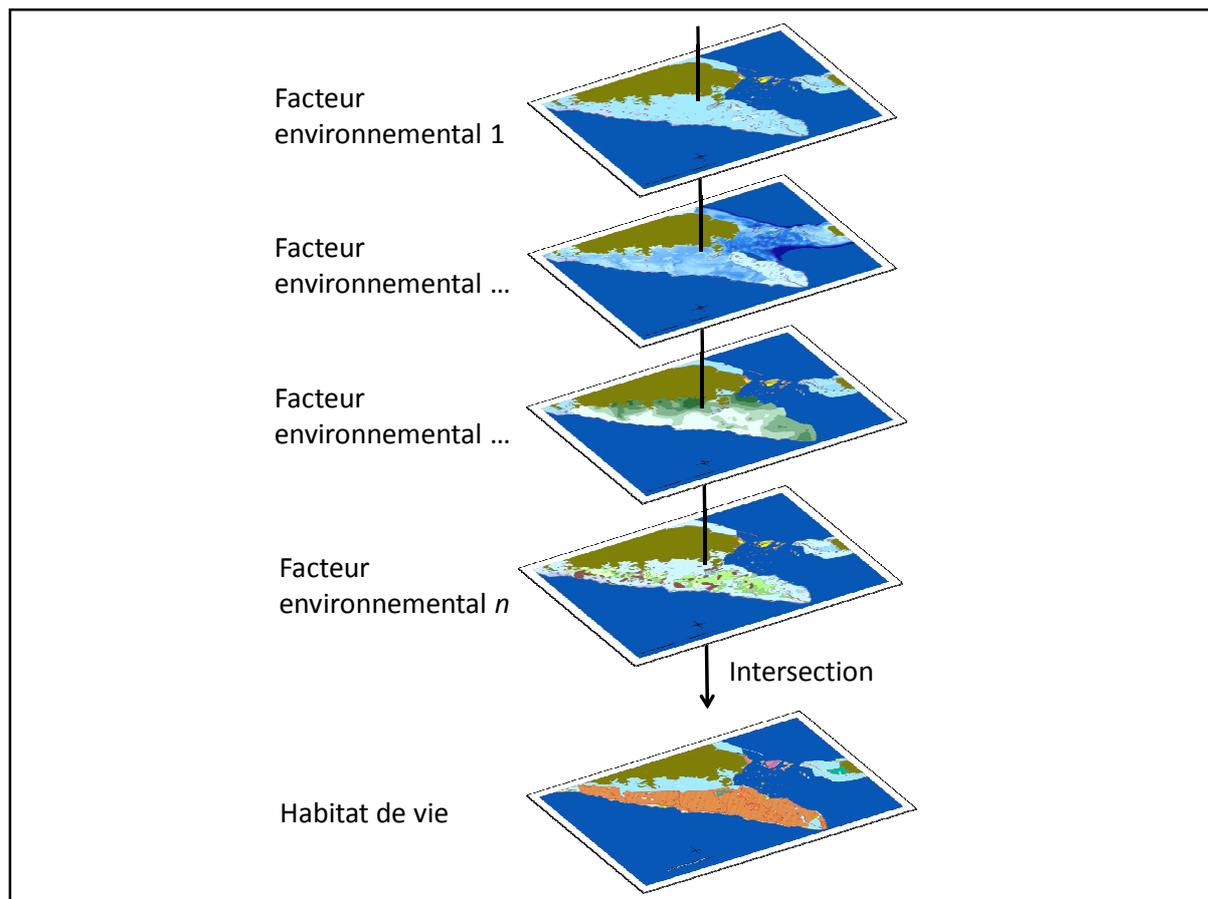


Figure 10. Méthodologie utilisée pour délimiter les habitats de vie des espèces étudiées.

3. Echelle et structuration spatiale de la région d'étude dans le modèle

Dans le modèle ISIS-Fish, les zones sont constituées d'un assemblage de mailles. La taille de la maille détermine donc la résolution spatiale du modèle et constitue la plus petite unité spatiale utilisable, notamment pour la mise en place d'une AMP dans un futur scénario de gestion. L'échelle spatiale est, elle, définie par les zones qui seront

constituées. L'augmentation du nombre total de mailles dans la grille complexifie cependant la trame spatiale du modèle et rend son utilisation plus coûteuse en temps de calcul. Il est donc nécessaire d'optimiser la taille de la maille par rapport aux zones que l'on souhaite différencier dans le modèle et la puissance de calcul disponible²⁰. Dans la présente étude, un ordinateur de bureau Pentium D, 3 Ghz, 2 Go de RAM puis un ordinateur portable Pentium i7 Quadcore 1.6 Ghz, 4 Go RAM ont été mis à disposition²¹. Nous avons ainsi recherché un compromis entre la parcimonie du modèle et sa capacité à prendre en compte l'écologie des espèces étudiées, l'utilisation de l'espace par les pêcheurs et les besoins des gestionnaires.

En faisant abstraction de ces contraintes, la maille pourrait être choisie de taille aussi petite que nécessaire afin de retranscrire dans le modèle toute entité souhaitée (par exemple un récif isolé). Cependant, il n'est pas toujours souhaitable d'obtenir une telle précision lorsque l'on souhaite modéliser un système complexe et les entités géographiques peuvent être définies à des échelles de taille supérieure (par exemple, une zone correspondant aux récifs intermédiaires dans leur ensemble). Le choix de la taille de maille a ainsi des conséquences sur le type de structures et de formations qu'il sera possible de prendre en compte. Par exemple, une maille de 100 m de côté permettra de différencier entre autres, plusieurs zones de fonds meubles (fonds nus, herbiers, algueraies, etc.) ou différentes parties d'un récif (arrière récif, platier, tombant, etc.) qui constituent des habitats différents. A l'inverse, avec une maille de 1 km de côté, chaque récif ne peut pas toujours être considéré séparément.

3.1.Taille de maille

Les surfaces et la fragmentation des habitats à prendre en compte ont été évalués dans un premier temps. En effet, les habitats fréquentés par les 3 espèces étudiées et donc

²⁰ Les dernières applications du modèle ISIS-Fish, utilisent généralement un super ordinateur. En France l'IFREMER dispose à Brest du super ordinateur CAPARMOR (2048 cœurs). Ce dernier n'est pas accessible depuis la Nouvelle-Calédonie en raison du faible débit internet. Sur le territoire il existe quelques clusters informatiques (notamment à l'IRD), mais non disponibles pour ce projet.

²¹ Cet ordinateur portable constitue la principale unité de calcul utilisée dans la présente étude. Cependant de nombreux problèmes ont été rencontrés, dont 2 retours au service après vente en métropole. Au total, cet ordinateur a passé plus de 6 mois en réparation sur 1 an et demi d'utilisation. Il n'est à ce jour toujours pas stable.

par les activités de pêche qui les exploitent sont très différentes. *L. nebulosus* fréquente de grandes étendues continues de fonds meubles (plusieurs milliers de kilomètres carrés), alors que *P. leopardus* et *N. unicornis* fréquentent de petites surfaces de récifs très fragmentées (un total de quelques centaines de kilomètres carrés dispersés en unités de quelques centaines de mètres carrés). Ces habitats sont décrits au Chapitre II § 2.1.5, 2.2.5 et 2.3.5. La taille de la maille choisie et le nombre total de mailles doit permettre à la fois de représenter de grandes surfaces continues et de petites surfaces fragmentées.

Par ailleurs, les gestionnaires identifient chaque îlot ou récif en réserve indépendamment. Une réflexion sur la prise en compte d'une connectivité entre les différentes réserves d'une part, et entre les zones en réserve et hors réserves d'autre part a alors été engagée. La possibilité d'une taille de maille permettant d'individualiser au moins chaque îlot ou récif en réserves a été évaluée. Premièrement la prise en compte de l'intégralité de la fragmentation de l'habitat récifal dans la région d'étude aboutirait, avec plusieurs centaines de récifs et d'îlots, à un modèle d'une trop grande complexité. Une approche par zonation du lagon est apparue plus adaptée, quitte à regrouper plusieurs récifs dans une même zone. Deuxièmement, la capacité de la puissance informatique disponible à prendre en charge une grande complexité a dû être testée. Sur ce point, la limitation par la puissance informatique est intervenue à 2 niveaux, 1) la création de la grille au travers de l'interface du logiciel²², et 2) les temps de simulation une fois le modèle mis en place. Les informaticiens de CodeLutin préconisent de ne pas dépasser une grille de 10 000 mailles avec les moyens informatiques disponibles. Des tests de générations de grilles puis de créations de zones ont été effectués et ont confirmé qu'au dessus de cette limite l'interface du logiciel devient très lente, rendant son utilisation très fastidieuse. En ce qui concerne les temps de simulation, il a été difficile d'estimer à l'avance les temps de calculs, qui dépendent de nombreux paramètres comme la puissance de calcul, la taille de la grille, le nombre de zones, le nombre de classes de taille dans une population de poissons et le nombre de catégories de pêcheurs. Quelques simulations tests ont toutefois permis de constater que les temps de simulation pouvaient être divisés par 4 en réduisant le nombre de mailles à 5 000. Ces simulations ont été réalisées avec les structures de population

²² Le modèle ISIS-Fish, s'utilise à travers une interface graphique, dont le logiciel est actuellement développé et maintenu par l'entreprise CodeLutin.

décrites au Chapitre II et avec l'ordinateur fixe équipé d'un processeur Pentium D disponible au début de cette étude. Par conséquent, il est apparu préférable de simplifier la complexité spatiale du modèle pour minimiser les temps de calcul futurs.

Dans l'interface graphique du modèle ISIS-Fish, le lagon Sud-ouest a été représenté à partir d'un fond de carte issu de l'atlas de récifs de Nouvelle-Calédonie (Andréfouët & Torres-Pulliza, 2004), avec le trait de côte et les formations géomorphologiques présentes dans le lagon (Figure 11). Afin de réduire le nombre de mailles et de fluidifier l'utilisation du modèle, le fond de carte de la Nouvelle-Calédonie a été pivoté de 45 degrés dans le sens antihoraire. En effet, la grille matérialisant la région d'étude dans le modèle est obligatoirement un rectangle orienté Nord/Sud, Est/Ouest, or le territoire de la Nouvelle-Calédonie étant orienté Nord-ouest/Sud-est, lorsque l'on applique le quadrillage de maille sur la région d'étude, la moitié des mailles sont positionnées en pleine mer en dehors du lagon ou sur la terre. Ces mailles sont donc inutiles au modèle et ralentissent son fonctionnement. Sur cette base, une grille de 4 442 mailles matérialisant la région d'étude dans le modèle a été ajustée et a permis de mettre en place une taille minimale de maille de 0.01 degré de latitude (1 110 m dans la région d'étude) et 0.01 degrés de longitude (1 030 m dans la région d'étude), pour une surface de 1.143 km² (Figure 11 et Figure 12). Cette taille de maille est alors plus grande que la surface d'habitat récifal des espèces étudiées autour d'un îlot ou d'un récif du lagon. A titre d'exemple, la surface d'habitat de *Plectropomus leopardus* dans l'AMP de l'îlot Signal est de 0.19 km² (voir Chapitre II § 2.2.5). A partir de ce constat, le choix a été fait d'imposer une structure spatiale par zonation à la région d'étude de manière à regrouper à une échelle plus large les fragments de l'habitat récifal. L'échelle ainsi choisie a été utilisée pour les 2 habitats : récifs et de fonds de lagon.

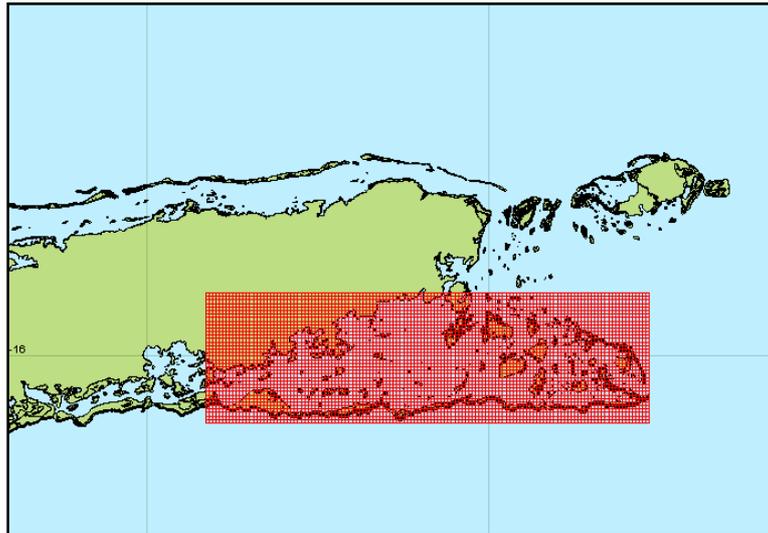


Figure 11. Création de la grille sur la région d'étude après rotation de 45 degrés du fond de carte, avec une taille de maille de 0.01 degré.

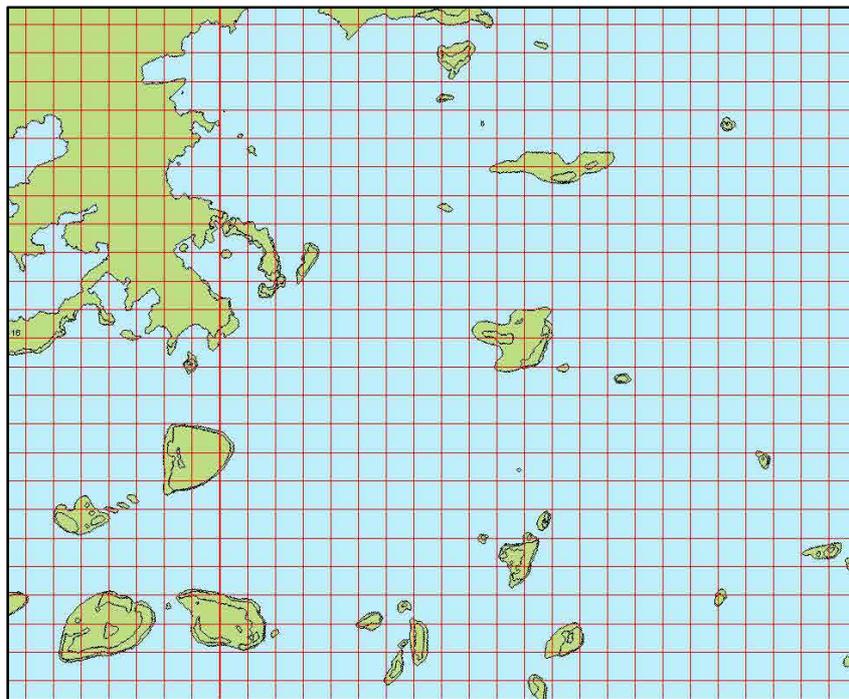


Figure 12. Zoom sur le lagon proche de Nouméa après rotation avec une maille à 0.01 degré de coté.

3.2. Structuration spatiale de la région d'étude et définition des zones

Plusieurs aspects doivent être pris en compte pour structurer l'espace et définir les zones :

- Les espèces : pour une espèce comme *Lethrinus nebulosus*, qui vit sur les fonds meubles, le lagon est une zone continue, alors que pour des espèces comme *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis* qui vivent sur les récifs, le lagon est un habitat discontinu dont la connectivité est un aspect majeur de cette étude (voir § 5, Chapitre II et Chapitre IV). A partir d'une étude bibliographique sur les espèces étudiées (voir Chapitre II), nous avons identifié un facteur majeur qui influence l'habitat de vie des espèces : le gradient côte - récif barrière.
- La pêche : la répartition géographique de la pression de pêche dépend des caractéristiques de l'embarcation (technicité), de la météo, des espèces ciblées et de facteurs socio-économiques (Jollit, 2010 ; voir Chapitre III). Deux facteurs majeurs ont été mis en évidence pour la répartition de l'effort de pêche : le gradient côte - récif barrière et l'éloignement aux centres de population (Païta, Dumbéa, Nouméa et Mont Dore).
- La gestion : pour les gestionnaires, 2 facteurs sont apparus importants dans le découpage de l'espace : le gradient côte - récif barrière, en raison d'une différence d'habitats (littoral, îlots et récif barrière) et d'usage, et un gradient Nord-Sud lié à la démographie (fréquentation, origine socio-économique des habitants, etc.).

La structuration de la région d'étude s'est ainsi basée sur 2 axes principaux : le gradient côte - récif barrière et le gradient Nord-Sud. Le gradient côte - récif barrière a été scindé en 3 niveaux : côte - intermédiaire - barrière et le gradient Nord-Sud en 4 niveaux : Nord Païta - Centre Nouméa - Sud Mont Dore - Corne Sud (Figure 13). La région d'étude a ainsi été structurée en 10 secteurs correspondant à la superposition de ces 2 gradients (Figure 14). La distinction selon le gradient côte - récif barrière n'a pas été conservée dans la Corne Sud qui constitue un seul secteur. Par ailleurs, les AMP constituent des zones à part entière dans le modèle (voir § 3). Les réserves présentes dans chacune des 10 secteurs ont donc été ajoutées à la structuration spatiale du modèle (Figure 14). Lorsque plusieurs AMP du lagon Sud-ouest étaient présentes dans

un des 10 secteurs, celles-ci ont été regroupées en une seule zone d'AMP dans le modèle.

Les zones du modèle ont alors été créées à partir des surfaces des habitats des différents stades de vie des 3 espèces étudiées dans chacun des 10 secteurs (voir Chapitre II). Lorsque la surface d'un habitat de vie donné inclus dans un secteur était inférieure à 0.5 km² (les surfaces en AMP et hors AMP ont été calculées séparément), celle-ci a été considérée comme négligeable et n'apparaît pas dans le modèle (voir Chapitre II § 2.1.5, 2.2.5 et 2.3.5). Les zones de reproduction ont ensuite été définies et créées dans le modèle (voir § 5 et Chapitre II). La structuration spatiale de la région d'étude pour la modélisation des populations de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis* a ainsi abouti à la création de respectivement 19, 22 et 41 zones (zones de vie et zones de reproduction confondues ; voir Chapitre II). Ces zones sont constituées de 1 à 1 150 mailles.

Concernant la pêche, les zones ont été constituées en respectant la structuration par secteur, à partir des zones de vie des espèces en faisant l'hypothèse que les pêcheurs fréquentaient la totalité de la surface d'habitat d'un stade de vie d'une espèce ciblée. Les zones fréquentées dépendent des techniques de pêche utilisées et des espèces ciblées (voir Chapitre III). La structuration spatiale des activités de pêche dans la région d'étude a ainsi abouti à la création de 38 zones (voir Chapitre III).

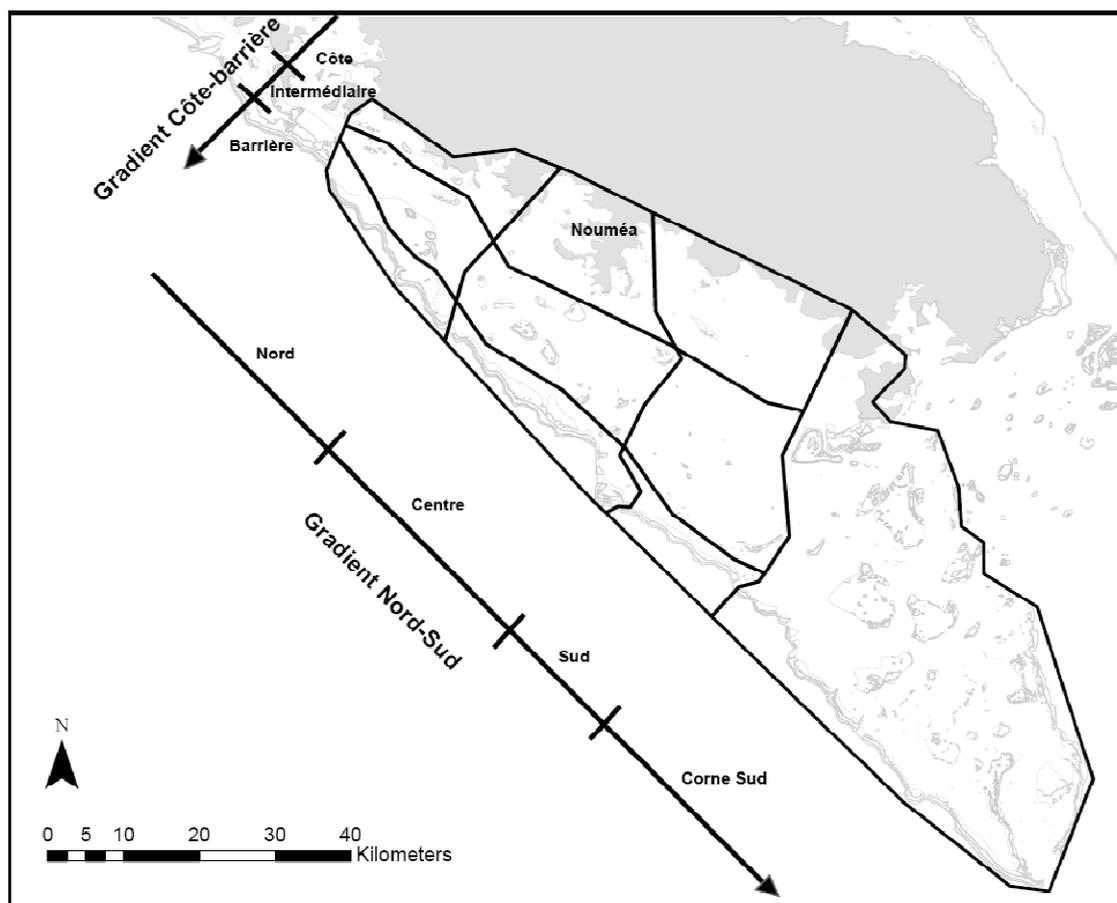


Figure 13. Délimitation des gradients Nord-Sud et côte - récif barrière sur la région d'étude du lagon Sud-ouest.

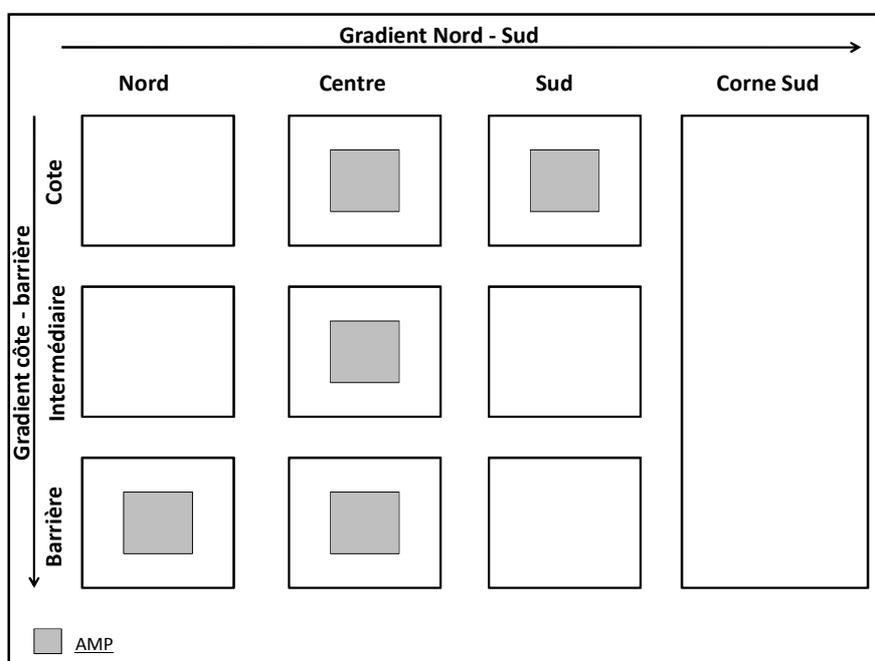


Figure 14. Schématisation de la structure spatiale de la région d'étude en 10 secteurs comprenant des parties en réserve (AMP) et d'autres hors réserve.

4. La spatialisation dans le modèle ISIS-Fish.

ISIS-Fish est un modèle "spatialement explicite", c'est-à-dire que des zones y sont délimitées par le modélisateur, mais l'espace n'est pas continu, ni spatialisé au sens géo-référencé. Le positionnement des zones les unes par rapport aux autres n'est pas pris en compte dans le modèle. C'est au modélisateur d'établir les relations qui existent entre les zones prises 2 à 2, notamment les migrations de poissons ou les changements de lieu de pêche suite à l'application d'une mesure de gestion.

La spatialisation du modèle ISIS-Fish est basée sur la création de zones à partir d'une grille rectangulaire dont on définit la taille de la maille. Une zone est constituée d'un assemblage de mailles. Les zones sont utilisées pour délimiter géographiquement des sous-ensembles dans les populations étudiées (= "zones de populations"). Chaque zone de population a un effectif d'individus qui lui est propre et les échanges d'individus entre les zones doivent être explicités. Le modèle permet aussi de définir des "zones de pêche" de manière à retranscrire la spatialisation des activités de pêche en termes de pression (effort) et de pratiques (engin, stratégie, par exemple). Les zones de population et les zones de pêche sont délimitées indépendamment, de telle sorte qu'une zone de population peut être partiellement ou totalement comprise dans une zone de pêche et réciproquement (Figure 15). Les abondances de population et les efforts de pêche sont considérés comme homogènes à l'intérieur de chacune de leur zone respective. C'est une hypothèse forte du modèle ISIS-Fish qui implique que tout ce qui se trouve à l'intérieur d'une zone réagit de la même manière à un événement, par exemple la mortalité par pêche pour les poissons ou une mesure de gestion pour les pêcheurs. Les captures sont calculées par application de l'effort de chaque zone de pêche sur chaque zone de population intersectée par cet effort de pêche. Selon les hypothèses fixées dans le modèle ISIS-Fish, lorsqu'une zone de pêche intersecte une zone de population, seule la proportion d'effort comprise dans l'intersection affecte l'abondance de poissons. Par contre cet effort s'applique à tous les individus présents dans la zone de population, y compris ceux à l'extérieur de l'intersection (Figure 15).

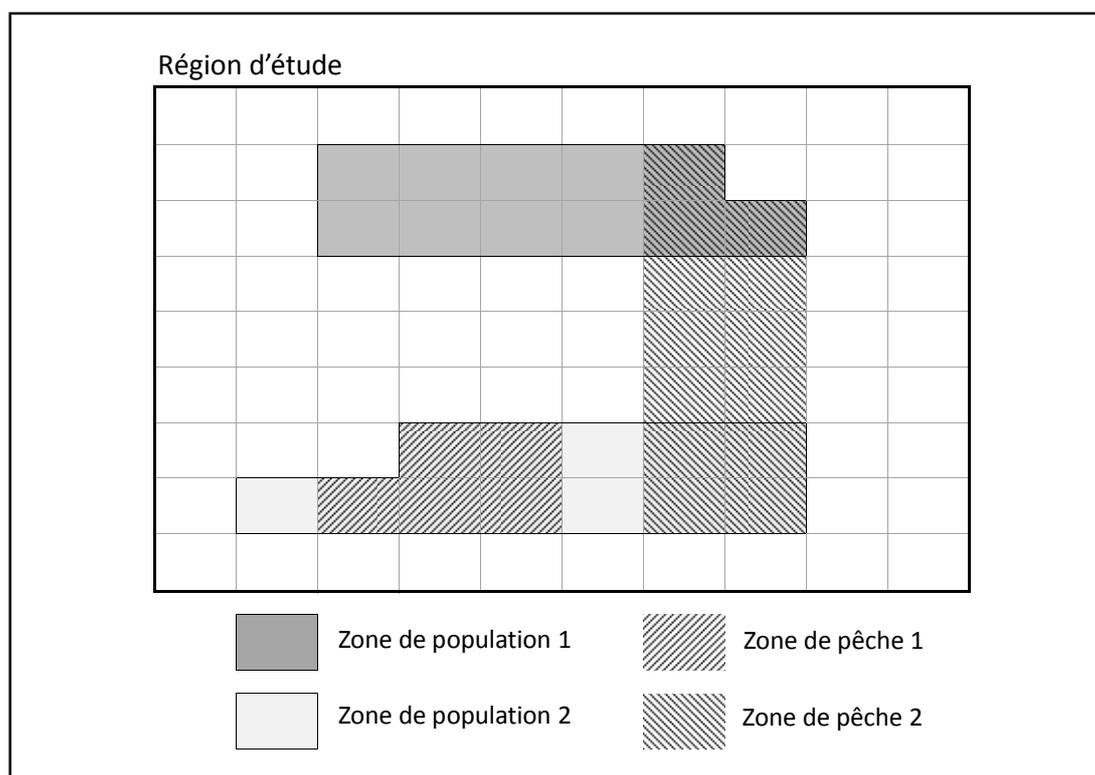


Figure 15. Schématisation de la spatialisation dans le modèle ISIS-Fish.

Ce mode d'application de l'effort de pêche et la mortalité qui en résulte pour les abondances des espèces exploitées a des implications fortes au niveau de l'effet d'une mesure de gestion spatialisée (type AMP). Elle a été l'objet de nombreuses réflexions pour le présent cas d'étude. En effet, considérons une zone de vie $zpop$ de l'espèce exploitée et une zone de pêche $zpech$ ne couvrant pas l'intégralité de la $zpop$ (Figure 16). La portion de $zpop$ non pêchée peut alors être considérée comme une réserve telle que $zamp = zpop - zpech$ (Figure 16), mais ne constitue pas une zone de population à part entière dans le modèle. En raison de l'hypothèse d'homogénéité de répartition des effectifs, la fraction d'effectif présente dans la zone $zamp$ se calcule de la façon suivante :

$$N_{zamp,t} = N_{zpop,t} * \frac{S_{zamp}}{S_{zpop}} \quad (1)$$

Où N_{zamp} et N_{zpop} sont respectivement les effectifs de $zamp$ et $zpop$, et S_{zamp} et S_{zpop} sont les surfaces de ces zones.

D'après les hypothèses de modélisation d'ISIS-Fish, l'effort de pêche pratiqué dans *zpech* s'applique à tous les individus de la zone *zpop*, donc y compris ceux dans *zamp*. Ainsi, la création d'une AMP incluse dans une zone de population n'a pas d'effet sur les captures et la mortalité par pêche. Pour avoir un effet sur la mortalité par pêche, il est nécessaire que le modélisateur explicite une réallocation d'une partie de l'effort de pêche sur une autre zone de pêche en fonction du comportement connu ou supposé des pêcheurs. L'effort de pêche restant dans la *zpech* continuera à s'appliquer à l'ensemble des individus compris dans *zpop*, donc y compris ceux dans *zamp*.

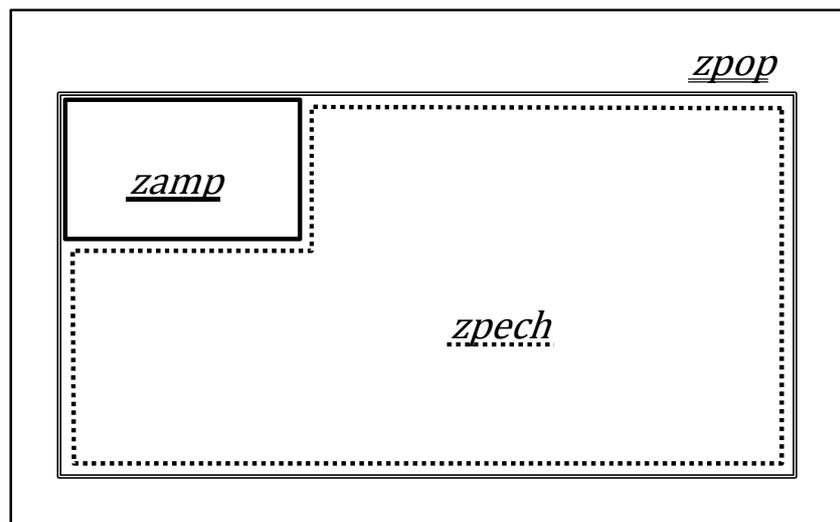


Figure 16. Structuration spatiale du modèle avec chevauchement des *zamp* et *zpop*.

Cet effet peut être circonvenu en scindant la *zpop* en 2 (*zpop1* et *zpop2*), tel que *zpech* = *zpop1* et *zamp* = *zpop2* (Figure 17). L'effort de pêche ne s'applique alors plus aux individus à l'intérieur de la réserve et il n'y a plus d'homogénéisation des individus entre l'intérieur et l'extérieur de l'AMP. Le passage d'individus entre les deux zones dépend alors d'un taux fixé par le modélisateur (voir § 5). Le Tableau 4 synthétise les hypothèses de modélisation en fonction du mode d'application de l'effort de pêche et de la construction de l'AMP.

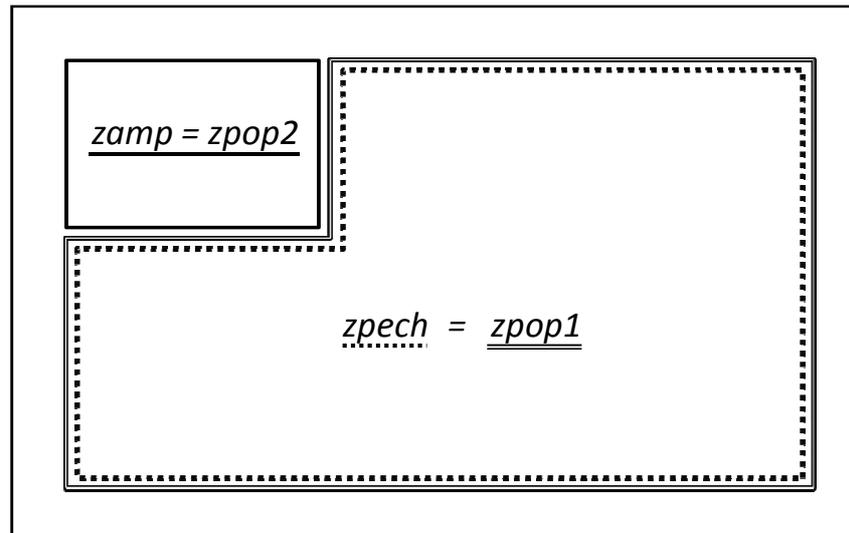


Figure 17. Structuration spatiale du modèle avec séparation des zones en réserve ($zamp=zpop2$) et hors réserve ($zpop$).

Une alternative à cette construction, dite "effort par maille", a cependant été développée dans le modèle ISIS-Fish. La proportion d'effort de pêche comprise dans l'intersection avec la zone de population s'applique alors uniquement aux individus présents dans cette intersection. Mais l'effectif d'individus dans la zone de population s'homogénéise tout de même à l'intérieur de celle-ci à chaque pas de temps (*e.g.* le mois ; voir Chapitre II § 1). Pour des espèces très mobiles et non territoriales, cette hypothèse peut correspondre à la réalité mais elle convient mal à des espèces peu mobiles et territoriales dans un environnement fragmenté. Ceci nécessite donc une réflexion au moment de la délimitation des zones en fonction du comportement de l'espèce étudiée. De plus, lors de l'utilisation du mode "effort par maille" dans ISIS-Fish, les calculs sont réalisés à l'échelle de la maille et non plus de la zone, ce qui augmente énormément les temps de calcul. Au regard de la spatialisation forte du modèle mise en place dans la région d'étude, la puissance informatique disponible dans cette étude n'a pas permis l'utilisation de ce mode de calcul. C'est donc le mode classique de l'application de l'effort de pêche qui a été utilisé et la mise en place d'AMP a été réalisée suivant la technique décrite précédemment, par scission d'une zone de population en 2 zones.

Tableau 4. Synthèse des hypothèses des modélisations pour différents cas de structuration d'une zone AMP dans le modèle.

Mode de construction des zones dans le modèle	Implications pour le fonctionnement du modèle
1 seule <i>zpop</i> recouvrant AMP et non AMP	<ul style="list-style-type: none"> - <i>zamp</i> est une fraction de <i>zpop</i> et en dépend entièrement. - La pêche s'applique à tous les individus présents dans <i>zpop</i>. - Les effectifs sont homogènes entre l'intérieur et l'extérieur de l'AMP.
2 zones de population distinctes : <i>zpop1</i> = <i>zpech</i> et <i>zpop2</i> = <i>zamp</i>	<ul style="list-style-type: none"> - <i>zamp</i> et <i>zpop1</i> sont indépendantes. - La pêche s'applique aux individus de <i>zpop1</i>, mais pas à ceux de <i>zamp</i> - Pas d'homogénéisation entre <i>zamp</i> et <i>zpop1</i>, le transfert d'individus est explicité par un coefficient (voir § 5).

5. La mobilité des poissons dans le modèle

Dans le modèle ISIS-Fish, la mobilité des poissons dans la région d'étude est définie par des coefficients de migration unidirectionnels entre les zones. A l'intérieur de chaque zone la répartition des individus reste homogène à tout moment. Pour chaque couple de zones A et B entre lesquels il y a échange d'individus, un coefficient de A vers B et un coefficient de B vers A sont appliqués aux effectifs (voir Chapitre II). Le modélisateur doit déterminer si des échanges existent entre chaque couple de zones. Dans le modèle, ces déplacements sont des événements ponctuels qui ont lieu à des mois fixés par le modélisateur (voir Chapitre II).

D'autre part, l'immigration et l'émigration d'individus de la région d'étude peuvent être prises en compte dans le modèle. En l'absence de données nous avons fait l'hypothèse que ces 2 phénomènes se compensaient, soit que $Emigration - Immigration = 0$ (voir Chapitre II § 1). La dynamique des populations étudiées a ainsi été considérée comme indépendante du reste du lagon de Nouvelle-Calédonie.

La paramétrisation des déplacements d'individus dans le modèle nécessite de définir précisément les processus biologiques à l'origine de ces déplacements. Selon Begon *et al.* (1990) il faut tout d'abord distinguer les déplacements de "migration", des déplacements de "dispersion". Les premiers décrivent des mouvements unidirectionnels d'animaux en grand nombre d'une zone à une autre et se restreignent

habituellement à des événements réguliers et périodiques. Les déplacements de dispersion concernent de leur côté des mouvements plutôt individuels, multidirectionnels à l'échelle de la population et liés à la colonisation de nouvelles zones, généralement pour y trouver de nouvelles ressources (abris, nourriture, etc.). Néanmoins, Lowe & Allendorf (2010) considèrent que la dispersion ne correspond pas à des activités journalières depuis un abri régulier pour se rendre sur les zones de nourrissage, qui sont des mouvements temporaires et à court terme. Cependant, ce type de déplacements peut avoir lieu à des échelles suffisamment grandes pour permettre le franchissement des frontières d'une réserve et ainsi rendre des individus accessibles à la pêche.

Dans le cadre de cette étude, 3 types de déplacements des poissons ont ainsi été distingués : ontogénique, reproductif et dispersif. Les déplacements ontogéniques correspondent à un changement d'habitat lors de la croissance des individus. Les déplacements de reproduction correspondent à un départ vers, puis un retour depuis un site de reproduction. Les déplacements de dispersion sont tous les déplacements autres qu'ontogénique et reproductif, amenant un individu à se déplacer d'une zone à l'autre du modèle. L'application aux espèces étudiées dans le lagon Sud-ouest est détaillée dans le Chapitre II.

La structure temporelle dans le modèle ISIS-Fish est constituée de saisons, elles-mêmes composées d'un assemblage de mois successifs, le mois étant le pas de temps du modèle (voir Chapitre II § 1). Dans le modèle, tout déplacement se produit ponctuellement lors du premier mois d'une saison. Ceci implique que pour modéliser un déplacement qui s'étale sur plusieurs mois, il est nécessaire de créer une saison pour chacun des mois concernés. Dans la présente étude, nous observons cette situation principalement pour les déplacements de dispersion qui ont lieu toute l'année, mais aussi pour la reproduction. En effet, les espèces étudiées, *P. leopardus* et *N. unicornis* en particulier, sont présentes toute l'année sur leurs zones de vie, y compris pour les individus matures. Ceci implique que l'ensemble des individus potentiellement reproducteurs ne quittent pas tous ensemble les zones de vie lors de migrations vers les zones de reproduction (voir Chapitre II). En faisant l'hypothèse que tous les individus potentiellement reproducteurs se reproduisent chaque année, les déplacements vers les zones de migration ont été répartis sur l'ensemble de la saison de reproduction afin de

conserver la présence d'individus en permanence sur les zones de vie. Concrètement, dans le modèle, des déplacements ont été modélisés pour tous les mois de l'année correspondant soit à un changement d'habitat ontogénique, soit à un déplacement vers ou depuis une zone de reproduction, soit à de la dispersion.

La quantification de ces déplacements et leur spatialisation sont abordés successivement selon les 3 types de déplacement définis précédemment : ontogénique, reproductif et de dispersion.

5.1.Déplacements ontogéniques

Les déplacements ontogéniques correspondent à la migration des zones d'un habitat vers les zones d'un autre habitat lors du passage d'un stade de vie à une autre (voir Chapitre II). Lors de ces déplacements, l'intégralité des individus migre depuis leurs zones de vie vers les zones de vie du stade supérieur. Les spécificités de chaque espèce sont présentées au Chapitre II.

5.2.Déplacements de reproduction

Les zones de reproduction sont des zones où les individus se rendent pendant la saison de reproduction (voir Chapitre II). Une zone de reproduction a été associée à chaque zone de vie afin de faire revenir les individus sur leur propre zone de vie après la reproduction. La migration aller se fait des zones de vie vers la zone de reproduction correspondante, avec un coefficient qui dépend du mois afin de respecter l'étalement de la saison de reproduction (voir Chapitre II § 2.1.2, 2.2.2 et 2.3.2). La migration retour des zones de reproduction vers les zones de vie se fait avec la proportion $1 - m_{esp}$ vers la zone de vie d'origine et avec la proportion m_{esp} vers les zones de vie adjacentes à la zone de vie d'origine (Figure 18). La répartition entre les différentes zones de vie adjacentes à la zone de vie d'origine se fait proportionnellement à la surface de chaque zone de façon à impacter la densité de la même manière. Le coefficient de déplacement depuis une zone de reproduction vers une zone de vie z_c adjacente à la zone de vie d'origine s'écrit :

$$CR = m_{esp} * \frac{S_{z_c}}{\sum_i S_{z_i}}$$

(2)

Où, S_{zc} est la surface de la zone zc et S_{zi} est la surface de la zone i , où l'ensemble des zi représente les zones connectées à la zone de vie d'origine (Figure 18).

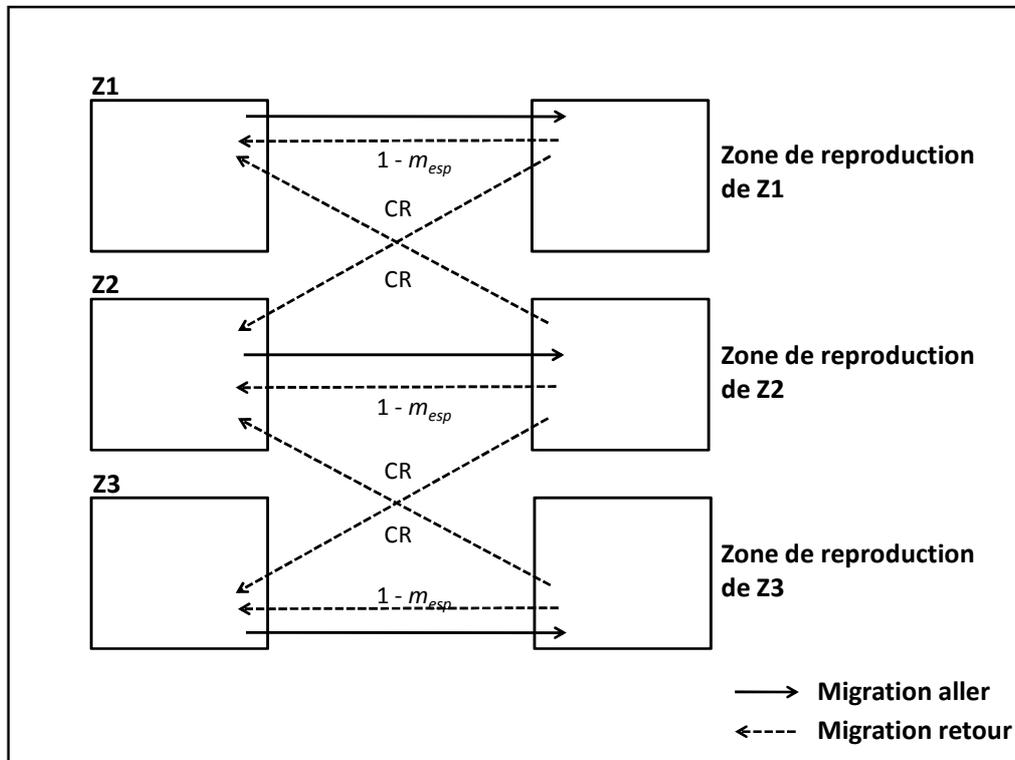


Figure 18. Schéma des migrations de reproduction aller et retour associées aux zones de vie.

5.3. Déplacements de dispersion

Les déplacements de dispersion ont été définis entre toutes les zones adjacentes du modèle selon le patron présenté dans la Figure 19. Les déplacements de dispersion constituent une problématique complexe qui est nouvelle dans le cadre des applications du modèle ISIS-Fish, particulièrement dans le cas d'une fragmentation de l'habitat en patches. Le modèle a en effet été développé pour traiter des migrations ontogéniques, de reproduction et alimentaires à grande échelle mais pas pour de la dispersion. Dans la présente étude, tous les récifs inclus dans une même zone sont considérés comme une même entité homogène (voir § 3). Pour cet habitat de récif, les déplacements entre zones correspondent donc à des mouvements d'un récif à un autre qui nécessitent la traversée de zones de fond de lagon. Pour l'habitat de fond de lagon qui est continu, les limites de zones constituent des frontières artificielles.

Dans cette étude, les coefficients de dispersion entre 2 zones ont été calculés de la manière suivante :

$$C_{ab} = m_{esp} * S_z \quad (3)$$

Où pour une espèce *esp* donnée, C_{ab} est le coefficient de déplacement entre une zone *a* et une zone *b*, m_{esp} est un facteur permettant de différencier le niveau de mobilité des espèces les unes par rapport aux autres et S_z est un facteur permettant de répartir l'effectif quittant une zone entre les différentes zones d'arrivée en fonction de leur surface. S_z s'écrit:

$$S_z = \frac{S_{zb}}{S_{za} + \sum_i S_{zi}} \quad (4)$$

Où, S_{za} et S_{zb} sont les surfaces des zones *a* et *b*, et S_{zi} est la surface de la zone *i*, où l'ensemble des z_i représente les zones connectées à z_a . En l'absence de connaissances précises sur les déplacements des espèces étudiées, les valeurs m_{esp} correspondant à chaque espèce, ont été fixées relativement les unes par rapport aux autres et représentent des niveaux de mobilité définis à partir de la bibliographie et à dire d'expert (voir Chapitre II, § 2.1.6, 2.2.6 et 2.3.6). La valeur de S_z dépend de la surface totale des zones d'arrivée (c.-à-d. les zones connectées à z_a) et de la surface de la zone de départ (z_b).

La proportion totale d'effectif quittant z_a , est la somme des coefficients C_{ab} , qui s'écrit :

$$P_{départ} = \sum C_{ab} = m_{esp} * \sum_i \frac{S_{zi}}{S_{za} + \sum_i S_{zi}} \quad (5)$$

La proportion d'effectif ne quittant pas z_a correspond à :

$$P = (1 - m_{esp}) + m_{esp} * \frac{S_{za}}{S_{za} + \sum_i S_{zi}} \quad (6)$$

En appliquant ces équations, la proportion totale d'effectif quittant z_a augmente avec la surface des zones qui lui sont connectées et diminue avec l'augmentation de la surface

de *za*. D'autre part, plus les zones sont petites, plus la proportion de leur effectif qui quitte la zone est importante. Il en résulte que plus une zone est petite par rapport aux autres, plus le turn-over de l'effectif de cette zone est important. D'autre part, la répartition de l'effectif quittant *za* se fait de façon homogène sur l'ensemble des zones d'arrivée concernées.

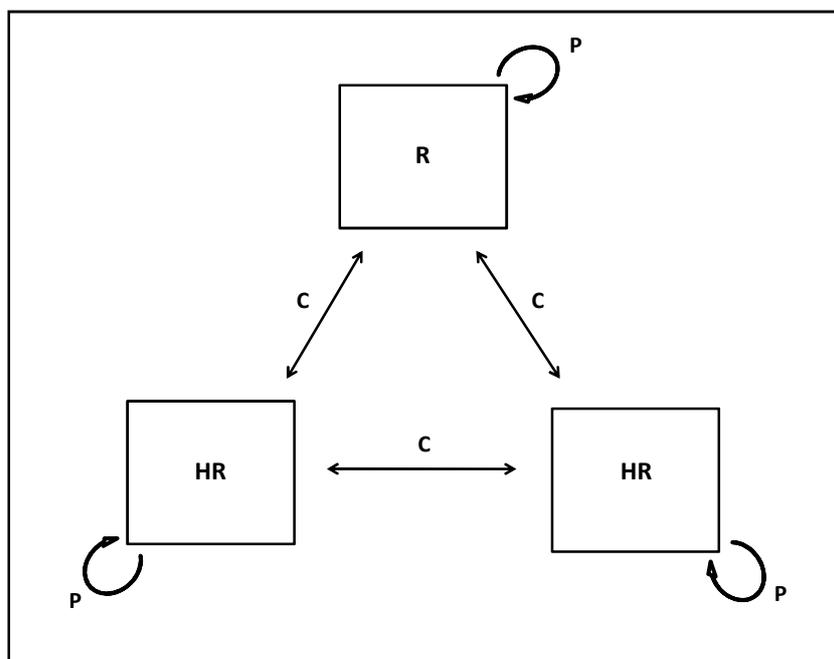


Figure 19. Schématisation de la connectivité entre zones adjacentes du modèle (adapté de Jennings, 2001). La zone "R" représente une zone en réserve et les zones "HR" représentent des zones hors réserve. Les flèches représentent les déplacements de dispersion. Les valeurs des coefficients C et P sont présentés aux équations (3) et (6).

6. Discussion – Conclusion

La spatialisation de l'information dans le modèle a été une étape importante et longue de ce travail de thèse. La délimitation précise de la région d'étude s'est basée autant que possible sur des frontières naturelles telles que le récif barrière et le trait de côte. L'emprise spatiale des populations étudiées et des activités de pêche a été prise en compte de manière à proposer une structure spatio-temporelle la plus cohérente possible. Cependant, le niveau de connaissance n'est pas homogène sur l'ensemble de la région d'étude. L'information disponible dans la Corne Sud est beaucoup plus limitée en ce qui concerne la pêche plaisancière (voir Chapitre III), les suivis des populations de poisson (voir Chapitre IV) et l'habitat. Par conséquent, cette zone a été prise en compte dans sa globalité sans être subdivisée.

Les échanges d'individus (immigration et émigration) entre la région d'étude et l'extérieur ont été ignorés faute d'information. Cette hypothèse est maintenue dans la suite de cette étude quelle que soit la situation des populations au cours des simulations réalisées. Ainsi, une augmentation de densité dans la région d'étude n'entraînera pas un départ supplémentaire d'individus et une diminution de la densité n'entraînera pas une arrivée supplémentaire d'individus depuis l'extérieur de la région d'étude. Les populations étudiées ont donc été considérées comme indépendantes et leur potentielle surpêche ne serait pas tamponnée par la connexion avec le reste du lagon Néo-Calédonien. Cependant 76% du linéaire délimitant la région d'étude est une barrière naturelle et aucune migration (en groupe, au sens de Begon *et al.*, 1990) à travers les 14% de frontière restants n'a été décrite pour les espèces étudiées, bien que Chateau (2008) ait montré la capacité de plusieurs espèces à réaliser de tels déplacements. La connaissance sur les migrations des espèces étudiées reste cependant très limitée en Nouvelle-Calédonie.

La maille du modèle et une structuration spatiale de la région d'étude ont été proposées en lien avec la dynamique des populations, la dynamique des activités de pêche et leur gestion. Un compromis a été adopté entre les possibilités offertes par le modèle Isis-Fis, les capacités informatiques disponibles, les données disponibles, la fragmentation du milieu, l'utilisation de l'espace par les espèces et les pêcheurs et les attentes des gestionnaires. L'hétérogénéité spatiale de la région d'étude a été décrite en 10 secteurs et 2 statuts de protection. L'échelle spatiale a été fixée à 1 km² et permet de retranscrire la structure réelle des habitats de fonds meubles qui constituent de grandes étendues continues, non fragmentées. Par contre, cette échelle n'a pas permis de prendre en compte la totalité de la fragmentation de l'habitat récifal. Les zones mises en place regroupent plusieurs récifs éloignés d'une distance pouvant aller jusqu'à 63 km dans la Corne sud et 25 km dans les autres zones. Le choix de cette taille de maille a pour conséquence qu'une zone représentant un habitat donné dans un des 10 secteurs avec un statut de protection donné (AMP - non AMP) aura une taille minimale de 1 km² (y compris pour les futures AMP à tester dans les scénarios de gestion (voir Chapitre IV).

En conclusion, l'étude des populations de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis* nous a amené à prendre en compte 2 grands types d'habitats à la fragmentation très différente : les fonds de lagon et les récifs coralliens. De plus, ces espèces ont des mobilités très

différentes (PDT, 1990; Davies, 1995 ; Zeller, 1997; Zeller & Russ, 1998 ; Samoily, 1997 ; Meyer & Holland, 2005 ; Meyer *et al.*, 2010 ; Chateau, 2008 ; Chateau & Wantiez, 2009 ; Marshall *et al.*, 2011; Kulbicki, com. pers. ; Wantiez, com. pers.), induisant une connectivité entre zones qui diffère selon l'espèce. Le taux de migration entre 2 zones est fortement lié à l'écologie des espèces (sédentarité, home range), aux spécificités de l'habitat (fragmentation) (Ami *et al.*, 2005), mais aussi à la taille des zones définies dans le modèle (et notamment des réserves dans le cas de gestion spatialisée). Les déplacements de dispersion montrent une grande variabilité en fonction des individus, des espèces, de la fragmentation de l'habitat, de la densité de population mais aussi de l'échelle d'étude (Ogden & Buckman, 1973 ; Magurran, 1993 ; Attwood & Bennett, 1994 ; Zeller, 1997 ; Kramer & Chapman, 1999 ; Meyer, 2003 ; Meyer & Holland, 2005 ; Parsons *et al.*, 2003 ; Egli & Babcock, 2004 ; Meyer *et al.*, 2010 ; Marshall *et al.*, 2011). En Nouvelle-Calédonie seuls les travaux de Chateau (2008) se sont intéressés à cette problématique et ont mis en évidence pour *P. leopardus* des déplacements inter-récifs chez 8% des individus marqués (soit 1 individu sur 12) sur une période d'un an.

La paramétrisation des migrations dans le modèle a nécessité de retranscrire mathématiquement les phénomènes écologiques et biologiques qui contrôlent ces déplacements. Le calcul d'un coefficient de mobilité entre 2 zones nécessite une bonne connaissance des espèces et du milieu. Dans un modèle, l'estimation des taux de migration nécessite d'importantes études de terrain (Ami *et al.*, 2005). Selon Egli et Badcock (2004), la majorité des modèles de dynamique spatialement explicites ou spatialisés se base sur des hypothèses simplistes concernant le comportement des poissons pour décrire les échanges d'individus entre zones. Ces approches nécessitent donc une meilleure connaissance de ces phénomènes biologiques et l'échelle d'étude doit correspondre aux enjeux de gestion pour réussir à développer des modèles plus réalistes. Dans cette étude des migrations correspondant aux processus ontogéniques, reproductifs et de dispersion ont été envisagées pour les 3 espèces étudiées. Les migrations ontogéniques ont lieu à un mois précis de l'année (voir Chapitre II). La reproduction a lieu sur une période de 3 à 5 mois selon l'espèce avec migration vers la zone de reproduction puis retour dans la zone de vie (voir Chapitre II). La dispersion a lieu toute l'année et sans retour vers la zone de départ.

La modélisation de la connectivité entre différentes populations ou sous-populations a été largement étudiée en milieu marin aussi bien que terrestre et de nombreux coefficients ont été proposés en dynamique des populations (*e.g.* Skellam, 1951 ; Holmes *et al.*, 1994 ; Cantrell & Cosner 2003). La gestion des pêches et l'étude de l'effet des AMP y ont largement contribué dans la dernière décennie (*e.g.* Gaines *et al.*, 2003 ; Neubert, 2003 ; Fryxell *et al.*, 2006 ; Baskett *et al.*, 2007a, 2007b ; Kellner *et al.*, 2008). Dans la présente étude, le faible niveau de connaissance sur les comportements de dispersion nous a amené à proposer un coefficient relativement simple, qui, d'une part, différencie les espèces et d'autre part augmente la connectivité d'une zone avec la surface des zones.

A partir des hypothèses de construction du modèle ISIS-Fish, les différences de densité de poisson entre les zones seront uniquement le fait de la mortalité par pêche et de la mobilité des individus. Les facteurs environnementaux comme la disponibilité de nourriture ou la qualité de l'habitat ne sont pas pris en compte.

Ce chapitre a ainsi permis de fixer les bases de la dimension spatiale du modèle, qui seront utilisées dans les chapitres suivants pour la paramétrisation du modèle de dynamique des populations, du modèle de dynamique des activités de pêche et des scénarios de gestion à évaluer.

CHAPITRE II

CARACTERISATION ET MODELISATION DE LA BIOLOGIE ET DE L'ECOLOGIE DES TROIS ESPECES ETUDIEES



CHAPITRE II

Caractérisation de la dynamique de population des trois espèces étudiées

Ce chapitre a pour objectif de présenter le sous-modèle de dynamique de population d'ISIS-Fish ainsi que la paramétrisation qui a été réalisée pour étudier les espèces *Lethrinus nebulosus*, *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*. Plusieurs aspects de la biologie et de l'écologie des espèces sont abordés successivement pour chacune des espèces. Ce chapitre permet de comprendre comment les phénomènes de croissance, de reproduction, de mortalité et de mobilité, qui constituent la dynamique d'une espèce, sont retranscrits dans le modèle. La modélisation étant par nature une simplification d'un système complexe, la transcription de phénomènes naturels en relations mathématiques s'est basée sur de nombreuses hypothèses abordées tout au long du chapitre. La paramétrisation du modèle a résulté d'un ensemble de compromis contraints par la simplification du système étudié ainsi que par les connaissances et les données existant sur ce système. La majorité de l'information utilisée pour la paramétrisation est issue de la littérature. Une revue bibliographique des principaux traits d'histoire de vie des 3 espèces a été réalisée. Les choix réalisés lors de la paramétrisation sont discutés au regard de la disponibilité et de la qualité des informations. Cette démarche a été nécessaire en raison du niveau de connaissance des espèces encore relativement faible, surtout localement. Dans certains cas, les valeurs des paramètres utilisés dans le modèle ont pu être obtenues directement. Cependant, dans plusieurs cas, des analyses de données ont été nécessaires. Les résultats de ces analyses de données sont présentés, notamment pour la cartographie des habitats de vie des espèces.

1. Le sous-modèle de dynamique des populations

La formulation de la dynamique d'une population s'appuie sur la mise en équation des événements clefs de la vie de l'espèce étudiée qui définissent sa biologie et son écologie. On entend par biologie d'une espèce, les paramètres qui lui sont intrinsèques (croissance, reproduction, mortalité, etc.), et par écologie, les relations de celle-ci avec son environnement et les interactions qui déterminent sa distribution et son abondance (Barbault, 2000). Le comportement d'une espèce (son éthologie) est ici inclus dans le concept d'écologie.

Dans cette étude, le modèle spatio-temporel ISIS-Fish (Pelletier *et al.*, 2001 ; Mahévas & Pelletier, 2004) a été utilisé. Celui-ci est basé sur une structuration spatiale en zones, comprenant chacune une portion de la population modélisée. Au niveau temporel, le modèle utilise un pas de temps mensuel au cours duquel ont lieu successivement 5 événements retraçant la biologie et l'écologie de l'espèce : croissance, migration, reproduction, recrutement²³ et mortalité (Figure 20). Chacun de ces événements peut ou pas avoir lieu au cours d'un mois, en fonction des caractéristiques de l'espèce. Les 4 premiers événements sont appliqués de façon instantanée sur un intervalle de temps ε négligeable. La mortalité, qu'elle soit naturelle ou due à la pêche, s'applique sur la durée du pas de temps après les autres événements à $t+\varepsilon$.

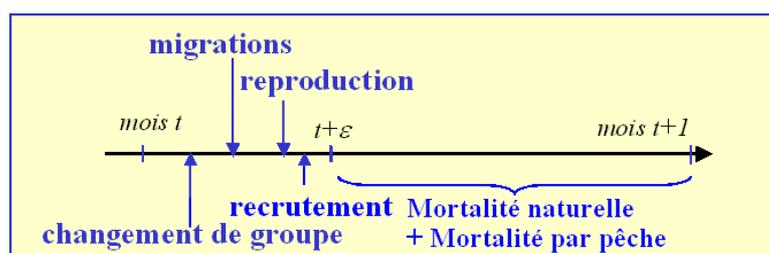


Figure 20. Chronologie des événements de la dynamique de population au cours d'un pas de temps (un mois) tels qu'ils ont été définis dans le modèle ISIS-Fish.

Les populations sont structurées en classes (d'âge ou de longueur) qui sont chacune explicitement prises en compte dans chacune des zones du modèle. La population est ainsi composée de x groupes correspondant chacun à une classe dans une zone (avec $x = c \cdot z$ et où c est le nombre de classes et z le nombre de zones).

²³ En écologie le recrutement des poissons est le moment où les larves s'installent sur un habitat, généralement après une phase pélagique. En halieutique, le recrutement correspond au moment où les individus deviennent capturables par l'activité de pêche.

L'effectif total de la population s'écrit sous la forme d'un vecteur colonne de dimension z (le nombre de zones) :

$$N_t = \begin{bmatrix} N_{z_1} \\ \vdots \\ N_{z_k} \\ \vdots \\ N_{z_z} \end{bmatrix} \quad (7)$$

Où N_{zk} est lui-même un vecteur colonne de dimension c (le nombre de classes), correspondant aux effectifs par classe de la zone k :

$$N_{z_k} = \begin{bmatrix} N_{c_1} \\ \vdots \\ N_{c_n} \\ \vdots \\ N_{c_c} \end{bmatrix} \quad (8)$$

A partir de cette structure de la population, la transcription mathématique de l'enchaînement chronologique des événements du modèle (Figure 20) s'écrit :

$$N_{t+1} = SR_t \cdot (M_t \cdot CC_t \cdot N_t + N_{immigration} - N_{émigration} + R_t) \quad (9)$$

Avec :

- SR_t : la matrice de taux de survie ;
- M_t : la matrice de migration ;
- CC_t : la matrice des changements de classe (croissance des individus);
- $N_{immigration}$: le vecteur des effectifs résultant de l'immigration (individus arrivant depuis l'extérieur de la région d'étude) ;
- $N_{émigration}$: le vecteur des effectifs résultant de l'émigration (individus quittant la région d'étude) ;
- R_t : la matrice d'effectif du recrutement.

En suivant l'ordre chronologique des événements, le changement de classe s'applique à N_t par la matrice CC_t carrée diagonale de dimension z (nombre de zones):

$$CC_t = \begin{bmatrix} CC_{z_1} & \dots & \dots & \dots & O \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ \vdots & & CC_{z_k} & & \vdots \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ O & \dots & \dots & \dots & CC_{z_z} \end{bmatrix} \quad (10)$$

Où CC_{z_k} est une matrice carrée de dimension c (nombre de classes), contenant les paramètres CC_{ij} , proportions d'individus de la classe j passant dans la classe i (11). Notons que ces matrices sont, soit triangulaires inférieures, soit le plus souvent diagonales, car CC_{ij} est égale à zéro si $i < j$.

$$CC_{z_k} = \begin{bmatrix} CC_{11} & \dots & \dots & \dots & O \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ \vdots & & CC_{ij} & & \vdots \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ CC_{1c} & \dots & \dots & \dots & CC_{cc} \end{bmatrix} \quad (11)$$

La migration s'applique ensuite à N_t par la matrice carrée M_t de dimension z (nombre de zones), de la forme suivante :

$$M_t = \begin{bmatrix} M_{z_1,z_1} & \dots & M_{z_1,z_m} & \dots & M_{z_1,z_z} \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ M_{z_k,z_1} & & M_{z_k,z_m} & & M_{z_k,z_z} \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ M_{z_z,z_1} & \dots & M_{z_z,z_m} & \dots & M_{z_z,z_z} \end{bmatrix} \quad (12)$$

Où M_{z_k,z_m} est une matrice carrée diagonale de dimension c (nombre de classes), contenant les paramètres C_{ij} (avec $i = j$), proportion d'individus de la zone m migrants vers la zone k pour chaque classe i .

$$M_{Z_k, Z_m} = \begin{bmatrix} C_{11} & \dots & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ \vdots & & C_{ij} & & \vdots \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ 0 & \dots & \dots & \dots & C_{cc} \end{bmatrix} \quad (13)$$

L'immigration et l'émigration interviennent sous forme de deux vecteurs de dimension c (nombre de classes), similaires au vecteur N_{Zk} (8), contenant les effectifs quittant la région ou entrant dans la région pour chacune des classes.

Le recrutement R_t est l'arrivée d'effectifs issus de la reproduction. Il est ajouté aux effectifs de N_t . R_t est calculé de la manière suivante :

$$R_t = SR_{naissance} \cdot F \cdot N_t \quad (14)$$

Avec :

- $SR_{naissance}$: la matrice des taux de survie de la classe *naissance* ;
- F : la matrice de fécondité contenant le nombre d'œufs pondus par femelle de chaque classe selon la zone.

La matrice F est une matrice carrée diagonale de dimension z (nombre de zones).

$$F = \begin{bmatrix} F_{Z_1} & \dots & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ \vdots & & F_{Z_k} & & \vdots \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ 0 & \dots & \dots & \dots & F_{Z_z} \end{bmatrix} \quad (15)$$

F_{Zk} est une matrice carrée de dimension c (nombre de classes), contenant les éléments F_{ij} , nombre d'œufs pondus par femelle pour chaque classe de la zone Zk :

$$F_{Z_k} = \begin{bmatrix} 0 & F_{12} & \cdots & \cdots & F_{1c} \\ \vdots & \ddots & 0 & \cdots & 0 \\ \vdots & & \ddots & & \vdots \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ 0 & \cdots & \cdots & \cdots & 0 \end{bmatrix} \quad (16)$$

Avec $F_{ij} \neq 0$ si et seulement si $i = 1$ et $j \geq 2$ et Z_k est une zone de reproduction.

Chronologiquement, le dernier événement qui a lieu à un pas de temps t est la mortalité.

Celle-ci s'applique à N_t par la matrice diagonale de dimension z (nombre de zones) SR_t :

$$SR_t = \begin{bmatrix} SR_{Z_1} & 0 & \cdots & \cdots & 0 \\ 0 & \ddots & & & \vdots \\ \vdots & & SR_{Z_k} & & \vdots \\ \vdots & & & \ddots & 0 \\ 0 & \cdots & \cdots & 0 & SR_{Z_z} \end{bmatrix} \quad (17)$$

Les éléments SR_{Z_k} sont des matrices diagonales de dimension c (nombre de classes), contenant les taux de survie $sr_{c,z,t}$ pour une classe c et une zone z au temps t :

$$sr_{c,z,t} = e^{-(F_{c,z,t} + M_{c,z})} \quad (18)$$

Avec, $F_{c,z,t}$ et $M_{c,z}$ respectivement le taux instantané de mortalité par pêche pour la classe c dans la zone z , au temps t , et le taux instantané de mortalité naturelle²⁴ pour la classe c dans la zone z , tous deux exprimés en mois⁻¹. C'est la mortalité naturelle qui nous intéressera dans cette partie, la mortalité par pêche sera l'objet du Chapitre III à travers la modélisation de l'activité de pêche et des captures qui en découlent.

En plus des paramètres qui viennent d'être présentés et qui définissent la dynamique des espèces, plusieurs autres paramètres permettent de fixer les conditions d'applications à certaines classes, certaines zones et certains mois de l'année. Il s'agit ainsi de définir la maturité reproductive, le taux de reproduction des classes matures, le

²⁴ Dans le modèle ISIS-Fish, la mortalité naturelle ne dépend pas de la période de l'année mais uniquement de la classe et de la zone.

sexe ratio, l'équation de reproduction (calcul du nombre d'œufs produits par femelle), les relations taille-âge et taille-poids, et les mois de reproduction.

En résumé, le modèle ISIS-Fish est un modèle matriciel de type Leslie (Caswell, 2001) à pas de temps mensuel qui décompose l'effectif d'une population en fonction des classes et des zones. Les événements de la biologie et de l'écologie des espèces présentés dans la Figure 20 sont définis pour chaque classe dans chaque zone et pour chaque mois de l'année. L'ensemble des paramètres utilisés est synthétisé dans le Tableau 5.

Tableau 5. Tableau récapitulatif des principaux paramètres de la dynamique des populations du modèle ISIS-Fish.

Catégorie	Nom	Notation mathématique
Croissance	Equation de croissance	Equation de type Von Bertalanffy
Migration	Taux de migration par saison et par classe d'une zone à une autre.	$M_{Zk,Zm}, C_{ij}$
Reproduction	Equation de reproduction Groupe de maturité Sexe ratio par classe Taux de reproduction par classe	F_{Zk}, F_{ij} A_{50} $F_{\%}$ RR_c
Mortalité naturelle	Taux de mortalité naturelle par classe et par zone	$sr_{c,z}$

2. Paramétrisation

Pour chacune des trois espèces, la paramétrisation a été réalisée en suivant la démarche présentée en introduction (Figure 5). Cette partie aborde, espèce par espèce, l'utilisation des connaissances existantes de leurs biologies et de leurs écologies, afin de déterminer les paramètres du modèle. A chaque fois, une revue bibliographique est présentée avant de préciser les valeurs utilisées dans le modèle. Les références non introduites dans le modèle serviront à déterminer l'incertitude sur les paramètres lors de l'analyse de sensibilité (voir Chapitre IV). Pour chaque espèce, les paramètres sont abordés par thématique dans l'ordre suivant :

- croissance et structuration de la population ;
- reproduction ;

- mortalité naturelle ;
- capturabilité ;
- cartographie des zones de vie ;
- mobilité.

En résumé de la description de chaque espèce, deux schémas synthétisent l'information dans un cycle de vie et une chronologie annuelle des événements modélisés.

2.1. *Lethrinus nebulosus* (Forsskål, 1775)

Lethrinus nebulosus (Figure 21), nommé Bec de cane en Nouvelle-Calédonie, appartient à la famille des Lethrinidés (une vingtaine d'espèces en Nouvelle-Calédonie) et à la sous-famille des Lethrininae. *L. nebulosus* est une espèce tropicale (entre 36°N - 32°S), sa distribution dans l'Indo-Ouest Pacifique va de la Mer Rouge, Golfe persique et Afrique, à l'Ouest, au Sud du Japon et Samoa à l'Ouest (Carpenter & Allen, 1989). Cette espèce fait l'objet d'importantes pêches commerciales et de subsistance, elle est aussi utilisée en aquaculture et parfois recherchée pour la pêche sportive. Sa chair n'est en principe jamais toxique, mais quelques cas d'intoxication ciguatériques ont été rapportés hors du territoire (Dalzell, 1991). *L. nebulosus* est classé parmi les macrocarnivores et se caractérise par une forte mobilité (Kulbicki, 2006 ; Borsa *et al.*, 2009). Cette espèce est considérée comme ayant une vulnérabilité modérée à haute avec une faible résilience. Le temps minimum de doublement de population est estimé entre 4.5 à 14 années (Cheung *et al.*, 2005).

En Nouvelle-Calédonie, le Bec de cane est une espèce très recherchée par les pêcheurs (Laboute & Grandperrin, 2000 ; Virly, 2000, 2001). Elle est principalement capturée à la ligne par les plaisanciers ainsi qu'au filet par les pêcheurs professionnels. *L. nebulosus* a fait l'objet de plusieurs études en Nouvelle-Calédonie, ce qui en fait l'une des espèces ichtyologiques les mieux connues localement. L'un des principaux auteurs ayant publié sur le Bec de cane des lagons néo-calédoniens est G. Loubens (1976, 1978, 1980a, 1980b) lorsqu'il travaillait à l'ORSTOM. Récemment, Borsa *et al.* (2009) ont réalisé un rapport synthétique sur cette espèce dans le cadre du projet ZoNéCo, apportant de nombreuses informations qui ont été utilisées pour la paramétrisation du modèle. Un

certain nombre de connaissances font cependant encore défaut, notamment la mortalité naturelle et les déplacements à l'échelle de la zone d'étude.

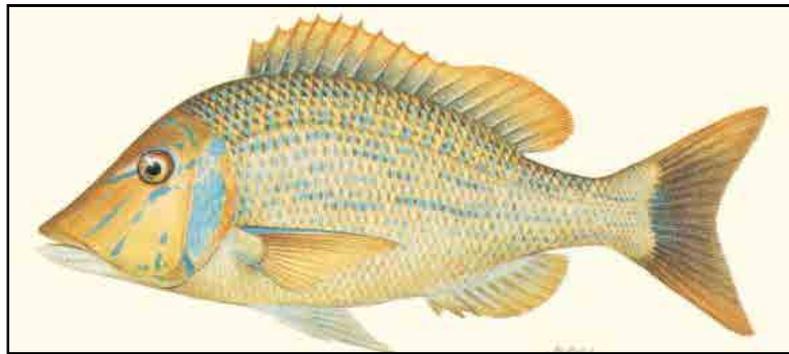


Figure 21. *Lethrinus nebulosus* (Forsskål, 1775). © FAO.

2.1.1. Croissance et structure de la population

La croissance est un des aspects les mieux connus de la biologie et de l'écologie de *Lethrinus nebulosus*, notamment en Nouvelle-Calédonie. La croissance des poissons est habituellement étudiée par otolithométrie, afin d'établir une relation entre l'âge et la taille des individus. Les choix réalisés parmi les différentes études existantes sont présentés ci-dessous. La question de la structure de la population de Bec de cane dans le modèle sera ensuite posée, afin de retranscrire au mieux la dynamique de cette espèce à partir des données disponibles et des objectifs de cette étude.

En Nouvelle-Calédonie, trois études de croissances ont été réalisées sur *Lethrinus nebulosus* à partir de lectures d'otolithes. Plusieurs autres études ont été conduites à travers le monde mais nous nous limiterons aux travaux menés localement.

La première étude fut menée à l'ORSTOM par Loubens (1978, 1980b) dans les années 70. Celui-ci modélisa séparément la croissance des deux sexes. Par la suite, Morales-Nin (1988) publia deux ajustements de la relation âge-taille sans différencier les sexes, l'une à partir d'une lecture classique des otolithes et l'autre en utilisant une méthode de rétrocalcul. La dernière étude fut réalisée par Baillon (1990) où la différence de croissance entre les sexes n'est pas prise en compte. Dernièrement, dans le cadre du programme ZoNéCo, Borsa *et al.* (2009) ont repris ces différents résultats et les ont comparés. Ils concluent que : "*Les trois études faites sur les Becs de cane de Nouvelle-Calédonie (Loubens 1980b ; Baillon 1990 ; Morales-Nin 1988) donnent des résultats*

différents. [...] En l'absence d'étude de marquage en milieu naturel, il est difficile de choisir entre ces trois estimations". Ces auteurs proposent à leur tour une équation de croissance à partir des données de Loubens (1980b).

Nous ne détaillerons pas plus chacune de ces études, mais la Figure 22 permet de visualiser les courbes de croissances proposées par ces différents auteurs. Dans cette figure, toutes les tailles ont été ramenées en longueurs à la fourche (LF) pour être comparables, en utilisant les relations LF – longueur totale (LT) et LF – longueur standard (LS) données par Loubens (1980b).

La première remarque est que la relation entre l'âge et la taille proposée par Baillon (1990) diffère nettement des autres après l'âge de 6 ans. Ceci s'explique par une taille maximale très élevée qui n'est pas réaliste (227 cm). La relation proposée par Morales-Nin (1988) par rétrocalcul diffère des courbes de Loubens (1980b) et Borsa *et al.* (2009) par son allure, ce qui est probablement dû à la méthode utilisée. Par contre, l'autre courbe de Morales-Nin et celle de Loubens (pour les femelles) sont quasi identiques. La différence de croissance entre les mâles et les femelles chez Loubens est relativement faible (moins de 3 cm en moyenne), elle est de plus en plus marquée avec l'âge et les femelles ont une taille maximale supérieure à celle des mâles. Les courbes proposées par Borsa *et al.* (2009) reprennent les équations de Loubens (1980b) dont ils ont modifié les tailles maximales (L_{∞}).

Etant donné que 1) les modèles de croissance proposés par Loubens (pour les femelles) et Morales-Nin (sur lecture d'otolithes) sont très proches, et que 2) les tailles maximales qu'ils ont utilisées semblent bien refléter ce qui est observé dans les données, la courbe de croissance utilisée dans le modèle sera celle calculée par Loubens (1980b) sur les individus femelles. Ce choix permet de modéliser la croissance de *Lethrinus nebulosus* de la façon la plus vraisemblable sur l'ensemble de sa durée de vie. L'âge maximum rapporté est de 27 ans (Loubens, 1980b).

Le fait de ne pas différencier les deux sexes est justifié par un écart relativement faible de la croissance. De plus, sur l'ensemble des connaissances utilisées pour paramétrer le reste du modèle, la distinction de genre n'est pas faite par les auteurs (hormis pour la reproduction où le sexe ratio est pris en compte).

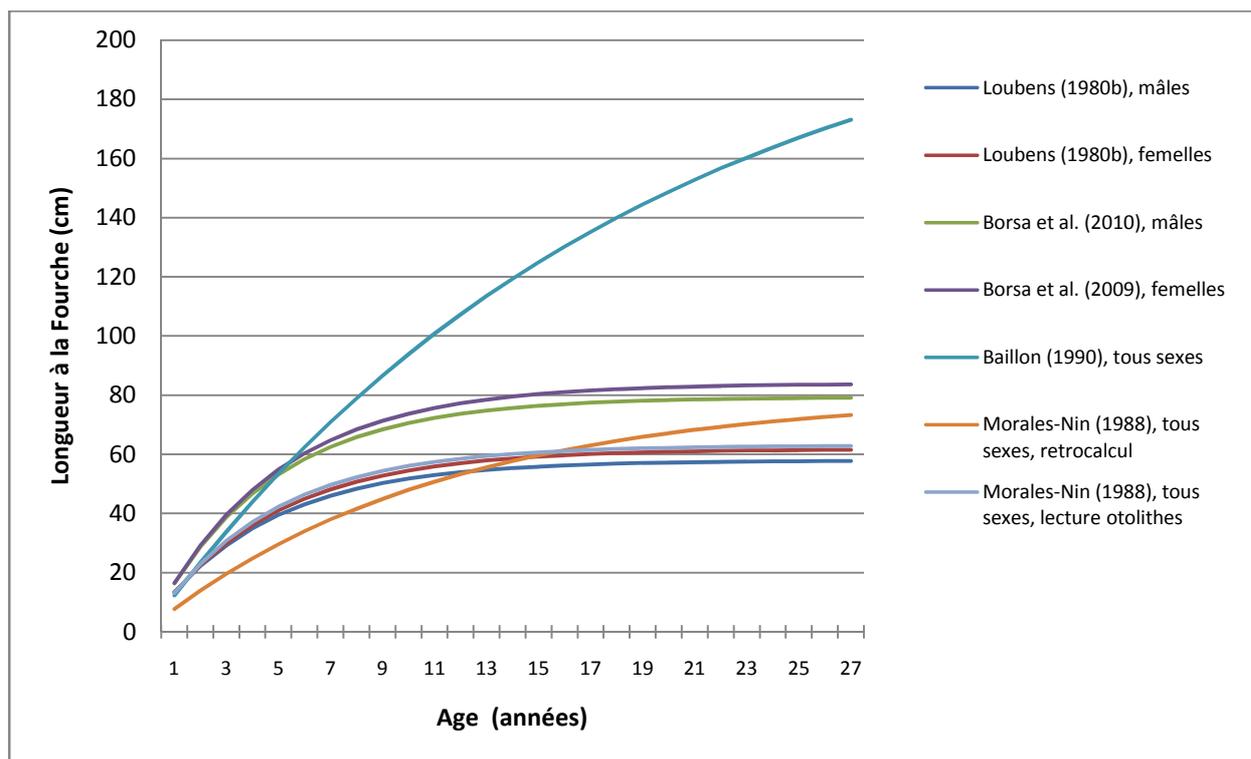


Figure 22. Courbes de croissance de *Lethrinus nebulosus* d'après Loubens (1980b) ; Morales-Nin (1988) ; Baillon (1990) ; et Borsa *et al.* (2009).

❖ L'équation de croissance

Mathématiquement, l'équation proposée par Loubens (1980b) se traduit sous la forme d'une équation de Von Bertalanffy (1957, 1960) qui est de la forme :

$$L_t = L_\infty (1 - e^{-K(t-t_0)}) \tag{19}$$

Où t est l'âge en année, L_t est la taille au temps t , t_0 l'âge pour $L_t = 0$, et L_∞ est la taille maximale de l'espèce.

Cette équation peut aussi s'écrire sous la forme :

$$L_t = L_\infty - a * e^{-kt} \quad \text{où} \quad a = L_\infty * e^{kt_0} \tag{20}$$

Loubens (1980b) nous donne alors les valeurs suivantes des paramètres : $L_\infty = 543$ mm (LS), $a = 533.4$ et $k = 0.212$, pour lesquelles il obtient un ajustement avec un $r = 0.998$.

Loubens (1980b) a réalisé son étude en utilisant des longueurs standard (LS) en millimètres. Ces tailles ont été converties en longueurs à la fourche (LF) en centimètres, afin d'harmoniser la mesure de la taille avec les données disponibles pour d'autres

paramètres du modèle. La relation longueur standard (LS) – longueur à la fourche (LF) provient de Loubens (1980b), les longueurs sont exprimées en millimètres :

$$LF = 1.121 * LS + 8.4 \quad (21)$$

❖ Relation taille-poids

En halieutique, les captures étant comptabilisées en biomasse, une relation taille-poids a été utilisée afin d'obtenir des poids à partir de l'abondance et de la taille des individus, paramètres avec lesquels fonctionne le modèle. Concernant *L. nebulosus* en Nouvelle-Calédonie, Loubens (1980b), Kulbicki *et al.* (2005) et Borsa *et al.* (2009) proposent chacun une relation, où *P* est le poids en g, *LS* la longueur standard (en millimètres) et *LF* la longueur à la fourche (en centimètres)²⁵ :

Loubens (1980b), avec $r^2 = 0.998$:

$$P = 0.00005641 * LS^{2.877} \quad (22)$$

Kulbicki *et al.* (2005), avec $r^2 = 0.996$:

$$P = 0.0187 * LF^{2.996} \quad (23)$$

Borsa *et al.* (2009), avec $r^2 = 0.985$:

$$P = 0.0293 * LF^{2.875} \quad (24)$$

Dans la présente étude, le modèle de dynamique de population est basé sur des longueurs à la fourche. Afin d'éviter des conversions supplémentaires, potentiellement source d'erreur, l'équation (23) proposée par Kulbicki *et al.* (2005), présentant un très bon ajustement a été retenue dans le modèle.

❖ Structure de la population et nombre de classes

Comme nous l'avons vu dans la partie 1, les populations de poissons sont structurées en classes dans le modèle ISIS-Fish. Deux types de classes peuvent être utilisés, les classes d'âge ou les classes de longueurs. La structuration en âge permet de créer un nombre donné de classes d'intervalles identiques et réguliers d'un an et d'obtenir ainsi une réelle propagation des cohortes au cours du temps. A l'inverse, la structuration en

²⁵ Pour des détails sur les prises de mesures sur les poissons, voir Kulbicki *et al.* (2005).

classes de longueur permet de fixer les bornes des classes, de façon régulière ou non. Dans ce dernier cas, les classes sont déterminées en tenant compte de la possibilité de paramétrer chacune d'elles à partir des données disponibles. En effet, plusieurs paramètres peuvent être variables en fonction des classes dans le modèle, notamment les zones de vie, la fécondité, la capturabilité et la sélectivité (voir Chapitre III). Les effectifs de chacune des classes dans chacune des zones sont distincts dans le modèle (voir 1 Le modèle de dynamique des populations).

Afin de structurer par intervalles réguliers la population de *Lethrinus nebulosus* et de suivre les recommandations de Loubens (1980b) concernant le suivi par âge (voir 2.1.2 Reproduction), le choix s'est porté sur une structuration en classes d'âge. Ainsi, 10 classes d'âges ont été constituées allant de 0 à 9 ans. A partir de la courbe de croissance retenue, on constate que les individus ont quasiment atteint leur taille maximale à l'âge de 9 ans (Figure 22). Cette dernière classe, est une classe dite "plus", c'est-à-dire que les individus peuvent vivre au-delà de 9 ans mais s'accumulent dans cette dernière classe et meurent avec le taux de mortalité de la classe.

Concrètement, dans le modèle, les coefficients de changement de classe qui permettent de retranscrire la croissance des individus sont nuls tout au long de l'année, sauf lors du mois anniversaire fixé au premier mois de reproduction. Les coefficients CC_{ij} (10) sont fixés à 1 pour $i = j+1$ et à 0 si non. Il en résulte que tous les individus d'une classe d'âge grandissent d'un an et changent de classe au début de chaque saison de reproduction.

2.1.2. Reproduction

❖ Maturation sexuelle

Loubens (1980a) a émis des doutes sur le type de processus de maturation sexuelle présent chez *Lethrinus nebulosus*. Actuellement celui-ci reste mal connu, bien que Ebisawa (1990), Allsop & West (2003) et Marriott *et al.* (2010), aient établi que cette espèce soit hermaphrodite protogyne. Cependant, Borsa *et al.* (2009) avancent la conclusion inverse en précisant que les individus seraient d'abord mâles avant de devenir femelles. La présence d'hermaphrodisme se traduit généralement par une évolution du sexe ratio, d'un genre vers l'autre. Sur ce point les différents auteurs font

des observations similaires avec une prédominance de femelles chez les plus grands individus. Toutes études confondues, le sexe ratio est majoritairement compris entre 50 et 60% de femelles à une taille donnée et peut augmenter jusqu'à plus de 70% pour les plus grands individus chez Borsa *et al.* (2009), ainsi que chez Grandcourt *et al.* (2006). Loubens (1980a) explique cette tendance dans le sexe ratio par une croissance plus rapide des femelles. La valeur du sexe ratio serait ainsi biaisée en faveur des femelles lorsqu'il est calculé à partir des tailles (ce qui est fait par les différents auteurs), alors qu'il serait équilibré s'il était calculé à partir des âges. L'utilisation de l'âge comme référence dans le développement sexuel de *Lethrinus nebulosus* est d'ailleurs mise en avant par Borsa *et al.* (2009) qui précisent que la maturité sexuelle de cette espèce est d'avantage liée à l'âge qu'à la taille.

Nous avons basé nos hypothèses sur les travaux de Ebisawa (1990) et Marriott *et al.* (2010) qui ont montré par des études histologiques qu'il s'agit d'un hermaphrodisme juvénile protogyne. Tous les individus seraient femelles à la naissance et subiraient un changement de sexe avant d'atteindre leur maturité pour la moitié d'entre eux. Ainsi 50% des individus deviendraient mâles avant leur maturation sexuelle. Aucune transition sexuelle après la maturation n'ayant été observée, le sexe ratio resterait alors de 1:1 dans les classes d'âge supérieures. Le choix a été fait de ne pas distinguer les mâles et les femelles dans notre modèle structuré en âge et d'établir le sexe ratio à 1:1.

❖ Age de maturité sexuelle

Concernant la maturité sexuelle, les résultats obtenus par les différents auteurs divergent également. Loubens (1980a) établit la maturité sexuelle (L_{50})²⁶ à 42 cm (LS) pour les mâles (49 cm LF) et 45 cm (LS) pour les femelles (51 cm LF), soit entre 8 et 9 ans dans les 2 cas. Ebisawa (2009) établit au Japon un âge de maturité (A_{50})²⁷ de 4 ans chez les femelles. Borsa *et al.* (2009), avancent une maturité (L_{50}) entre 35 et 40 cm (LF) pour les mâles et entre 40 et 45 cm (LF) pour les femelles, soit un peu avant 4 ans pour les deux sexes. Devant ces grandes différences d'âge de maturité, y compris au sein des études réalisées en Nouvelle-Calédonie et en prenant en compte les divergences, le

²⁶ Le L_{50} correspond en dynamique des populations à la taille où 50% des individus sont sexuellement matures.

²⁷ Le A_{50} correspond en dynamique des populations à l'âge où 50% des individus sont sexuellement matures.

choix a été fait de fixer l'âge de maturité A_{50} à 5 ans. L'incertitude sur ce paramètre sera testée lors des analyses de sensibilité.

D'après Grandcourt *et al.* (2010), l'arrivée à maturité des individus femelles s'étale sur 3 ans. Cette distribution corrobore les observations de Loubens (1980a) mais pour des âges différents. Dans le modèle, 5 ans est la première classe mature avec 50% de mature, 6 ans est la seconde classe mature avec 85% de matures et 7 ans est la troisième classe mature et atteint les 100% de matures.

❖ Saison de reproduction

La saison de reproduction est fixée de juillet à octobre par Borsa *et al.* (2009), ainsi que par Loubens (1980a), avec un pic dans la proportion d'individus matures en septembre et en fin août - début septembre respectivement. Les proportions d'individus matures ont été calculées à partir des individus adultes dont les gonades avaient atteint le dernier stade de maturation (Loubens, 1980a).

Dans les données de pêche professionnelle récoltées par le service des pêches de la Direction du Développement Rural de la Province sud, les captures diminuent nettement dès le mois de septembre (parfois août). Lors de rencontres informelles, les pêcheurs professionnels considéraient que la ponte a lieu en septembre. Château et Wantiez (2008) constatent de leur côté que les adultes quittent les zones des îlots en réserve à partir de septembre. Par contre, l'étude menée par Juncker (2010) sur la reproduction des espèces ichtyologiques de Nouvelle-Calédonie ne fait pas apparaître de période de reproduction bien définie pour cette espèce. Dans cette dernière étude, il a peu de témoignages au sujet de *L. nebulosus*, et les saisons de reproduction déclarées sont toutes différentes et étalées tout au long de l'année.

In fine, la saison de reproduction a été fixée de juillet à octobre suivant les résultats des études de pêches scientifiques obtenus par Loubens (1980a) et Borsa *et al.* (2009). L'étalement de la reproduction sur ces 4 mois se traduit par la proportion d'individus femelles qui se reproduit un mois donné (noté $Prepro_t$). Ces proportions ont été calculées à partir des données de pêche à la palangre (Kulbicki & Mou Tham, 2006 ; Borsa *et al.*, 2009), en faisant l'hypothèse que 100% des individus reproducteurs se reproduisent une seule fois lors de la saison de reproduction (Tableau 6). Loubens (1980a) propose d'autres valeurs, avec un étalement symétrique entre les 2 premiers

mois et les 2 derniers mois de reproduction. Ces valeurs alternatives n'ont pas été prises en compte car le nombre d'individus échantillonnés était moindre. L'hypothèse a été faite qu'il y a toujours assez de mâles pour féconder toutes les femelles matures.

Tableau 6. Etalement de la reproduction au cours de la saison. Les valeurs représentent les taux d'individus matures qui se reproduisent effectivement à un mois donné.

	Juillet	Aout	Septembre	Octobre
<i>Prepro_t</i>	0.23	0.46	0.24	0.07

❖ Zones de reproduction

Les informations disponibles sur les zones de reproduction sont peu nombreuses. Il est difficile de déterminer un habitat caractéristique pour la reproduction de *L. nebulosus*. D'après les travaux de Juncker (2010), aucune zone de fraie connue des pêcheurs n'est présente dans la région d'étude.

Dans le modèle, le choix a été fait de constituer explicitement des zones de fraie, car les individus semblent effectivement migrer à une période de l'année (Chateau & Wantiez, 2008) dans un environnement non connu. Une zone de fraie a été associée à chaque zone de vie afin de conserver la distinction de la zone de vie d'origine lors de la reproduction.

❖ Equation de reproduction

Après avoir fixé les modalités de la reproduction chez le Bec de cane, il est nécessaire d'établir une relation sur la production de descendants. Seul Ebisawa (1990) semble avoir mené une telle étude. Au cours de travaux réalisés au Japon, Ebisawa (1990), a établi la relation de fécondité suivante entre la taille à la fourche (LF en cm) et le nombre d'œufs produits par une femelle²⁸ :

$$Fe = a + LF^b \quad (25)$$

Où *Fe* est la fécondité, et *a* et *b* des paramètres calculés en fonction du mois de reproduction. Au Japon, la reproduction est étalée sur 6 mois. En utilisant uniquement les 4 mois centraux pour paramétrer la population du lagon Sud-ouest, les valeurs de

²⁸ La fécondité est le nombre d'œufs produit par une femelle et peut être défini par plusieurs types de relations (voir Bagenal, 1978 et Kartas & Quigniard, 1984).

ces paramètres sont : $a=1.58 * 10^{-3}$ et $b=5.2$ en aout et septembre, et $a=3$ et $b=3.16$ en juillet et octobre.

On calcule alors le nombre d'œufs $F_{1c,t}$ produits par une classe d'âge c dans une zone de reproduction (voir § 1), de la façon suivante :

$$F_{1c,t} = Fe_c * N_{c,t} * SR * TR_c * Prepro_t \quad (26)$$

Où Fe_c est la fécondité d'une femelle de la classe c , $N_{c,t}$ est l'effectif de la classe c au mois t et SR est le sexe ratio, TR_t est la proportion d'individus matures de la classe c et $Prepro_t$ est la proportion d'individus se reproduisant au mois t .

❖ Recrutement

Dans cette étude, le recrutement a été considéré au sens écologique du terme, c'est-à-dire le moment où les post-larves s'installent sur un habitat, après une phase pélagique ou benthique selon les espèces (*e.g.* Leis, 1991 ; Carassou, 2008). Peu d'études ont été menées sur les premiers stades de développement de *Lethrinus nebulosus*. Cependant, Brothers *et al.* (1983) ont déterminé en Australie une durée de vie larvaire de 37 jours. Mais ces informations sont insuffisantes pour établir le moment du recrutement avec précision dans la zone d'étude.

Toutefois, le moment précis de l'installation et son étalement dans le temps n'ont pas été pris en compte dans ce modèle de dynamique de population structuré en âge et qui s'intéresse aux stades capturables de l'espèce. C'est la forte mortalité liée aux premiers stades de vie et son impact sur les effectifs capturables qui sera étudiée dans la présente étude.

L'arrivée des individus issus de la reproduction dans les effectifs de la population se fait dans la première classe d'âge (âge 0) et sur des habitats caractérisés dans la § 2.1.5. Une seule zone de recrutement pour tous les individus issus de la reproduction a été définie dans le modèle. Les effectifs seront ensuite répartis de façon homogène sur les zones de vie des stades supérieurs (voir § 2.1.5 Cartographie des zones de vie).

2.1.3. Mortalité naturelle

En halieutique, la mortalité est habituellement exprimée en taux instantané de mortalité (Sparre & Venema, 1998). Ce paramètre est généralement un des moins bien connus chez les poissons car très difficile à mesurer. Cependant, les suivis de populations précis et réguliers issus des données de captures permettent d'estimer la mortalité et ses 2 composantes : la mortalité par pêche et la mortalité naturelle (Beverton & Holt, 1957 ; Sparre & Venema, 1998). En l'absence de telles études pour *Lethrinus nebulosus* en Nouvelle-Calédonie, des travaux menés en dehors du territoire ont été utilisés. Deux auteurs, Hoenig (1983) et Grandcourt (2006) ont calculé un taux instantané annuel de mortalité naturelle de 0.2, soit 0.0167 mensuel. Dans la région du Golfe Persique, Taghavi Motlagh (2010a, 2010b) a estimé la mortalité naturelle à 0.56, soit le double de ce qui a été obtenu par Grandcourt (2006) dans la même région d'étude. Taghavi Motlagh *et al.* (2010a) avancent que la différence de pression de pêche entre les 2 zones d'échantillonnage pourrait en être la raison, du fait d'une modification de la structure d'âge.

De manière générale, en l'absence de données de captures suffisantes pour estimer la décroissance d'effectif d'une cohorte, les auteurs utilisent la méthode globale développée par Pauly (1980). Cette méthode, basée sur une équation empirique, permet d'estimer la mortalité naturelle à partir des paramètres L_{∞} et K de l'équation de croissance de Von Bertalanffy, ainsi que de T , la température moyenne de l'eau dans la région d'étude (équation (27)).

$$\text{Log}(M) = -0.0066 - 0.279 * \text{Log}(L_{\infty}) + 0.6543 * \text{Log}(K) + 0.4634 * \text{Log}(T) \quad (27)$$

Dans la présente étude, le taux instantané de mortalité naturelle, a été obtenu, avec $L_{\infty} = 70.2$ cm (LT), $K = 0.212$, $T = 24^{\circ}\text{c}$ (Le Borgne *et al.*, 2010). La valeur annuelle obtenue est $M = 0.48$ ce qui est relativement proche des valeurs de Taghavi Motlagh *et al.* (2010a).

Cependant, ces estimations de mortalité, s'appliquent principalement aux stades adultes des espèces. Or, comme il a été précisé au paragraphe précédent, la mortalité des premiers stades de vie est souvent variable et conditionne fortement les effectifs futurs de la population. Dans le modèle, différents taux de mortalité ont été appliqués en

fonction des classes d'âge. Trois groupes d'âge ont été constitués, correspondant à 3 stades de vie de l'espèce après le recrutement.

Une première mortalité s'applique à l'effectif pré-recrutement, c'est-à-dire au nombre d'œufs produits. En l'absence de données, le taux instantané de mortalité pré-recrutement a été fixé à 5, afin de correspondre aux ordres de grandeurs habituellement trouvés dans la littérature pour ces stades de vie (*e.g.* Armsworth, 2002 ; Doherty *et al.*, 2004). Puis les effectifs des classes de chacun des trois groupes d'âge, subissent un taux instantané de mortalité différent. Le premier groupe, d'âge < 2 ans est dit "juvénile". La mortalité associée à ce groupe a été fixée arbitrairement à 2 fois la mortalité du stade adulte, soit un taux instantané de 1.437. Le second groupe, d'âge ≥ 2 ans et < 5 ans, est dit "pré-adulte". La mortalité associée à ce groupe a été fixée à 1.5 fois la mortalité adulte, soit un taux instantané de 0.848. Le dernier groupe, d'âge ≥ 5 ans est dit "adulte" et subit la mortalité calculée précédemment grâce à la méthode de Pauly (1980).

L'influence de ce paramètre sur les sorties du modèle sera particulière étudiée lors de l'analyse de sensibilité.

2.1.4. Capturabilité

La capturabilité, définie comme la probabilité de rencontre d'un individu de la population avec une unité de pêche standardisée, a été fixée à 0 pour les individus inférieurs à 15cm (classes 0 et 1), puis calculée par calibration pour les classes d'âges supérieures (voir Chapitre IV). Ce paramètre a été considéré comme constant tout au long de l'année.

2.1.5. Cartographie des zones de vie et de reproduction

Un des éléments majeurs qui a été mis en place à travers l'utilisation du modèle ISIS-Fish est la prise en compte de la dimension spatiale, notamment la répartition géographique des populations de poissons étudiées (voir Chapitre I). L'objectif de ce paragraphe est de présenter les habitats de vie de *Lethrinus nebulosus* et sa transcription en zones dans le modèle.

❖ Zone de vie

Chaque espèce fréquente des habitats caractéristiques, lesquels peuvent changer au cours de la vie en raison de changements ontogéniques. Borsa *et al.* (2009) ont analysé un grand nombre de données de comptages UVC concernant *Lethrinus nebulosus*. Les auteurs expliquent la fréquence de taille de l'espèce en fonction des paramètres environnementaux suivants : profondeur, biotope (récif frangeant, fond meuble, récif intermédiaire et récif barrière), et recouvrements en fonds meubles, fonds durs, corail vivant et algues. Tous les facteurs sont apparus significatifs à l'exception du pourcentage de fond meuble. La Figure 23 présente les grandes tendances liées à ces facteurs (sauf concernant les fonds meubles et fonds durs). Les auteurs montrent que pour le facteur profondeur, le changement de milieu se fait entre 15 et 20 cm, où les individus passent de la zone des 0-5 m à celles des 5-10 m. A partir de 30 cm, le Bec de cane apparaît dans les comptages réalisés à plus de 10 m de profondeur. Les comptages UVC ont été réalisés à une profondeur maximale de 15 m environ, mais le Bec de cane est présent à des profondeurs bien supérieures : plus de 40 m comme en témoignent les études de pêche à la palangre (Kulbicki & Mou Tham, 2006), voire jusqu'à près de 100 m selon les témoignages de pêcheurs (Juncker, 2010). Cette espèce peut donc potentiellement se retrouver à n'importe quel endroit du lagon Sud-ouest, dont la profondeur moyenne est d'environ 20 m, avec des maximums d'environ 70 m au niveau de certaines passes. Dans cette étude, l'hypothèse a été faite que les individus observés dans la zone 10-15 m fréquentent aussi les profondeurs supérieures à 15 m de façon indifférenciée. D'autre part, au regard de la distribution des tailles en fonction du couvert algueux, il apparaît que les individus passent d'un milieu recouvert à plus de 60% d'algues à un milieu recouvert à moins de 60%, à une taille de 15 cm. Concernant le type de récif, les individus migrent dans leur majorité de la zone frangeante à la zone intermédiaire entre 15 et 20 cm, puis de la zone intermédiaire à la zone de la barrière entre 25 et 30 cm. En dernier lieu, les individus adultes ne fréquenteraient pas les fonds sédimentaires comprenant plus de 50% de vase.

Pour le modèle, 3 stades ont été retenus comme ayant des habitats de vie différents. Le premier comprend des individus de 0 à 15 cm (classes 0 et 1 an), le second des individus de 20 à 25 cm (classe 2 ans) et le troisième de 30 cm et plus (classes 3 à 9 ans).

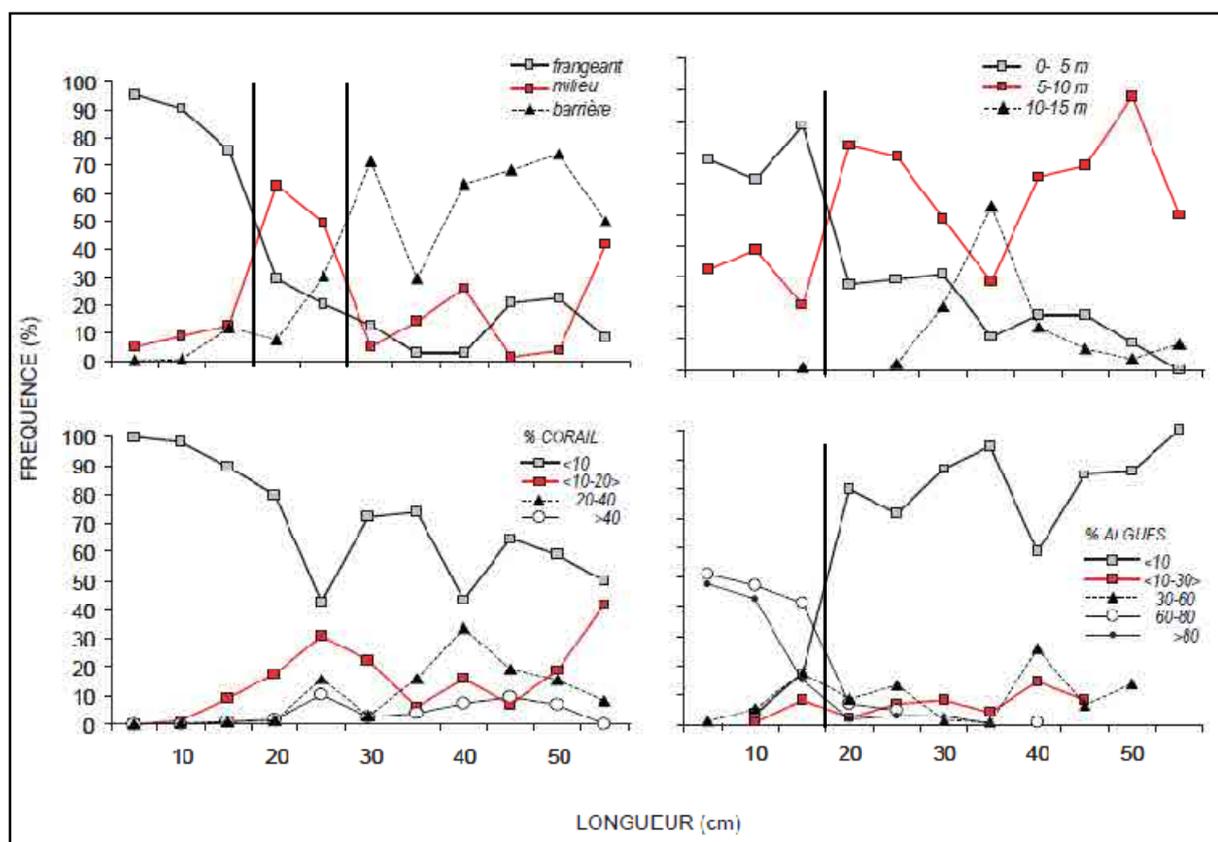


Figure 23. Distribution des longueurs individuelles de *Lethrinus nebulosus* lors de comptage UVC, selon, de gauche à droite et de haut en bas : l'habitat, la profondeur, la couverture corallienne et la couverture algale. Figure d'après Borsa *et al.* (2009). Les lignes verticales illustrent le changement d'habitat à certaines tailles.

En se basant sur ces résultats, il a été possible de cartographier les zones de vie de *Lethrinus nebulosus* en fonction de variables environnementales et de la taille des individus. Pour cela, la méthodologie présentée dans le Chapitre I a été appliquée. Pour chacun des 3 groupes de taille définis et pour chacun des facteurs environnementaux présentés ci-dessus, une cartographie délimitant les zones de présence potentielle a été réalisée à l'aide du logiciel ArcGIS®. Ces différentes cartographies ont ensuite été compilées et l'intersection des zones a permis de délimiter l'habitat de vie de l'espèce (voir Chapitre I Figure 10). Les sources de données utilisées pour réaliser les cartographies de l'habitat de vie de *Lethrinus nebulosus* sont les suivantes :

- Fond de carte du Lagon Sud-ouest et type de biotope (récifs frangeants, intermédiaires, barrière) : Atlas des récifs de Nouvelle-Calédonie (Andréfouët & Torrez-Pulliza, 2004).

- Bathymétrie : Réalisation DTSI / SGT dans le cadre de la contribution du Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie au programme ZoNéCo. Cependant, une part importante de la Corne Sud n'est pas hydrographiée.
- Herbiers : Andréfouët (2010). Cette cartographie concerne uniquement les herbiers situés entre 0 et 5 m de profondeur.
- Algueraies : Mattio *et al.* (2008) et Dirberg (2006). Cette cartographie concerne des profondeurs de 12 m maximum, sur une petite partie du Lagon Sud-ouest et uniquement pour des algueraies à sargasses.
- Sédimentologie : digitalisation de la carte d'envasement fournie par Chevillon (com. pers.).

Pour les algueraies, la zone prospectée par Mattio *et al.* (2008) correspond à une surface d'environ 500 km², dans laquelle 71 km² sont des zones de lagon situées entre 0 et 10m de profondeur (platiers non compris) et où se situent 9 km² d'algueraie. Soit un rapport surface d'algueraies par surface de lagon de profondeur 0-10m égal à 0.13. Ces algueraies ont des densités de recouvrement variables. Afin de pouvoir estimer la surface d'algueraie sur l'ensemble de la région d'étude, une extrapolation a été réalisée à partir des recommandations de L. Mattio et S. Andréfouët. A partir de la bathymétrie établie par la DTSI, un total de 190 km² de surface de lagon situé entre 0 et 10 m dans la région d'étude (hors platiers) a été calculé. Cette valeur est à modérer car une part relativement importante de la Corne Sud n'est pas hydrographiée et n'a donc pas été incluse dans ce calcul. En appliquant le même ratio de 0.13, nous obtenons une surface d'algueraie de 25 km² dans la région d'étude. Cette valeur est à considérer avec beaucoup de prudence et ne constitue qu'une approximation grossière de la surface réelle d'algueraies dans la zone d'étude. Certains facteurs comme l'exposition aux vents et aux courants n'ont pas été prise en compte (Mattio *et al.*, 2008 et Dirberg, 2006). Lors du travail de cartographie, seule la présence-absence de couvert végétal (algueraie ou herbier) a été pris en compte, pas le pourcentage de recouvrement. Ce paramètre est inconnu et variable saisonnièrement et annuellement (Mattio *et al.*, 2008).

Les cartes finales de délimitation de l'habitat de vie de *L. nebulosus* pour chacun des trois groupes sont présentées en Annexe 3.

❖ Zone de reproduction

Concernant les zones de reproduction, les enquêtes de Juncker (2010) font apparaître une diversité d'habitat de reproduction : passes, récifs intermédiaires et récifs isolés dans les parties ouvertes du lagon. Les rassemblements décrits sont généralement constitués de quelques dizaines d'individus. Il semble que, soit le nombre de sites de rassemblement est élevé, soit les individus se succèdent dans le temps sur un même site, voire les deux à la fois. Cependant, relativement peu de témoignages de regroupements ont été relevés dans ces enquêtes et parmi les témoignages d'observation de regroupements, certains ne correspondent pas à de la reproduction. Dans cette même étude, *Lethrinus nebulosus* n'est pas citée comme une espèce nécessitant une attention particulière au moment des regroupements de fraies. De plus, aucune zone de fraie n'a été répertoriée dans la région d'étude. Il a ainsi été fait l'hypothèse que les zones de fraie des secteurs Nord, Centre et Sud n'étaient pas accessibles à la pêche et que la zone de reproduction de la Corne Sud seraient cependant accessibles aux pêcheurs professionnels, qui ont cité pour certains la présence de tels rassemblements.

❖ Synthèse

Les juvéniles se trouvent essentiellement sur les zones peu profondes (<5 m) de récifs frangeants, à faible couverture corallienne et à forte couverture algale. Puis entre 20 cm et 25 cm, les individus migrent vers les zones de récifs intermédiaires avec un couvert algueux moins dense et une profondeur qui augmente. Ensuite, les plus gros individus (≥ 30 cm) se trouvent de préférence au niveau du récif barrière, dans plus de 5 m d'eau dans des zones sans algues et où la couverture corallienne est entre 0 % et 20 %. Le Tableau 7 synthétise cette information en fonction des groupes d'âge dans le modèle correspondant aux 3 groupes de tailles. Pour la reproduction, aucune zone n'a été identifiée précisément dans la région d'étude mais quelques pêcheurs professionnels ont observés des rassemblements.

Dans le modèle, l'habitat de vie *Lethrinus nebulosus* a été divisé selon les zones du modèle présentées dans le Chapitre I. Lorsque les habitats de stades de vie différents se recouvrent dans la cartographie, les zones du modèle se recouvrent de la même

manière, de telle sorte que des individus de stades différents seront capturables sur une même zone.

La population de l'espèce est ainsi répartie en 16 zones :

- 1 zone de recrutement "juvénile" ;
- 5 zones de vie "pré-adulte" dont 1 en AMP ;
- 5 zones de vie "adulte", dont 1 en AMP ;
- 5 zones de reproduction ;

Les surfaces d'habitat sont répertoriées dans le Tableau 7, pour chacune des zones du modèle.

Tableau 7. Habitats de vie pour chacun des 3 groupes de taille identifié. La première partie du tableau reprend les critères de sélection utilisés pour chaque facteur environnemental. La seconde partie, présente les surfaces d'habitat répertoriées, pour chacun des 3 groupes et dans chacune des zones délimitées dans le modèle (voir Chapitre I).

	Groupe 0 et 1 (juvéniles)	Groupe 2 (pré-adultes)	Groupe 3 à 9 (adultes)
Habitat	<ul style="list-style-type: none"> • Algueraies et herbiers • 0-10 m de profondeur 	<ul style="list-style-type: none"> • Fonds meubles à faible couvert végétal • Moins de 50% de vase • Entre 0 et 10 m de profondeur • Lagon intermédiaire et frangeant 	<ul style="list-style-type: none"> • Fonds meubles à faible couvert végétal • Moins de 50% de vase • > 5 m de profondeur • Lagon intermédiaire et barrières
Surface totale	10 km ² d'herbier 25 km ² d'algueraie sur	136.3 km ²	2 189.2 km ² ²⁹
Surface par secteur³⁰	Nord	9.2 km ² d'herbier 3 km ² d'algueraie	32.6 km ² 219.6 km ²
	Centre	0.9 km ² d'herbier 9 km ² d'algueraie	66.1 km ² (dont 4 en AMP) 379.7 km ² (dont 56 en AMP)
	Sud	0 km ² d'herbier 3 km ² d'algueraie	4.21 km ² 439.8 km ²
	Corne Sud	0 km ² d'herbier 10 km ² d'algueraie	33.4 km ² 1 150.2 km ²

2.1.6. Mobilité

L'objectif de ce paragraphe est de détailler les mouvements d'individus existant entre les différentes zones du modèle. La modélisation de ces déplacements est présentée

²⁹ Cette valeur rejoint l'estimation de Borsa *et al.* (2009), qui avancent une surface de 2500 km² d'habitat de l'espèce dans le lagon SW.

³⁰ Le gradient côte-large est inclus dans la description de l'habitat de vie de chaque groupe.

dans le Chapitre I. Trois types de déplacements ont été distingués, 1) les migrations ontogéniques, 2) les migrations de reproduction et 3) la dispersion entre zones. Le premier cas correspond aux changements d'habitat présentés dans la partie précédente. Le deuxième cas correspond aux migrations depuis les zones de vie vers les zones de reproduction à une saison donnée, puis le retour vers les zones de vie. Le troisième cas correspond aux déplacements non restreints dans le temps des individus au sein de leur habitat, les amenant éventuellement à passer d'une zone à l'autre.

❖ Migrations ontogéniques

Le recrutement a lieu sur une zone commune à tous les nouveaux individus issus de la reproduction. Ces recrues restent dans cet habitat d'herbier et d'algueraie (cf. cartographie des zones de vie) durant les 2 premières années de vie (classes d'âges 0 et 1).

En passant à l'âge 2, les individus arrivent au stade dit "pré-adulte" et migrent en se répartissant à densité homogène sur l'ensemble des zones de vie de ce stade (voir 2.1.5 Cartographie des zones de vie).

En passant à l'âge 3, les individus arrivent au stade dit "adulte" et migrent en se répartissant à densité homogène sur l'ensemble des zones de vie de ce stade (voir 2.1.5 Cartographie des zones de vie). Aux classes d'âge 3 et 4, les individus ne sont pas encore matures sexuellement.

L'hypothèse a été faite que les effectifs de nouvelles recrues et d'immature se répartissaient de façon homogène sur l'ensemble de leur nouvel habitat de vie lors des migrations ontogéniques.

❖ Migration de reproduction

A partir de l'âge 5, les individus deviennent matures (50% à 5 ans, 85% à 6 ans, puis 100% à 7 ans) et réalisent lors de la saison de reproduction des déplacements vers les zones de fraie puis en reviennent. Les individus migrent de leurs zones de vie vers leurs zones de reproduction respectivement à leur secteur. C'est-à-dire que les individus du secteur Nord, migrent vers la zone de reproduction du secteur Nord, que les individus du secteur Centre, migrent vers la zone de reproduction du secteur Centre, et ainsi de suite. Les migrations retour au mois $t+1$, se font en partie vers la zone de vie d'origine et

en partie vers les zones adjacentes à cette dernière. La répartition entre les zones se fait avec des coefficients de migration calculés en fonction de leur surface (voir Chapitre I § 5.2).

La saison de reproduction court de juillet à octobre et la population reproductrice se répartit de la façon suivante : 23% en juillet, 46% en août, 24% en septembre et 7% en octobre (voir saison de reproduction § 2.2.2). Selon les pêcheurs, l'espèce ne disparaissant pas complètement des zones de vie pendant la saison de reproduction, l'hypothèse a été faite que seule la proportion d'individus se reproduisant à un mois t de la saison de reproduction migre vers la zone de reproduction. Ainsi, dans le modèle, 23% des individus matures migrent vers les zones de reproduction en juillet puis en reviennent en août. Il en est de même pour les autres mois de la saison de reproduction en suivant les proportions données par l'étalement de la reproduction (Tableau 6). Au mois $t+1$, le coefficient de migration vers la zone de reproduction s'applique à l'effectif à $t-1$ moins les individus partis au mois t et qui ne sont pas encore revenus sur la zone de vie. De ce fait, et afin de pouvoir appliquer la distribution de la reproduction (Tableau 6), le coefficient de migration se calcule de la façon suivante:

$$C_{zd,za,c,t} = Pm_t * \frac{1}{1-Pm_{t-1}} * Tm_c \quad (28)$$

Où $C_{zd,za,c,t}$ est le coefficient de migration de zd (zone de vie) vers za (zone de reproduction) pour la classe c à un temps t , Pm_t est la proportion d'individus se reproduisant au temps t , et Tm_c est le taux de maturité de la classe c . Les coefficients de migration calculés à partir de l'équation (28) sont donnés dans le Tableau 8.

Tableau 8. Coefficients de migration des zones de vie vers les zones de reproduction, calculés à partir de l'équation (28)

Age et proportion de matures	Juillet ($Pm_t=23\%$)	Août ($Pm_t=46\%$)	Septembre ($Pm_t=24\%$)	Octobre ($Pm_t=7\%$)
Age 5 ($Tm_c=0.5$)	0.115	0.299	0.222	0.046
Age 6 ($Tm_c=0.85$)	0.196	0.508	0.378	0.0783
Age 7 ($Tm_c=1$)	0.230	0.597	0.444	0.092
Age 8 ($Tm_c=1$)	0.230	0.597	0.444	0.092
Age 9 ($Tm_c=1$)	0.230	0.597	0.444	0.092

❖ Déplacements de dispersion

Par hypothèse, les déplacements de dispersion ne concernent que les classes d'âge 4 ans et plus, c'est-à-dire après que les individus soient arrivés dans les zones de vie "adultes".

Les déplacements entre les AMP et les zones non protégées se font de la même façon qu'entre 2 zones non protégées. L'hypothèse a ainsi été faite qu'il n'y avait pas d'effet des AMP sur le comportement des poissons. Par exemple, ces derniers n'utilisent pas les zones en réserve comme des refuges afin d'échapper à la pêche.

Lethrinus nebulosus étant une espèce très mobile (Kulbicki, 2006, com. pers.), se déplaçant sur de grandes étendues de fond de lagon, la valeur du facteur de mobilité $m_{esp} = 0.05$ mensuel, caractéristique de l'espèce est élevée comparativement aux autres espèces étudiées (voir Chapitre I).

2.1.7. Cycle de vie modélisé

Deux schémas sont présentés afin de récapituler, tels qu'ils ont été modélisés, le cycle de vie de l'espèce (Figure 24) et la chronologie des événements de la dynamique de l'espèce au cours d'une année (Figure 25).

❖ Schéma 1. Cycle de vie :

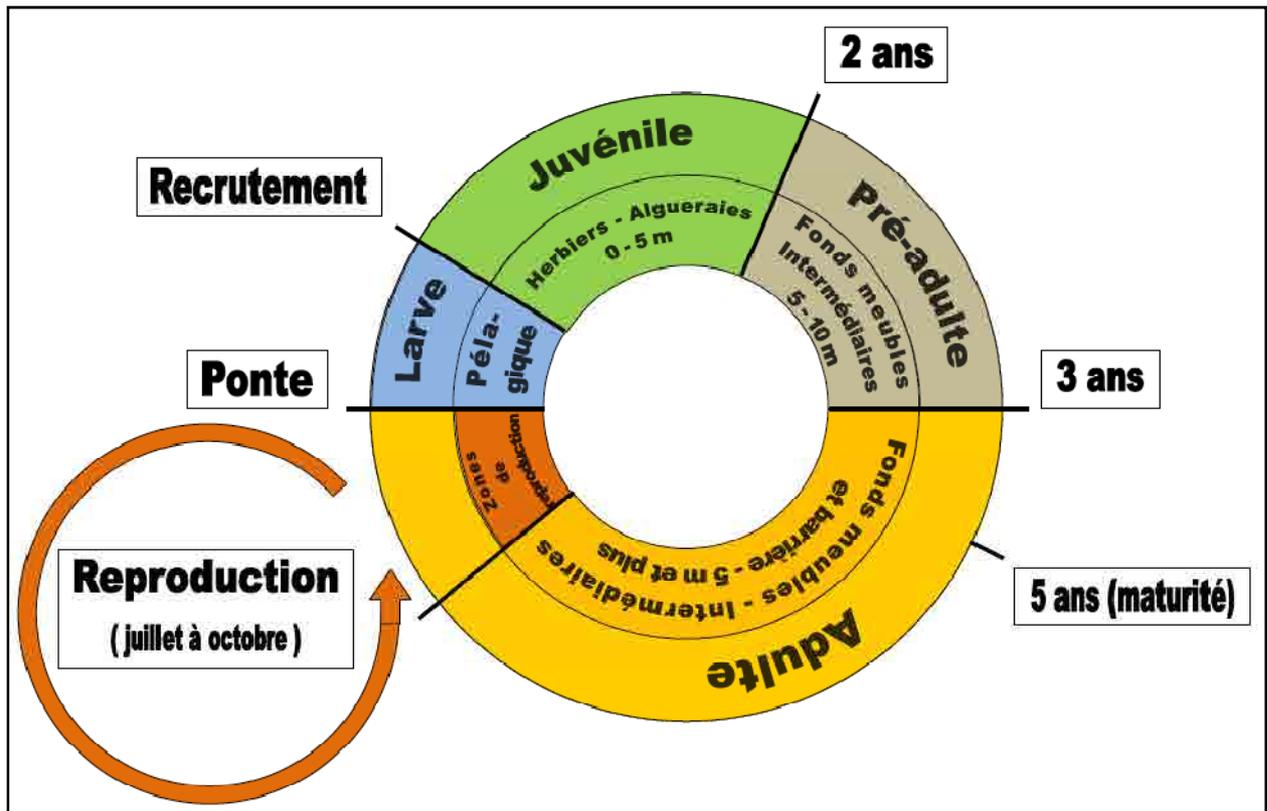


Figure 24. Cycle de vie de *Lethrinus nebulosus* tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie tels qu'ils ont été définis et nommés (voir corps du texte). L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.

❖ Schéma 2. Chronologie annuelle des événements :

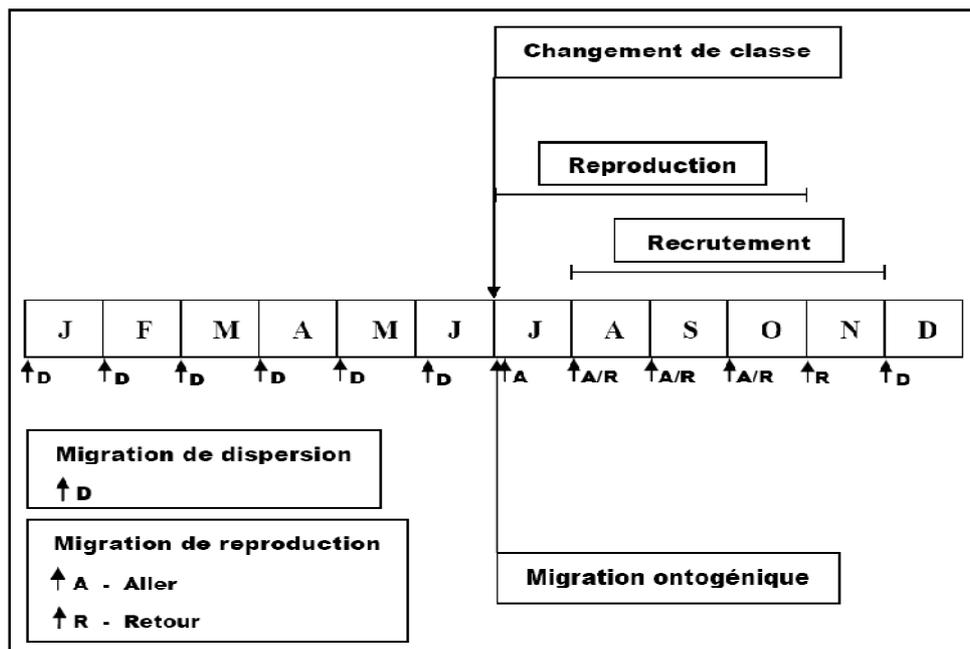


Figure 25. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de *Lethrinus nebulosus* dans le modèle.

La synthèse de la connaissance sur la biologie et l'écologie de *Lethrinus nebulosus* en Nouvelle-Calédonie a fait l'objet d'un article scientifique en cours de rédaction (non présenté ici).

2.2. *Plectropomus leopardus* (Lacepède, 1802)

Plectropomus leopardus (Figure 26) est appelée loche Saumonée en Nouvelle-Calédonie. Cette espèce appartient à la famille des Serranidés (une trentaine d'espèces en Nouvelle-Calédonie) et à la sous-famille des Epinephelinae. *P. leopardus* est une espèce tropicale distribuée entre 35°N - 30°S, 99°E - 178°W. Dans le Pacifique elle est présente du Sud du Japon à l'Australie (côtes Est et Ouest) et à l'Est jusqu'aux îles Fidji (Randall & Hoese, 1986 ; Heemstra & Golani, 1993). La Saumonée a une forte importance commerciale, elle apparaît dans les pêcheries commerciales, dans l'aquaculture (en Asie), dans la pêche de loisir et en aquariophilie. *P. leopardus* est une espèce potentiellement ciguatérique. C'est un piscivore territorial capable d'effectuer des déplacements périodiques importants (Chateau & Wantiez, 2009). Cette espèce se situe habituellement en haut de la chaîne alimentaire et joue un rôle majeur dans la structuration de la communauté corallienne (Randall, 1987 *in* Ferrera & Russ, 1994). De par ses capacités de reproduction, cette espèce est considérée comme ayant une vulnérabilité moyenne à haute (Cheung, 2005) et l'UICN classe *Plectropomus leopardus* comme espèce quasi menacée (Cornish & Kiwi, 2004).

En Nouvelle-Calédonie, cette espèce est "*particulièrement abondante et recherchée pour la qualité de sa chair, rarement toxique à l'exception des très gros spécimens*" (Laboute & Grandperrin, 2000). Elle est principalement capturée à la ligne par les pêcheurs professionnels et en chasse sous-marine par les plaisanciers. Les études concernant la Saumonée en Nouvelle-Calédonie sont peu nombreuses et la grande majorité des connaissances concernant la biologie et l'écologie de cette espèce proviennent principalement d'études menées par l'AIMS ou la James Cook University, basées à Townsville en Australie (Ferreira & Russ, 1994 ; Ferreira, 1995 ; Ferreira & Russ, 1995 ; Leis & Carlson-Ewart, 1999 ; Light & Jones, 1997 ; Little *et al.*, 2005 ; Lou *et al.*, 2007 ; Samoily, 1997a, 1997b ; Zeller, 1997 ; Zeller & Russ, 1998, 2000 ; etc.). Suite à un effort

de pêche et des captures en constantes augmentations afin d'alimenter le marché chinois, une diminution des stocks a été constatée, notamment en Australie (Williams & Russ, 1994 ; Frisch *et al.*, 2007). De ce fait, *P. leopardus* a fait l'objet d'une attention particulière et de nombreuses études ont été publiées à son sujet ces dernières années.

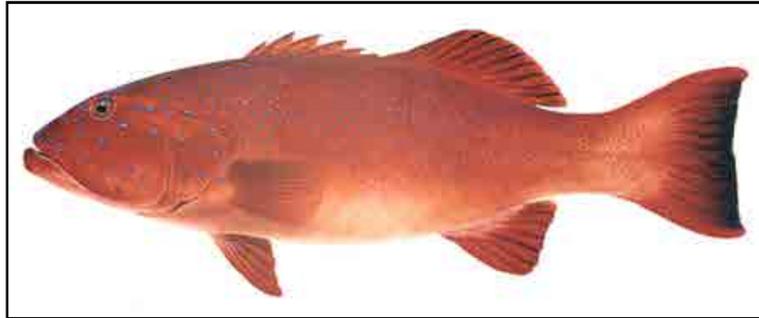


Figure 26. *Plectropomus leopardus* (Lacepède, 1802). © R. Swainston.

2.2.1. Croissance et structure de la population

Comme la plupart des Epinephelinae, *Plectropomus leopardus* est une espèce à durée de vie longue, à faible taux de croissance et à taux de mortalité relativement bas (Manooch, 1987). Elle est donc particulièrement sensible à la surpêche (Ferreira & Russ, 1994). La Saumonée vit environ 15 ans (Ferreira & Russ, 1992). L'âge maximum rapporté est de 26 ans, pour une taille de 120 cm et un poids de 23.6 kg (Kailola *et al.*, 1993 *in* FishBase).

Les principaux travaux sur la croissance de *P. leopardus* ont été réalisés en Australie (Goeden, 1978; Mcpherson *et al.*, 1988 ; Ferreira & Russ, 1994). En Nouvelle-Calédonie, seul Loubens (1978, 1980b) a mené des travaux sur la biologie de cette espèce. Il s'agit principalement de résultats sur la croissance (relation taille-âge) et sur la maturité sexuelle.

❖ L'équation de croissance

Deux études ont été retenues en raison de la proximité de leurs sites d'échantillonnage avec le lagon Sud-ouest, celle publiée par Ferreira & Russ (1994) en Australie et celle de Loubens (1980b) en Nouvelle-Calédonie. Toutes deux sont des équations de croissance de type Von Bertalanffy.

Ferreira & Rus (1994), propose la relation suivante pour des individus échantillonnés entre 0 et 14 ans, avec un ajustement $r^2=0.895$ et où la taille L est donnée en longueur à la fourche (LF) en centimètres :

$$L_t = 52.2 (1 - e^{-0.354(t+0.766)}) \quad (29)$$

Loubens (1980b), propose pour la même gamme d'individus échantillonnés, un ajustement de $r^2=0.984$, où la taille L est en longueur standard (LS) en millimètres :

$$L_t = 500 - 425.1 * e^{-0.158*t} \quad (30)$$

La conversion entre longueur à la fourche (LF) et longueur standard (LS), se fait selon la relation proposée par Loubens (1980b), avec $r^2=1$. Les longueurs sont exprimées en millimètres :

$$LF = 1.145 * LS + 10.7 \quad (31)$$

En comparant les deux courbes de croissance issues de ces équations (Figure 27), on constate une croissance plus rapide entre 1 et 12 ans chez Ferreira & Russ (1994), mais une croissance qui se poursuit plus longtemps chez Loubens (1980b). Pour Ferreira & Russ (1994), la taille maximale est atteinte vers 12 ans alors que pour Loubens (1980b), la taille maximale est supérieure et atteinte vers 20 ans. Quelques différences apparaissent donc dans la croissance de *P. leopardus* selon la région d'étude. Loubens (1980b) proposant pour une étude locale, une équation avec un meilleur ajustement, ce sont ces valeurs qui ont été retenues dans le modèle. Notons cependant que les tailles maximales proposées par les deux auteurs semblent bien en deçà de la taille maximale observée de l'espèce, ce qui montre que ces relations ne sont pas adaptées pour les individus les plus vieux (> 50-60 cm).

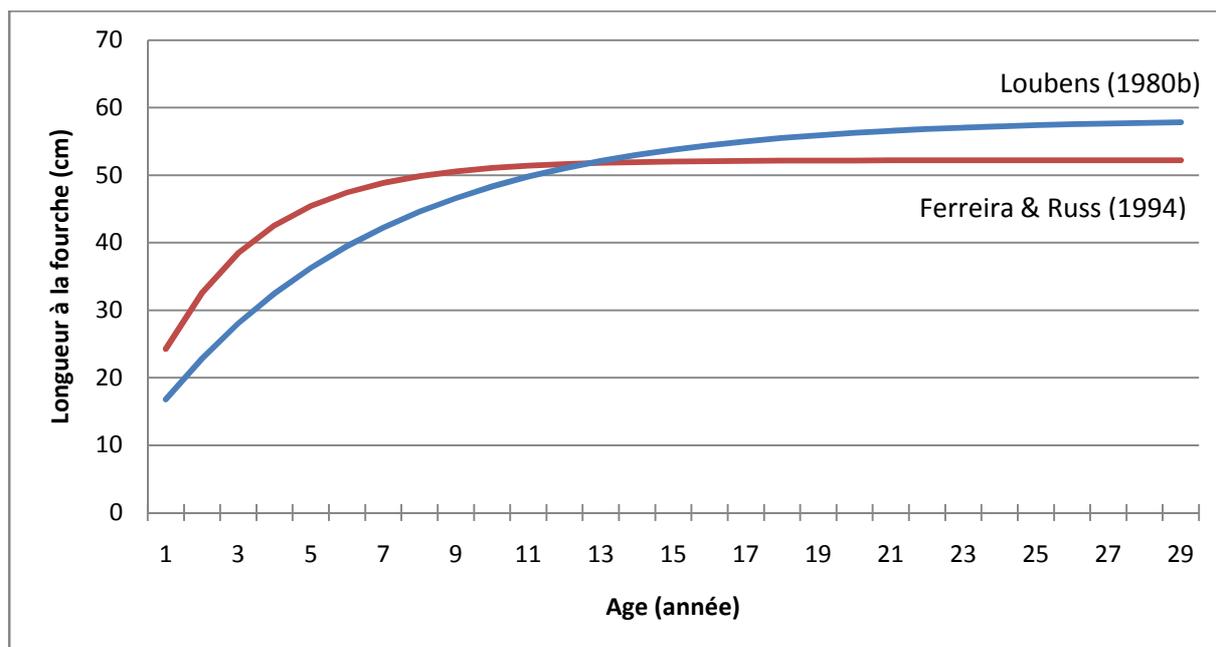


Figure 27. Courbes de croissance de *P. leopardus*, d'après les équations proposées par Ferreira & Russ (1994) et Loubens (1980b).

❖ Relation taille-poids

Dans la bibliographie, 3 équations ont été recensées. La première est issue d'une étude menée en Australie par Ferreira & Russ (1994), les 2 autres proviennent d'études locales, menées par Loubens (1980b) et par Kulbicki *et al.* (2005).

Chez Ferreira & Russ (1994), la taille est donnée en LF en centimètres, l'ajustement est $r^2 = 0.895$:

$$P = 0.0079 * LF^{3.157} \quad (32)$$

Chez Loubens (1980b), la taille est en SL en millimètres, l'ajustement est $r^2 = 0.999$:

$$P = 0.00002374 * LS^{3.01} \quad (33)$$

Chez Kulbicki *et al.* (2005), la taille est donnée en LF en centimètres, l'ajustement est $r^2 = 0.995$:

$$P = 0.0118 * LF^{3.06} \quad (34)$$

Parmi les deux études réalisées en Nouvelle-Calédonie et qui présentent toutes deux de très bons ajustements, la plus récente a été retenue (équation (34)). Cette relation a de

plus été obtenue à partir d'un échantillon plus grand pour une même gamme de tailles (191 individus, contre 39 pour Loubens (1980b)).

❖ Structure de la population et nombre de classes

Plectropomus leopardus est une espèce protogyne hermaphrodite (voir § 2.2.2), dont le changement de sexe intervient entre 11 et 14 ans et semble d'avantage lié à l'âge qu'à la taille (Loubens 1980a). D'autre part, Ferreira & Russ (1995) ont montré que l'étude des structures d'âges pour cette espèce était beaucoup plus informative que les structures de tailles. La taille maximale étant atteinte vers l'âge de 15 ans, la population a été structurée en 15 classes d'âge, la dernière étant une classe d'âge "plus".

2.2.2. Reproduction

❖ Maturation sexuelle et âge à maturité

L'ensemble des études s'accordent à dire que *Plectropomus leopardus* est une espèce protogyne hermaphrodite (Loubens, 1980a ; Lewis *et al.*, 1983 ; Heemstra & Randall, 1993 ; Kailola *et al.*, 1993 ; Ferreira, 1995 ; Adams *et al.*, 2000 ; Adams, 2003 ; Allsop & West 2003, Frisch *et al.*, 2007 ; etc.). Lors de la première maturation sexuelle, les individus deviennent ainsi des femelles. Les valeurs de L_{50}^{31} se situent entre 30 et 36 cm (LF), soit un A_{50}^{32} situé entre 2 et 5 ans. D'après Loubens (1980a) les premiers individus matures apparaissent à 3 ans, alors qu'Adams *et al.* (2000) considèrent que 100% des femelles sont matures à 35 cm (LF), soit à 5 ans d'après la relation proposée par Loubens (1980b). Les femelles deviennent ensuite des mâles entre 11 et 15 ans (Loubens, 1980a), avec une phase de transition relativement courte (Ferreira, 1995 ; Frisch *et al.*, 2007). Le changement de sexe intervient sur une large gamme de taille et d'âge et serait induit par des processus de développement et de comportement (Ferreira, 1995).

Le sexe ratio et la maturité sexuelle sont fortement variables au sein d'une même région d'étude (Ferreira, 1995 ; Adams *et al.*, 2000). Pour cette raison, nous nous sommes basés sur les travaux réalisés localement par Loubens (1980a), bien que ceux-ci soient

³¹ Longueur où 50% des femelles sont matures.

³² Age où 50% des femelles sont matures.

plus anciens et concernant un échantillonnage relativement petit (39 individus collectés, contre 691 dans l'étude de Ferreira, 1995).

En se basant sur l'étude de Loubens (1980a), les valeurs suivantes ont été fixées pour la maturité sexuelle des femelles : $A_{25} = 3$ ans, $A_{50} = 4$ ans et $A_{100} = 5$ ans. Le changement de sexe a été établi entre 11 et 15 ans, avec un sexe ratio de 43% de mâles pour les classes d'âge 11 à 14 ans, puis de 100% pour la classe d'âge 15.

L'hypothèse a été faite qu'il y a toujours assez de mâles pour féconder les femelles. C'est donc le stock de femelles qui détermine le recrutement.

❖ Saison de reproduction

Les saisons de reproduction semblent comparables quelle que soit la région d'étude et se situent entre les mois d'août et décembre (Ferreira, 1995 ; Loubens, 1980a). Cependant, Loubens (1980a) n'a pu effectuer que très peu d'observations concernant la reproduction de *P. leopardus* en Nouvelle-Calédonie. Cet auteur a considéré que, comme pour la majorité des Serranidés, la saison de reproduction se situait entre août et décembre, avec un pic en novembre-décembre. Dans une autre étude menée localement (Juncker, 2010), 15 des 17 enquêtes portant sur la reproduction de *P. leopardus* donnent une période de reproduction située entre les mois d'octobre et de décembre.

Lors d'entretiens réalisés dans le cadre de cette thèse auprès des pêcheurs professionnels, ceux-ci ont considéré que la reproduction de cette espèce avait lieu entre octobre et décembre, période de plus grandes captures.

In fine, dans le modèle, la période de reproduction a été fixée pendant les mois d'octobre, novembre et décembre. La répartition de la reproduction à l'intérieur de ces trois mois n'étant pas connue localement pour *P. leopardus*, une distribution a été établie à partir des résultats de Loubens (1980a) sur l'analyse de gonades des Serranidés (Tableau 9).

P. leopardus est une espèce à pontes multiples dont les femelles présentent des gonades à maturation cyclique, basées sur les périodes de nouvelles lunes (Frisch *et al.*, 2007). Cette espèce est dite à maturation multiple synchronisée en groupe. Chaque individu participerait ainsi à plusieurs événements de reproduction, en lien avec le cycle lunaire, lors d'une même saison (Samoilys, 1997b).

Tableau 9. Distribution de la reproduction de *Plectropomus leopardus* entre les 3 mois de la saison de reproduction.

	Octobre	Novembre	Décembre
Proportion	0.2	0.3	0.5

❖ Zones de reproduction

L'étude menée par Juncker (2010) indique la présence de plusieurs sites de reproduction dans la région d'étude, situés sur des habitats différents : passes, récifs intermédiaires et récifs isolés dans les parties ouvertes du lagon. Les rassemblements décrits dans cette étude sont généralement constitués de quelques dizaines d'individus. Il en résulte que, soit le nombre de sites de rassemblement est très élevé, soit les individus se succèdent dans le temps sur un même site (ou les deux en même temps). D'après des observations réalisées par Samoily (1997b), ces regroupements ont lieu de façon relativement éphémère, principalement en fin de journée et la nuit, sur une période maximale de 5 jours lors des nouvelles lunes.

D'après ces différentes études, il ressort que *P. leopardus* forme de petits regroupements ponctuels mais répétés lors de la reproduction. De multiples sites de reproduction semblent être présents sur des habitats identiques aux zones fréquentées le reste de l'année. Cette espèce ne semble pas effectuer de grand déplacement vers des zones de reproduction (Zeller & Russ, 1998). A partir de ces conclusions, le choix a été fait, dans le modèle, de ne pas constituer de zones de reproduction différenciées des zones de vie. Il en résulte que les individus restent présents sur les zones de vie tout au long de l'année (ce qui correspond aux observations des comptages UVC ; Kulbicki et Wantiez, com. pers.) et que les regroupements ne font pas l'objet d'un effort de pêche particulier (ce qui correspond aux observations faites pour la pêche plaisancière ; Jollit, com. pers., et présente étude ; voir Chapitre III).

❖ Equation de reproduction

Aucune étude ne semble avoir quantifié précisément la fécondité de *Plectropomus leopardus*. Sadovy (1996) propose cependant une relation entre le nombre d'œufs et la taille (en mm) des individus, commune pour l'ensemble des Serranidés :

$$F = 0.0129 * L^{3.03} \quad (35)$$

Un autre auteur, Samoily (2000) a étudié la reproduction de cette espèce et semble avoir proposé une équation de fécondité. Cependant il n'a pas été possible d'accéder à ce travail de thèse.

La reproduction de *P. leopardus* se faisant par émissions multiples de gamètes, l'estimation du nombre d'œufs pondus par individu est discutable car habituellement réalisée par comptages des oocytes hydratés (Carter, 2009a). Ces derniers ne sont habituellement hydratés que dans la journée même où ils vont être émis. Il peut ainsi y avoir un biais important dans l'estimation de la fécondité.

En l'absence d'information plus précise, l'équation (35) proposée par Sadovy (1996) a été utilisée dans le modèle.

❖ Recrutement

En milieu contrôlé, l'éclosion a lieu environ 27 heures après la ponte puis les larves migrent de la surface vers le fond des bacs après 65 jours d'élevage à une taille d'environ 3.5 cm (TL) (Masuma *et al.*, 1993). Si l'on considère qu'en milieu naturel cette migration correspond à l'installation, le temps entre ponte et recrutement peut être fixé à 2 mois.

Ce comportement a été confirmé en milieu naturel avec une phase pélagique en subsurface (Kailola *et al.* 1993). Dans le modèle, le recrutement a ainsi été fixé 2 mois après la ponte.

Concernant les zones de recrutement, de nombreuses espèces comme *P. leopardus*, présentent une phase larvaire pélagique dont la dispersion est liée aux courants marins. Le recrutement n'est ainsi pas forcément lié à la reproduction locale. A ce sujet, Van Herwerden *et al.* (2009) ont montré que la population de *Plectropomus leopardus* de Nouvelle-Calédonie participait, par reproduction, au recrutement sur la Grande Barrière de Corail en Australie. D'autre part, la dispersion et la survie des larves sont fortement liées à des facteurs environnementaux (Boehlert, 1996). Cependant, dans la région d'étude, la dispersion des larves en fonction des variables environnementales n'est pas connue. Le recrutement a ainsi été considéré comme homogène sur les habitats identifiés pour ce stade de vie. Les post-larves s'installent sur substrat dur, de corail vivant ou mort, éventuellement accompagné d'un faible couvert végétal (Doherty *et al.*,

1994 ; Light & Jones, 1997 ; Leis & Carson-Ewart, 1999 ; Kingsford, 2009) (voir § 2.2.5 sur la cartographie des zones de vie).

Le recrutement des Serranidés et de *P. leopardus* en particulier est très fluctuant d'une année à l'autre (Ferreira & Russ, 1995 ; Russ *et al.*, 1996). Il ne semble ainsi pas y avoir de relation stock-recrutement directe à l'intérieur d'une région. La structure d'une population est parfois très marquée par la présence d'une cohorte majoritaire correspondant à un pic de recrutement, dont la fréquence d'apparition semble pouvoir dépasser une dizaine d'années (Ferreira & Russ, 1995 ; Russ *et al.*, 1996 ; Wantiez, com. pers.).

En l'absence d'études permettant d'estimer l'origine, l'ampleur et les variations du recrutement dans la région d'étude et par souci de simplicité dans le modèle de dynamique de population mis en place, cette fluctuation du recrutement n'a pas été introduite dans le modèle. Cependant, elle sera étudiée et discutée lors de l'analyse de sensibilité à travers l'étude de scénarios de recrutement (voir Chapitre IV § 3.3.1).

2.2.3. Mortalité naturelle

En milieu naturel, l'estimation de la mortalité des larves pélagiques est très complexe et soumise à de nombreux facteurs environnementaux (Leis, 1991 ; Boehlert, 1996 ; Carassou, 2008). Bien que ce sujet soit abondamment abordé dans la littérature, il semble qu'à ce jour il n'y ait pas eu de publication sur la survie pré-recrutement en milieu tropical pour les espèces lagunaires d'intérêt halieutique.

En milieu contrôlé, la survie larvaire a pu être estimée à 3.2% au bout de 56 jours d'élevage, soit de la ponte jusqu'au moment de l'installation sur le substrat (Masuma *et al.*, 1993). Ces résultats doivent être pris avec beaucoup de précaution car mesurés en milieu contrôlé. Les conditions du milieu naturel offrent un contexte bien différent. Les facteurs conditionnant la survie des larves n'étant que partiellement connus, il est même difficile de savoir si la survie en milieu naturel serait plus faible ou plus élevée (Masuma *et al.*, 1993). Cependant, cette étude n'intègre pas la mortalité due à la prédation et à des conditions environnementales défavorables. Il est donc probable que la mortalité de ces larves en milieu naturel soit supérieure.

Après la phase pélagique, Leis & Carson-Ewart (1999) ont estimé que 5 à 17% des larves étaient mangées au moment de l'installation sur le récif.

En cumulant les mortalités décrites par ces 2 auteurs, on obtient un taux de survie $0.032 \times 0.83 = 0.027$, soit un taux de mortalité instantané de 3.612 entre la ponte et le recrutement. C'est cette valeur qui a été utilisée dans le modèle pour la mortalité pré-recrutement.

Après recrutement, la survie des juvéniles reste faible. En l'absence de données concernant *P. leopardus*, la valeur arbitraire de 0.125 (soit un taux instantané de mortalité de 2.079 annuel) proposée par Armsworth (2002) a été utilisée lors de la première année de vie (classe d'âge 0).

Pour les stades adultes, Russ *et al.* (1998) ont estimé pour des individus âgés de 6 à 9 ans que le taux de survie annuelle était de 0.863, soit un taux instantané de mortalité de 0.147.

Pour les autres classes d'âges, les hypothèses suivantes ont été faites :

- la mortalité des juvéniles est plus élevée que celle des adultes. Pour les classes 1 à 3, la mortalité a été arbitrairement fixée à 2 fois celle des adultes calculée par Russ *et al.* (1998), soit un taux instantané de mortalité de 0.320.
- La mortalité des individus d'âges ≥ 4 , est égale à celle des adultes de 6 à 9 ans calculée par Russ *et al.* (1998).

2.2.4. Capturabilité

La capturabilité, définie comme la probabilité de rencontre d'un individu de la population avec une unité de pêche standardisée, a été fixée à 0 pour les individus inférieurs à 20 cm (classes 0 et 1), puis calculée par calibration pour les classes d'âges supérieures (voir Chapitre IV). Ce paramètre a été considéré comme constant tout au long de l'année.

2.2.5. Cartographie des zones de vie

En Nouvelle-Calédonie, *Plectropomus leopardus* est considérée comme "une espèce ubiquiste vivant depuis le littoral jusqu'à l'extérieur du récif barrière entre 3 et 50 mètres de profondeur. Elle affectionne aussi bien les récifs coralliens que les dalles avec algues, pinacles éparses des fonds sédimentaires et les épaves" (Laboute & Grandperrin, 2000). Dans la littérature scientifique, *P. leopardus* est décrite comme une espèce démersale qui affectionne les formations coralliennes diverses (Goeden, 1978 ; Kingsford, 2009 ; Light & Jones, 1997).

L'habitat des premiers stades de vie est plus restreint en profondeur mais fait apparaître une certaine diversité de substrats. Lors du recrutement, les post-larves s'installent sur substrat dur, de corail vivant ou mort, éventuellement accompagné d'un faible couvert végétal (Doherty, 1994 ; Light & Jones, 1997 ; Leis & Carson-Ewart, 1999 ; Kingsford, 2009). Le recrutement se fait sur des zones peu profondes, principalement entre 5 et 10 m (Leis & Carson-Ewart, 1999). Les platiers ne constituent pas un habitat de recrutement. Le recrutement se fait ainsi en majorité sur les tombants récifaux à l'intérieur du lagon. La présence de recrues sur un habitat favorable est fortement influencée par l'apport de larves lié aux courants venant de l'extérieur du lagon. Les post-larves s'installent ainsi principalement sur les récifs barrières et intermédiaires (Kingsford, 2009). Plusieurs autres facteurs environnementaux (exposition aux vagues, sédimentation, type de couvert corallien, etc.) influencent l'installation (Caselle & Warner, 1996). Il en résulte une forte influence des conditions locales qui rend difficile la détermination précise des sites de recrutement.

L'échelle et le niveau de description de l'habitat présenté ci-dessus ne sont pas compatibles avec l'échelle et le niveau de description des cartographies existante dans la région d'étude. La délimitation des habitats de vie de *P. leopardus* a donc été réalisée avec un niveau de description plus grossier en se basant sur la description géomorphologique des récifs de Nouvelle-Calédonie (Andréfouët & Torez-Pulliza, 2004) dont la précision est de 60 m.

La zone de vie du stade juvénile (de l'installation jusqu'à 2 ans, environ 25 cm) a été définie comme une bande de 20 m en bordure de platier. Ce découpage correspond aux tombants, de la crête jusqu'à la base, ainsi qu'aux amas coralliens adjacents. A ces

tombants, ont été ajoutés les ensembles géomorphologiques du type "Shallow constructions" (Tableau 10) extraits de la nomenclature "L4_attribut" de l'Atlas des Récifs de Nouvelle-Calédonie (Andrefouet & Torez-Pulliza, 2004) qui correspond à des fonds durs de faible profondeur (< 5 m). Le recrutement a été considéré comme étant homogène sur l'ensemble de cet habitat. L'habitat des adultes comprend l'habitat des juvéniles ainsi que les ensembles géomorphologiques du type "Deep constructions" (Tableau 10) extraits de la nomenclature "L4_attribut" de l'Atlas des Récifs de Nouvelle-Calédonie (Andrefouet & Torez-Pulliza, 2004).

Les adultes fréquentent aussi certaines formations coralliennes isolées sur fond de lagon, dont aucune cartographie n'est disponible. Ces formations n'ont pas été prises en compte dans la cartographie de l'habitat de *P. leopardus*. Cependant, les effectifs présents sur ces habitats pourraient représenter une part non négligeable de la population de l'espèce (Wantiez, 1992) et devront alors être considérés dans le stock exploité (voir Chapitre IV § 1.3).

Aucune différence d'habitat n'a été faite entre les jeunes recrues et les juvéniles pré-adultes, car ces stades ne subissent pas de pêche et ont le même rôle dans le modèle.

Les cartes finales de délimitation de l'habitat de vie de *P. leopardus* pour chacun des trois groupes sont présentées en Annexe 3.

Une fois les cartographies d'habitat réalisées, les surfaces délimitées ont été découpées selon le zonage du modèle présentée au Chapitre I. Lorsque les habitats de stades de vie différents se recouvrent dans la cartographie, les zones du modèle se recouvrent de la même manière, de telle sorte que des individus de stades différents seront capturables sur une même zone. Les juvéniles ne sont cependant pas ciblés par les pêcheurs. Les surfaces d'habitat juvénile et adulte sont présentées dans le Tableau 11 pour chacune des zones du modèle.

La population de *Plectropomus leopardus* est ainsi répartie en 21 zones³³ :

- 11 zones de vie "juvénile", dont 2 en AMP ;
- 11 zones de vie "adulte", dont 2 en AMP.

³³ Lors que des zones de vie juvénile et adulte sont identiques sur la cartographie, une seule zone utilisée par les 2 stades a été créée dans le modèle. Ceci explique la différence entre le nombre total de zones et la somme du nombre de zones par stades de vie.

Tableau 10. Entités géomorphologiques de la nomenclature "L4_attribute" de l'Atlas de récifs de Nouvelle-Calédonie (Andrefouet & Torez-Pulliza, 2004), utilisées pour définir l'habitat de vie de *Plectropomus leopardus*.

Shallow constructions	Deep constructions
Barrier reef pinnacle/patch	Barrier reef pinnacle/patch
Enclosed lagoon with construction	Lagoon pinnacle
Pinnacle	Deep drowned reef flat
Shallow terrace with construction	Enclosed lagoon with construction
Shallow lagoonal terrace with construction	Deep terrace with construction
Subtidal reef flat	Subtidal reef flat

Tableau 11. Habitats de vie des 2 stades de vie identifiés de *Plectropomus leopardus*. La première partie du tableau reprend les critères de sélection utilisés pour chaque facteur environnemental. La seconde partie, présente les surfaces d'habitat répertoriées, pour chacun des 2 stades et dans chacune des zones délimitées dans le modèle (voir Chapitre I). Les AMP des zones centre-côte et Sud-côte ont une surface inférieure à la moitié d'une maille et n'ont ainsi pas été prises en compte dans le modèle.

		Groupe 0, 1 et 2 (juvéniles)	Groupe 3 à 15 (adultes)
Habitat		<ul style="list-style-type: none"> Crête et tombants des platiers. "Shallow construction" 	<ul style="list-style-type: none"> Tombants des platiers "Deep construction"
Surface totale		68.3 km ²	74.2 km ²
Surface par secteur	Nord	Côte	1.2 km ²
		Intermédiaire	1.2 km ²
		Barrière	1.6 km ²
	Centre	Côte	0.5 km ²
		Intermédiaire	2.8 km ² dont 1 en AMP
		Barrière	3 km ² dont 2 en AMP
	Sud	Côte	0.4 km ²
		Intermédiaire	1.6 km ²
		Barrière	1 km ²
	Corne Sud		54.9 km ²

2.2.6. Mobilité

La modélisation des déplacements d'individus entre les zones est présentée dans le Chapitre I § 5. Le présent paragraphe s'attache à décrire les déplacements ontogéniques et de dispersion de *P. leopardus*. Pour cette espèce, l'hypothèse a été faite qu'il n'y avait pas de changement de zone lors de la reproduction (voir § 2.2.2).

❖ Migrations ontogéniques

Lors du recrutement et selon l'hypothèse que l'installation se fait de façon homogène, les individus sont répartis proportionnellement à la surface de chaque zone d'habitat "juvénile" du modèle. Les individus restent sur cet habitat jusqu'à l'âge de 2 ans.

En passant à l'âge 3, les individus migrent vers la zone de vie "adulte" la plus proche, ce qui correspond à une colonisation des habitats de proche en proche.

❖ Déplacements de dispersion

Ces déplacements concernent uniquement les individus de 3 ans et plus présents dans les zones de vie "adulte", et uniquement entre zones adjacentes.

Les déplacements entre les AMP et les zones non protégées se font de la même façon qu'entre 2 zones non protégées. L'hypothèse a ainsi été faite qu'il n'y avait pas d'effet des AMP sur le comportement des poissons. Par exemple, ces derniers n'utilisent pas les zones en réserve comme des refuges afin d'échapper à la pêche.

P. leopardus est considérée comme une espèce assez peu mobile, dont le home range³⁴ apparaît nettement plus petit que la taille des zones modélisées (PDT, 1990 ; Zeller, 1997 ; Samoilys, 1997a ; Chateau & Wantiez, 2009 ; Kulbicki, com. pers.). D'après Zeller (1997), le home range de cette espèce varie selon le type de récifs considéré (isolé ou continu).

La Saumonée a été considérée comme la moins mobile des trois espèces étudiées. La valeur du facteur de mobilité a ainsi été fixée comparativement à ceux des deux autres espèces à $m_{esp} = 0.005$ (voir Chapitre I).

2.2.7. Cycle de vie modélisé

Deux schémas sont présentés afin de récapituler, tels qu'ils ont été modélisés, le cycle de vie de l'espèce (Figure 28) et la chronologie des événements de la dynamique de l'espèce au cours d'une année (Figure 29).

³⁴ On entend ici par home range, la surface d'habitat utilisée régulièrement par un individu.

❖ Schéma 1. Cycle de vie :

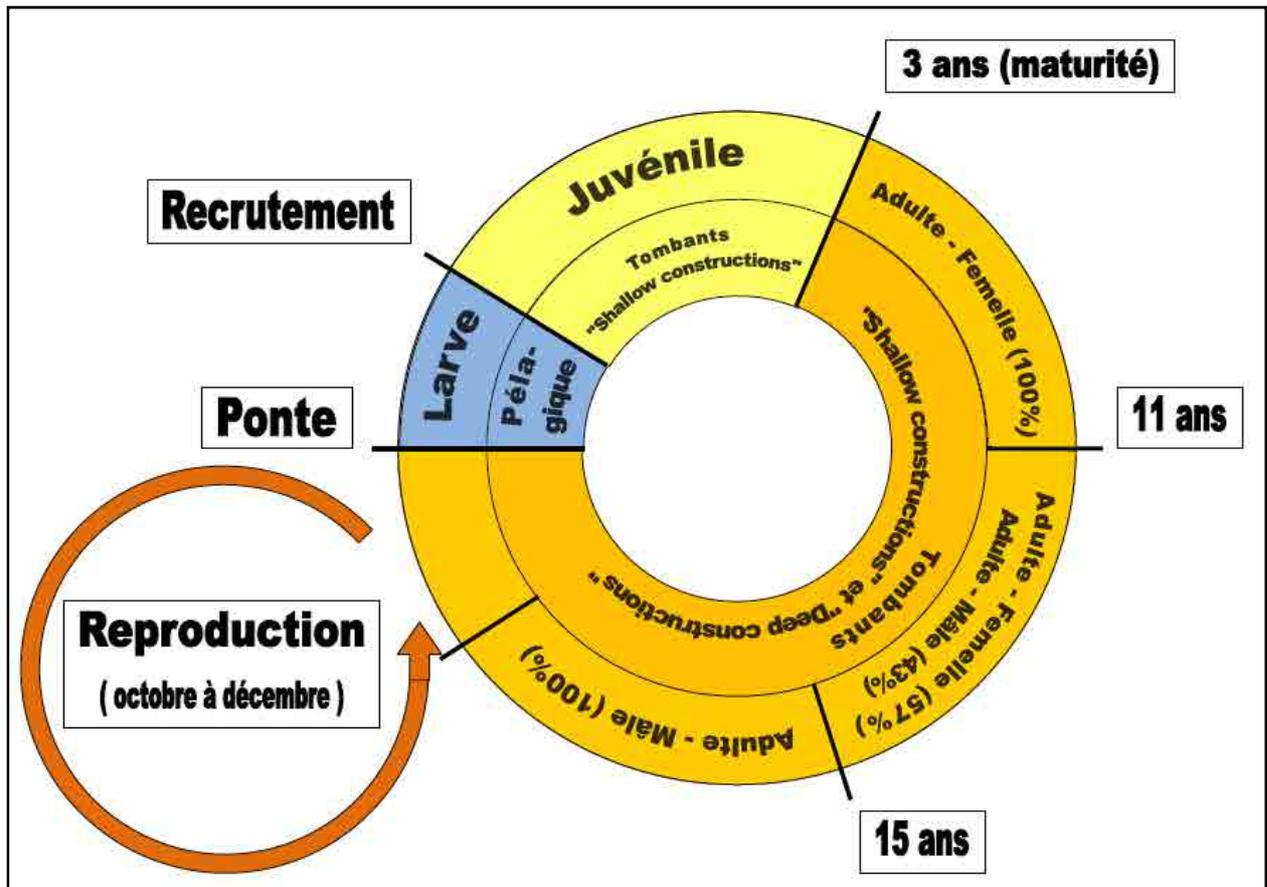


Figure 28. Cycle de vie de *Plectropomus leopardus* tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie tels qu'ils ont été définis et nommés (voir corps du texte). L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.

❖ Schéma 2. Chronologie annuelle des événements :

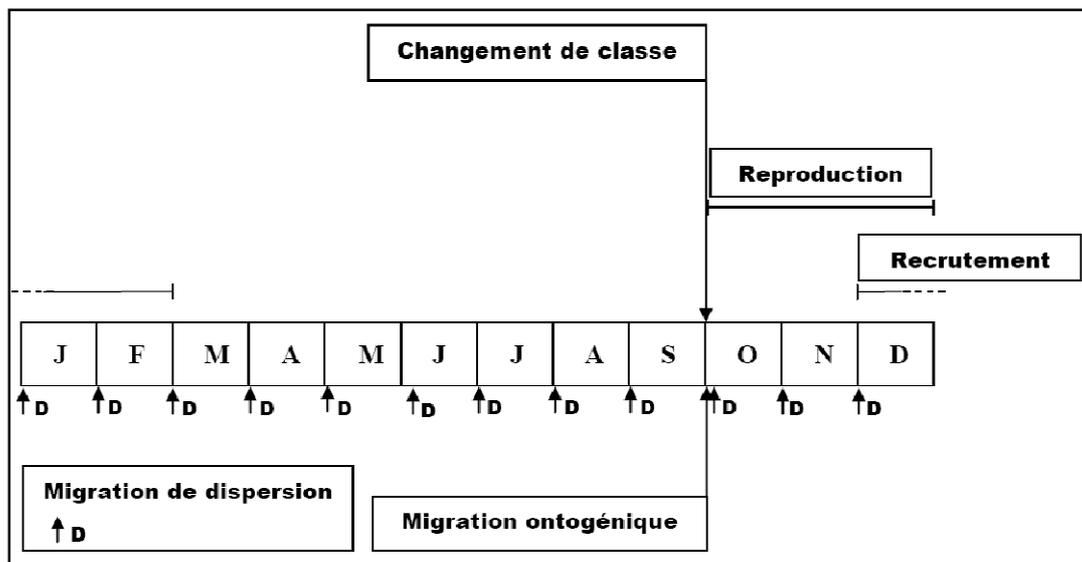


Figure 29. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de *Plectropomus leopardus* dans le modèle.

2.3. *Naso unicornis* (Forsskål, 1775)

Naso unicornis est communément appelé Dawa en Nouvelle-Calédonie. Cette espèce appartient à la famille des Acanthuridés (une trentaine d'espèces en Nouvelle-Calédonie) et à la sous-famille des Nasinae. *N. unicornis* peut atteindre 70 cm (LF) et vivre une trentaine d'années (Lieske & Myers, 1996). C'est une espèce tropicale présente entre 35°N et 33°S. Sa distribution va de l'Indo-Pacifique, Mer Rouge et Afrique de l'Est, à Hawaii, Marquises et Tuamotu, et du Sud du Japon aux îles Lord Howe et Rapa (Randall, 1986 ; Myers, 1991). *N. unicornis* fréquente les formations coralliennes de 0 à 80 m (Lieske & Myers, 1996). Cette espèce fait l'objet de pêches commerciales et récréatives et elle est aussi commercialisée en aquariophilie. *N. unicornis* est un macroherbivore, présentant une forte spécificité fonctionnelle dans l'écosystème corallien (Hoey & Bellwood, 2009). Cette espèce est très mobile, mais avec un home range relativement restreint (Meyer & Holland, 2005 ; Kulbicki & Rivaton, 2006 ; Kulbicki, 2007 ; Meyer *et al.*, 2010). La résilience de *Naso unicornis* est faible avec un temps minimum de doublement de population de 4.5 à 14 ans (Kitalong & Dalzell, 1994). Sa vulnérabilité est considérée comme élevée (Cheung *et al.*, 2005) mais cette espèce n'a pas été évaluée par l'UICN.

Naso unicornis est la moins connue des trois espèces étudiées dans le cadre de cette thèse, bien que représentant une part importante des captures de pêches professionnelles en Nouvelle-Calédonie (données DDR, Province Sud ; voir Chapitre III) et qu'elle soit fréquemment observée dans les captures de pêche plaisancières (Jollit, 2010 ; présente étude, voir Chapitre III). Quelques études hors du Territoire apportent des informations sur la croissance, la maturité et la mortalité larvaire (Montgomery & Galzin, 1993 ; Kitalong & Dalzell, 1994 ; Rathacharen *et al.*, 1999 ; Durville *et al.*, 2003 ; Wilson, 2004). Localement, les études de Loubens (1980b) et Kulbicki *et al.* (2005) donnent des relations taille-poids.

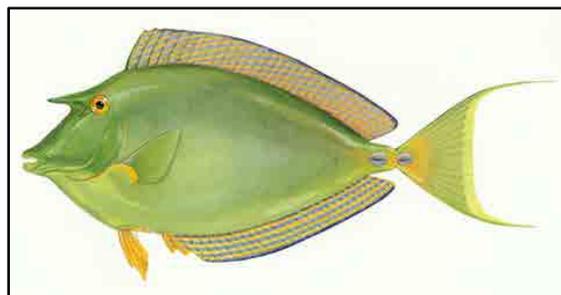


Figure 30. *Naso unicornis* (Forsskål, 1775). © FAO.

2.3.1. Croissance et structure de la population

❖ Equation de croissance

Naso unicornis ne semble avoir été étudiée qu'à de rares occasions en Nouvelle-Calédonie et aucune étude concernant la croissance de cette espèce n'a été trouvée. En dehors du Territoire, 2 auteurs ont publié des travaux sur le sujet : Kitalong & Dalzell (1994) à Palau et Rathacharen *et al.* (1999) à l'île Maurice. Ces 2 études rapportent des tailles en longueur totale, ce qui est assez ambigu pour une espèce telle que *Naso unicornis* qui présente de longs filaments sur la nageoire caudale (Figure 30). L'hypothèse a été faite que ces mesures correspondaient à la longueur à la fourche, c'est-à-dire sans les filaments.

Kitalong & Dalzell (1994) proposent la relation suivante :

$$L_t = 57 (1 - e^{-0.14*t}) \quad (36)$$

Rathacharen *et al.* (1999) proposent la relation suivante :

$$L_t = 81.03 (1 - e^{-0.163*t}) \quad (37)$$

Les modèles proposées dans ces 2 études se distinguent nettement, notamment par leur taille maximale (Figure 31).

En l'absence d'information permettant de choisir entre les 2 relations proposées, la courbe moyenne a été utilisée dans le modèle :

$$L_t = 69.015 (1 - e^{-0.1515*t}) \quad (38)$$

Les équations de Rathacharen *et al.* (1999) et Kitalong & Dalzell (1994), seront utilisées lors de l'analyse de sensibilité comme hypothèses haute et basse pour la croissance (voir Chapitre IV).

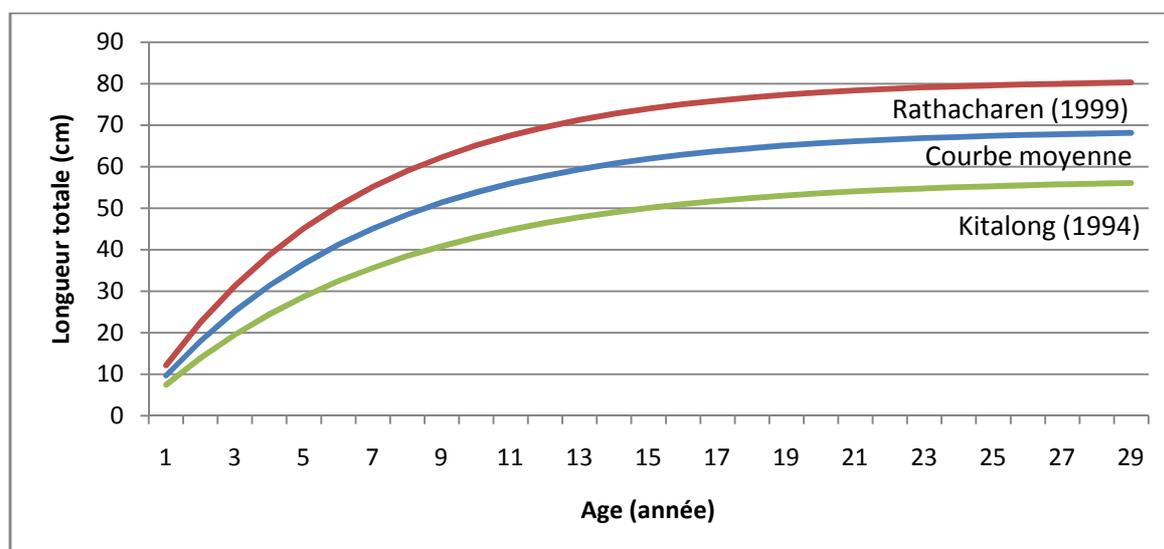


Figure 31. Courbes de croissance de *Naso unicornis* d'après les équations proposées par Rathacharen *et al.* (1999) et Kitalong & Dalzell (1994), auxquelles a été superposée la courbe moyenne.

❖ Relation taille-poids

Loubens (1980b) a proposé une relation entre la taille (LF en mm) et le poids de *N. unicornis* en g, avec un ajustement de $r = 0.996$:

$$P = 0.00002701 * LF^{2.951} \quad (39)$$

En dehors de la Nouvelle-Calédonie, Choat & Axe (1996) donnent la relation suivante avec un ajustement de $r^2=0.997$, où la taille est la longueur standard (LS) en millimètres :

$$P = 0.00008495 * LS^{2.843} \quad (40)$$

Puis, Rathacharen *et al.* (1999) obtiennent la relation suivante à l'île Maurice (LT en cm):

$$P = 0.0467 * LT^{2.6701} \quad (41)$$

En présence de données calédoniennes, c'est l'équation de Loubens (1980b) qui a été utilisée.

❖ Structure de la population et nombre de classes

Naso unicornis est une espèce gonochorique (voir § 2.3.2), dont les 2 sexes ne semblent pas présenter de différence de croissance. La taille maximale étant atteinte vers l'âge de

15 ans, la population a été structurée en 15 classes d'âge, mais dans un souci de simplification du modèle en raison de capacités de calcul disponibles limitées, seulement 10 classes ont été établies. La dernière classe est une classe d'âge "plus", regroupant les individus mesurant plus de 50 cm.

2.3.2. Reproduction

❖ Maturation et maturité sexuelle

N. unicornis est une espèce gonochorique (Thresher, 1984), dont le sexe ratio de 1:1 semble invariant quelle que soit la classe de taille ou d'âge (Loubens, 1980a). L'âge à maturité (A_{50}^{35}) serait de 2 ans (Rathacharen *et al.*, 1999).

En raison du manque d'information concernant cette espèce, toutes ces connaissances d'origines diverses ont été utilisées.

A_{50} a été fixée à 2 ans et A_{100} à 3 ans.

❖ Saison de reproduction

Selon l'étude réalisée par Juncker (2010) sur la reproduction des poissons de Nouvelle-Calédonie, des observations de regroupement de *N. unicornis* ont été rapportées de septembre à mars, dont la majorité débute en novembre et se termine en mars. Cette dernière période a été retenue comme saison de reproduction dans le modèle.

❖ Zones de reproduction

L'étude de Juncker (2010) recense 4 lieux de rassemblement liés à la reproduction de *N. unicornis* dans la région d'étude. Ces rassemblements sont décrits comme éphémères, mais actifs durant plusieurs mois, sur des sites qui varient peu (<100 m). Ces rassemblements regroupent la majorité du temps plusieurs centaines d'individus. Deux des lieux recensés sont des passes dans la Corne Sud, le troisième est un chenal toujours dans la Corne Sud et le dernier est une passe dans le secteur Nord.

A partir de ces informations, 2 lieux de reproduction ont été établis dans le modèle pour la région d'étude, l'un dans le secteur Nord et l'autre dans la Corne Sud. Cependant, afin

³⁵ Age auquel 50% des femelles sont matures.

de distinguer la zone de vie d'origine des individus venus se reproduire, une zone de reproduction a été associée à chaque zone de vie. Ceci permet de faire revenir les individus sur leur zone de vie d'origine après la reproduction et de ne pas homogénéiser l'effectif global sur l'ensemble de la région d'étude (voir Chapitre I § 5.2).

Durant la saison de reproduction, l'hypothèse a été faite que les individus se succèdent sur les sites de reproduction selon la répartition suivante : 10% en novembre, 25% en décembre, 30% en janvier, 25% en février et 10% en mars (voir § 2.3.6).

Les regroupements reproductifs de *Naso unicornis* et ceux des Acanthuridés en général, sont décrits comme pouvant rassembler des milliers d'individus (Randall, 1961 ; Junker, 2010). Bien qu'éphémère au cours d'une journée, ces regroupements ont lieu régulièrement sur un même site pendant plusieurs mois. Cette période est décrite comme critique vis-à-vis de la pêche qui pourrait cibler ces concentrations. Les enquêtes de pêche plaisancières et professionnelles (Jollit, 2010 ; présente étude, voir Chapitre III) ne rapportent cependant pas de ciblage particulier de ces regroupements. Par conséquent, dans le modèle, les zones de reproduction ont été superposées aux zones de vie des adultes et subiront une pêche ne faisant pas apparaître un ciblage spécifique, mais uniquement l'effort habituellement exercé sur la zone (voir Chapitre III).

❖ Equation de reproduction

A notre connaissance, la fécondité de *N. unicornis* n'est pas connue. Celle des Acanthuridés n'a été étudiée que chez des espèces de petite taille utilisées en aquariophilie (Randall, 1961 ; Bushnell, 2010). De plus, pour une même famille, on retrouve régulièrement des espèces dont le mode de reproduction et donc le recrutement varient énormément (Petersen & Warner, 2002).

A défaut d'information sur la fécondité de *N. unicornis*, l'équation utilisée pour *L. nebulosus* a été utilisée dans le modèle. Cependant, il faut noter que, comme pour la plupart des poissons coralliens, la dispersion larvaire et la forte mortalité associée à ce stade de vie limitent les relations entre stock et recrutement (Cowen, 2002). Comme pour les autres espèces étudiées, cet aspect sera abordé lors de l'analyse de sensibilité.

❖ Recrutement

Selon Planes *et al.* (2002), la durée de vie larvaire serait de 67 à 94 jours entre la ponte et l'installation sur les récifs. Dans le modèle, le recrutement a ainsi été fixé à 2 mois après la ponte.

2.3.3. Mortalité naturelle

Paradoxalement, la mortalité lors du recrutement est un des aspects les mieux connus de la biologie *N. unicornis*, alors que peu d'informations existent à ce sujet pour la majorité des espèces. Ceci est le résultat de travaux menés en Polynésie ayant fait l'objet de plusieurs publications (Planes & Lecaillon, 2001 ; Durville *et al.*, 2003 ; Doherty *et al.*, 2004 ; Malpot *et al.*, 2008 ; etc.).

Les principaux résultats montrent que 61% des larves qui franchissent le récif barrière pour s'installer dans le lagon meurent après la première nuit selon une relation densité indépendante. Une fois installés, les individus subissent une mortalité densité-dépendante, de 9 à 20% par jour (sur les 10 derniers jours de l'étude). La mortalité précédant l'entrée dans le lagon n'étant pas connue, nous avons retenu comme mortalité pré-recrutement la valeur de 61% proposée par Doherty *et al.* (2004), soit un taux instantané de 0.9416. Le taux réel incluant la mortalité avant l'arrivée dans le lagon est probablement bien plus élevé et sera discuté lors de l'analyse de sensibilité. Après le recrutement, les individus entrent dans la classe d'âge 0 et subissent un taux de mortalité instantané mensuel. La mortalité journalière densité-dépendante décrite par les auteurs n'a pas été introduite dans le modèle. En effet, celle-ci a été calculée sur une courte période (10 jours), incompatible avec l'échelle temporelle du modèle, le mois. Nous avons fait l'hypothèse que le taux de mortalité annuel lors de la première année était supérieur à cette valeur. Il a été arbitrairement fixé à 99%, soit un taux de mortalité instantané annuel de 4.6050.

Pour les stades adultes, plusieurs études ont été réalisées. Kitalong & Dalzell (1994), proposent un taux de mortalité instantané annuel de 0.413, Rathacharen *et al.* (1999) propose une valeur similaire de 0.4000, alors que Wilson (2004) avance la valeur de 0.2700.

Afin d'établir une mortalité dans un contexte local, la relation de Pauly (1980) (équation (27)) a été utilisée en se basant sur les valeurs des paramètres de l'équation de von Bertalanffy (38) et une température moyenne des eaux de 24°C (Le Borgne, 2010). La valeur annuelle obtenue est $M = 0.3870$. Cette valeur a été utilisée pour les adultes matures (>2 ans). Concernant les individus immatures (classe 1), il a été fait l'hypothèse que la mortalité était de 2 fois la mortalité du stade adulte, soit un taux instantané de 1.0270.

2.3.4. Capturabilité

La capturabilité, définie comme la probabilité de rencontre d'un individu de la population avec une unité de pêche standardisée, a été fixée à 0 pour les individus d'âges 0 et 1 an (< 15cm), puis calculée par calibration pour les classes d'âges supérieures (voir Chapitre IV). Ce paramètre a été considéré comme constant tout au long de l'année.

2.3.5. Cartographie des zones de vie

Naso unicornis est présent sur tous types de récifs coralliens, les juvéniles fréquentant quasi exclusivement les platiers et les petits tombants alors que les adultes se retrouvent à de plus grandes profondeurs tout en continuant à fréquenter les platiers (Robertson & Gaines, 1986 ; Meyers & Holland, 2005 ; Hoey & Bellwood, 2009). L'extension d'un habitat de vie de faibles profondeurs à proximité d'abris constitués par les anfractuosités coralliennes, vers des fonds plus ouverts (amas coralliens dispersés) et plus profonds, constitue une migration ontogénique qui se produit vers 20 cm, soit environ 2 ans (Meyers & Bellwood, 2005).

Deux habitats ont ainsi été délimités à partir de l'Atlas des récifs de Nouvelle-Calédonie (Andrefouet & Torez-Pulliza, 2004). Le premier constitue l'habitat des individus des classes 0 et 1 et regroupe les platiers et leur tombants ainsi que les ensembles géomorphologiques du type "Shallow constructions" (Tableau 10) extraits de la nomenclature "L4_attribut" de l'Atlas des Récifs de Nouvelle-Calédonie (Andrefouet &

Torez-Pulliza, 2004). Le second habitat constitue l'habitat des classes ≥ 2 ans, et regroupe les platiers et leurs tombants ainsi que les ensembles géomorphologiques de type "Shallow constructions" et "Deep constructions" (Tableau 10).

Aucune différence d'habitat n'a été faite entre les recrues et les juvéniles. Le recrutement a été considéré comme étant homogène sur l'ensemble de l'habitat associé à ces stades de vie.

Les cartes de délimitation de l'habitat de vie de *N. unicornis* pour chacun des trois groupes sont présentées en Annexe 3.

Une fois les cartographies d'habitat réalisées, les surfaces délimitées ont été découpées selon la zonation du modèle présentée au Chapitre I. Lorsque les habitats de stades de vie différents se recouvrent dans la cartographie, les zones du modèle se recouvrent de la même manière, de telle sorte que des individus de stades différents seront capturables sur une même zone, mais ceci reste fonction de la sélectivité des engins et du ciblage des pêcheurs (voir Chapitre III). Les surfaces d'habitat juvénile et adulte sont présentées dans le Tableau 12 pour chacune des zones du modèle.

La population de *Naso unicornis* est ainsi répartie en 32 zones³⁶ :

- 14 zones de vie "juvénile", dont 4 en AMP ;
- 14 zones de vie "adulte", dont 4 en AMP ;
- 14 zones de reproduction répartie en 2 sites (voir 2.3.2 Reproduction).

³⁶ Lorsque des zones de vie juvénile et adulte sont identiques sur la cartographie, une seule zone, utilisée par les 2 stades a été créée dans le modèle. Ceci explique la différence entre le nombre total de zones et la somme du nombre de zones par stade de vie.

Tableau 12. Habitats pour chacun des 2 stades de vie identifiés de *Naso unicornis*. La première partie du tableau reprend les critères de sélection utilisés pour chaque facteur environnemental. La seconde partie, présente les surfaces d'habitat répertoriées, pour chacun des 2 stades et dans chacune des zones délimitées dans le modèle.

		Groupe 0 et 1 (juvéniles)	Groupe 2 à 9 (adultes)	
Habitat		<ul style="list-style-type: none"> • Platiers • Tombants des récifs (bande de 20 mètres autour des platiers). • "Shallow constructions" 	<ul style="list-style-type: none"> • Platiers • Tombants des récifs (bande de 20 m autour des platiers) • "Shallow & Deep construction" 	
Surface totale		232.5 km ²	257.4 km ²	
Surface par secteur	Nord	Côte	11.5 km ²	
		Intermédiaire	7.5 km ²	
		Barrière	11.5 km ²	
	Central	Côte	2.9 km ² (dont 1 en AMP)	2.9 km ² (dont 1 en AMP)
		Intermédiaire	17.8 km ² (dont 8 en AMP)	17.8 km ² (dont 8 en AMP)
		Barrière	18.1 km ² (dont 14 en AMP)	26 km ² (dont 22 en AMP)
	Sud	Côte	2.9 km ² (dont 1 en AMP)	2.9 km ² (dont 1 en AMP)
		Intermédiaire	5.5 km ²	5.5 km ²
		Barrière	8.4 km ²	8.4 km ²
	Corne Sud		146.4 km ²	163.3 km ²

2.3.6. Mobilité

❖ Changement ontogénique et reproduction

La provenance des larves qui recrutent puis leur distribution sur l'habitat n'étant pas connues, l'hypothèse suivante a été faite : le recrutement se fait de façon homogène sur l'ensemble de l'habitat juvénile. Les individus restent sur cet habitat jusqu'à l'âge de 2 ans.

En passant à l'âge 2, les individus migrent vers la zone de vie adulte la plus proche, correspondant à une colonisation des habitats de proche en proche. Ainsi, un individu juvénile qui se trouve dans la zone juvénile côtière du secteur Nord migre dans la zone adulte côtière du secteur Nord.

A l'âge de 2 ans, 50% des individus deviennent matures et 100% le sont à 3 ans. Cette espèce étant présente sur les sites de vie toute l'année, les migrations de reproduction modélisées s'étalent sur l'ensemble de la période de fraie selon la répartition suivante : 10% en novembre, 25% en décembre, 30% en janvier, 25% en février et 10% en mars. Les individus migrent vers la zone de reproduction à un mois t et en reviennent au mois $t+1$. Il existe 14 zones de reproduction (une par zone de vie adulte), les individus allant se reproduire dans la zone de reproduction associée à leur zone de vie. Les coefficients de migration aller ont été calculés à partir de la formule de l'équation (28), les valeurs

sont présentées dans le Tableau 13. Les migrations retour se font de la zone de reproduction vers la zone de vie d'origine ainsi que vers les zones de vie adjacentes à la zone de vie initiale (voir Chapitre I § 5.2). Ceci correspond à une dispersion des individus d'une zone de vie donnée vers les zones de vie adjacentes lors du retour de la période de reproduction. Les coefficients de migration correspondants sont calculés en fonction de la surface des zones (voir Chapitre I § 5.2).

Tableau 13. Coefficient de migration des zones de vie vers les zones de reproduction pour *N. Unicornis*.

Age et proportion de matures	Novembre ($Pm_t=0.1$)	Décembre ($Pm_t=0.25$)	Janvier ($Pm_t=0.3$)	Février ($Pm_t=0.25$)	Mars ($Pm_t=0.1$)
Age 2 ($Tm_c=0.5$)	0.05	0.139	0.2	0.1785	0.0665
Age 3 et plus ($Tm_c=1$)	0.1	0.278	0.4	0.357	0.133

❖ Déplacement de dispersion

N. unicornis est une espèce décrite comme très mobile par Kulbicki (com. pers.), mais dont les suivis par télémétrie effectués par Meyer et Holland (2005) et Meyer *et al.* (2010) et Marshall *et al.*, (2011) ont montré qu'elle était fortement attachée à un site, avec un home range de 3 717 m² en moyenne pour le premier et de 20 000 m² pour le second. Bien qu'il existe de grandes différences entre ces 2 études, à l'échelle du modèle les surfaces proposées sont nettement inférieures à la taille des zones. Au final, la valeur du facteur de mobilité a été fixée comparativement à ceux des deux autres espèces, comme étant 2 fois supérieur à *P. leopardus*, soit $m_{esp} = 0.01$ (voir Chapitre I), de manière à attribuer à cette espèce une mobilité intermédiaire.

2.3.7. Cycle de vie modélisé

Deux schémas sont présentés afin de récapituler, tels qu'ils ont été modélisés, le cycle de vie de l'espèce (Figure 32) et la chronologie annuelle des événements de la dynamique de l'espèce (Figure 33).

❖ Schéma 1. Cycle de vie :

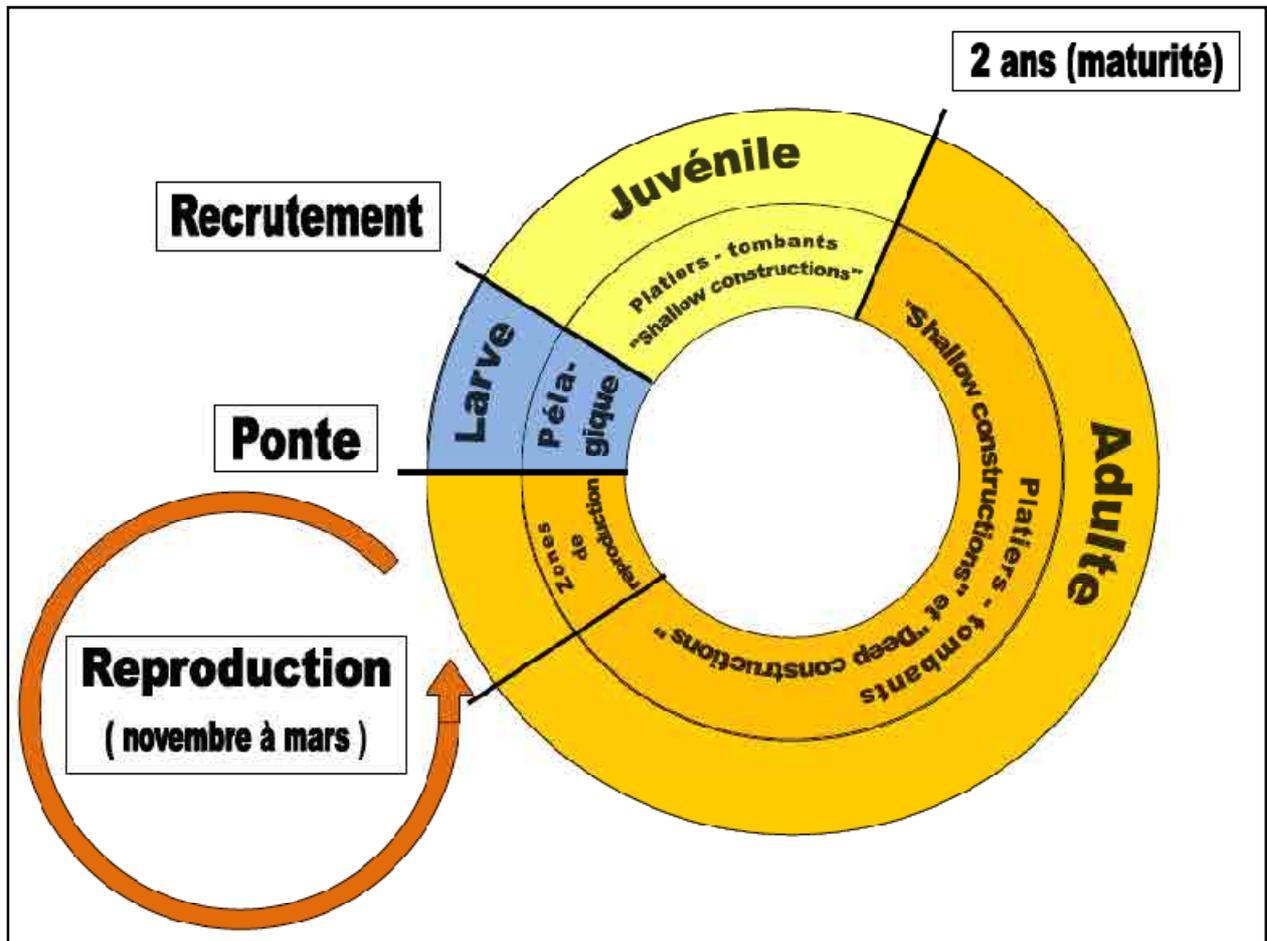


Figure 32. Cycle de vie de *Naso unicornis* tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie tels qu'ils ont été définis et nommés (voir corps du texte). L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.

❖ Schéma 2. Chronologie annuelle des événements :

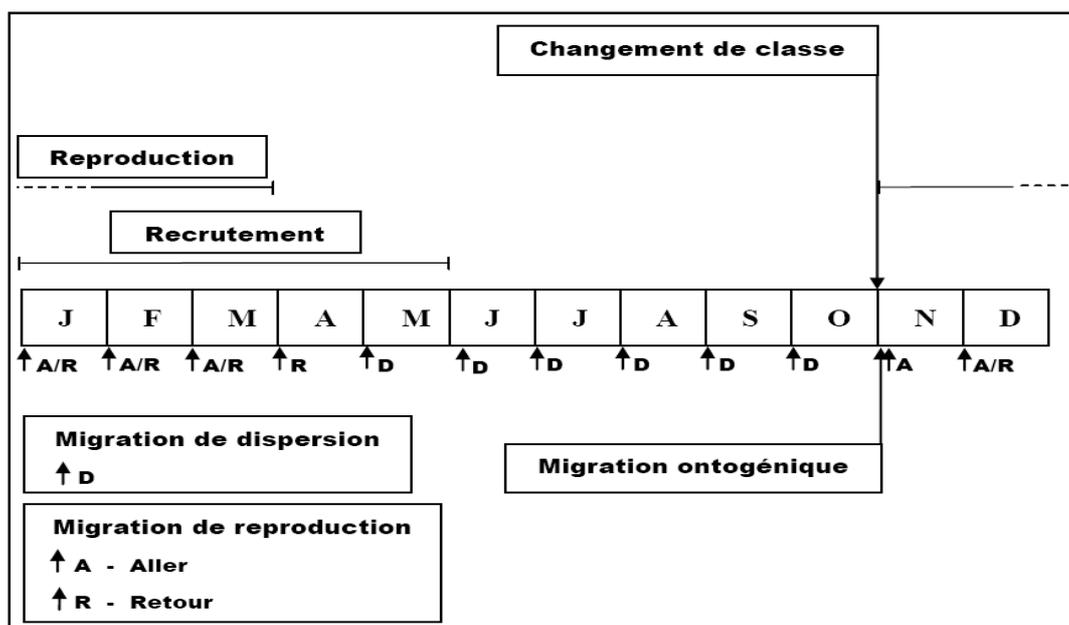


Figure 33. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de *Naso unicornis* dans le modèle.

3. Discussion – Conclusion

Ce chapitre a permis de faire le bilan de la connaissance de la biologie et de l'écologie des 3 espèces *Lethrinus nebulosus*, *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*. Cette connaissance a été récoltée à une échelle locale lorsque cela était possible, puis à une échelle internationale lorsque cela était nécessaire. Dans le cas d'un manque de connaissance, l'information a été complétée par des hypothèses. Ce travail a permis de synthétiser les cycles de vie de ces espèces dans le lagon Sud-ouest et de mettre en place un modèle de dynamique de population pour chacune d'elles via l'outil ISIS-Fish. L'ensemble de l'information utilisée pour paramétrer le modèle est rassemblé en Annexe 4.

La revue bibliographique des connaissances de la biologie et de l'écologie de *Lethrinus nebulosus*, *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*, a fait apparaître un écart important entre les niveaux de connaissance de ces 3 espèces. En Nouvelle-Calédonie, *L. nebulosus* a été relativement bien étudié, contrairement à *P. leopardus*, qui est cependant bien connu en Australie. En revanche, *N. unicornis* n'a été que peu étudié à travers le monde. Ce décalage semble davantage s'expliquer par la présence de débouchés économiques tels que les filières d'export et l'élevage aquacole que par l'intérêt halieutique de l'espèce. En effet, *N. unicornis* est une espèce régionalement très ciblée par la pêche dans le Pacifique (Randall, 1961 ; Meyer, 2003), tout comme *L. nebulosus* et *P. leopardus*. Cependant, ces dernières font en plus l'objet d'importantes filières d'export et d'élevage en Australie et dans le Sud-est de l'Asie.

Des considérations liées à la stabilité et la résilience des écosystèmes devraient pourtant amener à étudier davantage une espèce telle que *N. unicornis*. Les Acanthuridés représentent une composante majeure des communautés ichthyologiques des récifs coralliens (Fishelson *et al.*, 1987) où ils jouent un rôle prépondérant dans la structuration des communautés benthiques de tous types, notamment par la régulation des compositions et des densités algales (Lewis, 1986 ; Sale, 2002 ; Hixon & Brostoff, 1996 ; McClanahan, 1997 ; Pittman *et al.*, 2008 ; Harborne *et al.*, 2008 ; Carassou *et al.*, 2009 ; Kopp *et al.*, 2009, 2010 ; Madin *et al.*, 2010 ; Vermeij *et al.*, 2010 ; McCauley *et al.*, 2010 ; Sjöo *et al.*, 2011). De plus, *Naso unicornis* a été identifiée par Hoey & Bellwood

(2009) comme une espèce fonctionnellement originale et quasiment l'unique responsable de la régulation des couverts d'algues brunes du genre *Sargassum*.

Les modèles mis en place dans cette étude structurent les populations en classes d'âge de manière à couvrir le mieux possible la progression de la croissance des individus et à établir une classe d'âge finale regroupant les individus dont la croissance est faible. Dans le cas de *N. unicornis*, les capacités informatiques limitées nous ont amené à diminuer le nombre de classes afin de réduire la complexité du modèle. La dernière classe d'âge regroupe ainsi les individus de plus de 50 cm qui, de ce fait, présentent tous des caractéristiques communes de taille et de poids dans le modèle. La structuration des populations en classes permet de prendre en compte les différences entre les caractéristiques biologiques et écologiques des individus au cours de leur vie ainsi que les variations de sélectivité des engins de pêche et du ciblage par les pêcheurs (voir Chapitre III). En effet, la prise en compte des structures d'âge est particulièrement importante dans l'étude de la gestion des espèces à longue durée de vie (Ferrera & Russ, 1995).

Les modes de reproduction des espèces étudiées sont différents. *L. nebulosus* et *P. leopardus* sont hermaphrodites protogynes, et *N. unicornis* est gonochorique. Ceci pourrait entraîner des réponses différentes aux pressions de pêche, notamment lorsque les plus gros individus sont ciblés et le sexe-ratio peut être modifiée. Par contre, les mécanismes de transition sexuelle ne sont pas connus pour ces 3 espèces, notamment l'existence d'une densité dépendance. Néanmoins, selon Armsworth (2001, 2002), il n'est généralement pas nécessaire de connaître de façon précise les mécanismes qui régissent la transition sexuelle pour mettre en place des pratiques de pêche plus efficaces. Dans le modèle, nous avons fait l'hypothèse qu'il y aurait toujours assez de mâles pour féconder toutes les femelles. Cependant, Bannerot *et al.* (1987) ont montré que, chez les espèces hermaphrodites protogynes, le risque de limitation de la reproduction par le sperme était beaucoup plus important que chez les espèces gonochoriques, ce qui augmenterait la vulnérabilité des premières. Les saisons de reproduction dans la région d'étude sont bien définies pour les 3 espèces, mais les zones de rassemblement et les caractéristiques de ces dernières (durée, nombres d'individus, répétitions inter et intra annuelles, etc.) sont encore relativement mal connues. L'étude menée par Juncker (2010) semble toutefois montrer qu'il existe peu de sites de

reproduction majeurs pour ces espèces dans la région d'étude. La brièveté et l'étendue restreinte de ces regroupements peuvent rendre leur observation difficile.

Le recrutement issu de la reproduction est l'un des phénomènes les moins bien connus de la dynamique de la majorité des espèces de poissons (Sale, 2002), notamment celles faisant l'objet de cette étude. Ceci entraîne une importante incertitude concernant le recrutement annuel qui montre de plus une variabilité interannuelle importante. L'incertitude sur les mécanismes qui régissent le recrutement se fait à 2 niveaux : la mortalité des œufs et des larves et leur dispersion. La dispersion peut être à la fois passive et sur de grandes distances (transport par les courants), et active (généralement sur de plus courtes distances pour le choix d'un habitat lors de l'installation) (Cowen, 2002). Ces phénomènes n'étant pas connus dans le présent cas d'étude, ils n'ont pas pu être retranscrits dans les modèles de dynamiques des populations des 3 espèces. Par conséquent, dans le modèle, le recrutement est lié au stock de géniteurs et l'installation des larves a été considérée comme homogène sur l'ensemble de l'habitat préférentiel présent dans la région d'étude. Il subsiste ainsi une incertitude importante sur l'un des principaux mécanismes régissant la dynamique des espèces étudiées. Cette thématique de recherche apparaît dès lors prioritaire dans un objectif de compréhension de la dynamique des stocks et donc de leur gestion. L'estimation des stocks des 3 espèces étudiées et l'analyse de sensibilité permettront de développer ce point et de proposer une alternative pour prendre en compte une variabilité interannuelle du recrutement.

Dans la bibliographie, l'estimation des taux de mortalité naturelle se base le plus souvent sur l'analyse des distributions de taille des captures (Beverton & Holt, 1957) ou de comptages visuels. Or cette méthode fait l'hypothèse de la constance du recrutement annuel (Pauly, 1984). En présence d'un recrutement avec une forte variabilité interannuelle, les taux de mortalité proposés dans de nombreuses études sont alors fortement biaisés (Ferreira & Russ, 1995). Une attention particulière sera ainsi portée à ces paramètres lors de l'analyse de sensibilité (voir Chapitre IV). Les phénomènes de prédation ne sont pas explicitement pris en compte dans le modèle et sont intégrés dans la mortalité naturelle qui varie uniquement en fonction de l'âge. La disponibilité, voire la limitation par la ressource (nourriture et habitat) n'est pas non plus prise en compte. Il n'y a donc aucun phénomène de contrôle "top-down" et "bottom-up" (voir concept dans Ricklefs & Miller, 2005) dans les modèles de dynamique mis en place. Cela implique que

si ces effets se trouvent être prépondérants dans la dynamique des espèces étudiées, nous ne serons pas en mesure d'étudier leurs interactions avec les effets de la pêche.

La spatialisation des habitats ne rend pas compte de potentielles variations de qualité d'habitat et des différences de densité d'individus que cela peut engendrer. Dans le modèle, soit l'espèce est présente soit elle ne l'est pas. Il n'y a pas de notion de capacité de charge du milieu. Les différences de densité entre les zones sont uniquement dues aux effectifs initiaux, aux différences de pressions de pêche qui existent et à la connectivité entre les zones. L'étude de mesures de gestion spatialisées ne peut donc pas intégrer cet aspect dans la comparaison de différents zonages.

De même que pour le stade larvaire, les déplacements des individus adultes (déplacements actifs) est un des phénomènes les moins bien connus de l'écologie des espèces étudiées. Ce problème est étroitement lié à la complexité des protocoles nécessaires à l'étude de ces phénomènes. On retiendra cependant, que *L. nebulosus* fréquente un habitat de fonds meubles relativement homogène et semble être une espèce beaucoup plus mobile et moins territoriale que *P. leopardus* et *N. unicornis*. A partir des informations disponibles et de la structuration spatiale du modèle, la mobilité des espèces a permis de les différencier par le taux d'échange entre les zones (voir Chapitre I).

En définitive, avec la distinction des classes d'âge et des zones, la structuration des populations représente respectivement pour *Lethrinus nebulosus*, *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*, 190 groupes, 272 groupes et 340 groupes dans le modèle.

La méconnaissance d'une espèce entraîne une incertitude plus importante lors de la modélisation de sa dynamique qui se répercutera sur les intervalles de confiance des sorties de simulations. Ceci sera abordé lors du Chapitre IV sur les analyses de sensibilité et les analyses de scénarios de gestion sous incertitude.

Au delà des processus biologiques et écologiques, la dynamique des espèces est largement contrainte par la mortalité par pêche. Cette composante qui, pour une même espèce, peut être variable selon les classes d'âge et les zones fait l'objet du Chapitre III suivant.

CHAPITRE III

CARACTERISATION ET MODELISATION DE LA PECHE DANS LE LAGON SUD- OUEST DE LA NOUVELLE-CALEDONIE



CHAPITRE III

Caractérisation et modélisation de la pêche dans le lagon Sud-ouest de la Nouvelle- Calédonie

L'objectif de ce chapitre est de décrire les activités de pêche professionnelle et plaisancière dans le lagon Sud-ouest, sous forme d'une paramétrisation dans le modèle, et d'en estimer les paramètres à partir des informations disponibles et collectées.

Dans une première partie, nous présenterons le sous-modèle d'exploitation. Puis les deux parties suivantes traiteront respectivement de la pêche professionnelle et de la pêche plaisancière. A l'inverse de la paramétrisation de la dynamique des espèces qui s'est basée sur une revue bibliographique, l'étude des activités de pêche repose principalement sur la collecte de données réalisée au cours de la thèse et sur leur analyse. Nous décrirons les connaissances disponibles, le travail de terrain et les analyses de données qui ont été réalisées afin de décrire puis de paramétrer ces activités de pêche.

La structuration des activités de pêche est issue de choix qui seront argumentés dans ce chapitre. Trois critères ont guidé ces choix : le niveau de précision des données utilisées, les questions à aborder à travers les objectifs des gestionnaires et l'architecture du modèle.

1. Le sous-modèle d'exploitation

1.1. Structure

Le sous-modèle d'exploitation d'ISIS-Fish est constitué d'un cœur de modèle fixe et d'éléments de modélisation plus flexibles. L'activité de pêche y est obligatoirement définie par :

- les engins de pêche, caractérisés par leur sélectivité vis-à-vis de chaque espèce et leurs différences de capacité à les capturer.
- les métiers qui caractérisent une activité de pêche par l'engin utilisé, les espèces-ciblées, la saison d'activité et les zones de pêche.
- les types de sorties en mer qui sont définies par la durée passée par le navire en dehors du port.
- les types de navires utilisés par les pêcheurs qui déterminent leur rayon d'action.
- les flottilles qui regroupent des navires d'un même type et peuvent exercer un ensemble d'activités de pêche.
- les stratégies qui définissent les métiers pratiqués et l'intensité de l'activité de pêche de chaque flottille tout au long de l'année.

Le Tableau 14 recense les éléments du sous-modèle d'exploitation et les paramètres qui les caractérisent, puis la Figure 34 schématise la structure du modèle et les relations entre les différents éléments.

Tableau 14. Récapitulatif des éléments décrivant l'activité de pêche et des paramètres correspondants.

Éléments du modèle	Paramètres	Notations utilisées si nécessaire
Engin	Unité de mesure d'effort Paramètre technique Facteur de standardisation Sélectivité	$Fstd_{eng}$ $Sel_{c,eng(esp)}$
Métier	Engin Saisons Zones Saisons Facteur de ciblage	$FCib_{met,t}$
Type de sorties en mer	Durée de la sortie (h)	
Type de navires	Vitesse (km.h ⁻¹) Durée maximale d'une sortie en mer (h) Types de sorties en mer réalisées	
Flottille	Port d'attache Type de navires Nombre de navires constituant la flottille Métiers pratiqués Nombre d'opérations de pêche par jour Nombre d'engins utilisés par opération de pêche	$NbNav_{fl}$ $NbOp_{fl,met,t}$ $NbEng_{fl,met,t}$
Stratégie	Flottille Proportion de navires de la flottille réalisant cette stratégie Type de sortie réalisée Nombre de jours d'activité par mois Métiers pratiqués Proportion du temps passé à exercer chaque métier	$PNav_{fl,str}$ $NbJpeche_{t,s}$ $P_{str,met,t}$

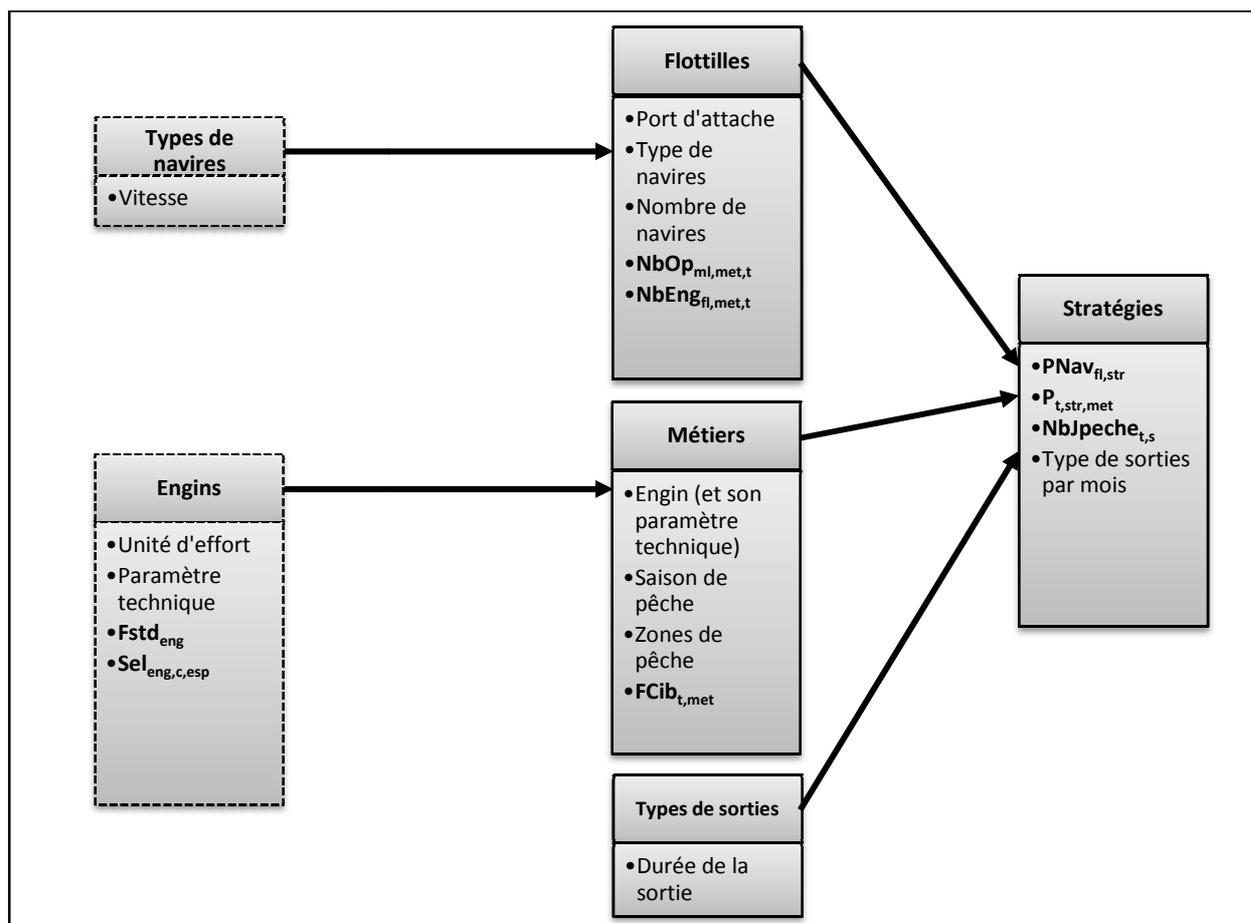


Figure 34. Schéma de la structuration du modèle de dynamique de pêche présentant les relations entre les éléments, ainsi que les paramètres qui les définissent. On distingue les éléments matériels qui constituent la pêche (en traits pointillés) des éléments conceptuels qui structurent la dynamique de l'activité (en traits pleins). Les paramètres en gras sont définis dans le Tableau 14.

1.2. Formulation mathématique

Les notations des paramètres utilisées dans les équations sont présentées dans le Tableau 15. Les indices t , esp , c , z , eng , fl , met , $zmet$, str , correspondent respectivement à un mois, une population d'une espèce, une classe de population, une zone, un engin, une flottille, un métier, une zone d'un métier et une stratégie.

Ce paragraphe détaille le calcul de l'effort de pêche³⁷ issu d'une activité structurée selon les éléments décrits dans le paragraphe précédent. Cet effort induit des captures qui sont responsables d'une mortalité par pêche dans les populations de poissons

³⁷ L'effort de pêche est le temps passé à tenter de capturer les espèces ciblées. Une unité d'effort de pêche correspond ainsi à un engin unitaire utilisé pendant une unité de temps.

exploitées. La survie des individus entre deux pas de temps t et $t+1$ s'écrit de la façon suivante (voir Chapitre II) :

$$sr_{c,z,t} = e^{-(F_{c,z,t} + M_{c,z})} \quad (42)$$

Où $F_{c,z,t}$ est le taux instantané de mortalité par pêche pour la classe c et la zone z au mois t , et M_c est le taux instantané de mortalité naturelle pour la classe c dans la zone z au mois t . Les captures correspondantes à l'effort $F_{c,z,t}$ se calculent grâce à l'équation des captures :

$$C_{c,zpop,t} = CR_{c,zpop,t} * N_{c,zpop,t} \quad (43)$$

Où $C_{c,zpop,t}$ est la capture correspondante à la classe c dans la zone $zpop$ au mois t , pour toutes les stratégies et tous les métiers confondus. Le taux de capture $CR_{c,z,t}$ s'écrit :

$$CR_{c,z,t} = \frac{F_{c,z,t}}{F_{c,z,t} + M_{c,z}} * (1 - e^{-(F_{c,z,t} + M_{c,z})}) \quad (44)$$

La mortalité par pêche $F_{c,z,t}$ s'écrit comme la somme des mortalités induites par chaque métier pratiqué par chaque stratégie :

$$F_{c,z,t} = \sum_{str} \sum_{met} F_{str,met,c,z,t} \quad (45)$$

Où $F_{str,met,c,z,t}$, le taux de mortalité par pêche de la classe c dans la zone z au mois t induite par la stratégie str pratiquant le métier met . Il s'écrit :

$$F_{str,met,c,z,t} = Sel_{eng,c,esp} * q_{c,esp,z,t} * FCib_{met,c,esp,t} * EstdZ_{str,met,z,t} \quad (46)$$

Où $FCib_{met,c,esp,t}$ est le facteur de ciblage du métier met sur la classe c de l'espèce esp au mois t . Ce paramètre permet de quantifier la manière et l'intensité avec laquelle un métier cible une population donnée. $q_{c,esp,z,t}$ est la Capturabilité des individus de la classe c de l'espèce esp dans une zone z . Ce paramètre retranscrit la disponibilité de l'espèce à la pêche et se traduit par la probabilité de rencontre d'un individu avec une unité d'effort de pêche standardisée. $EstdZ_{str,met,z,t}$ est l'effort de pêche standardisé par zone de

vie de l'espèce concernée, pour la stratégie *str* pratiquant le métier *met* dans la zone *z* au mois *t*. Il s'écrit :

$$EstdZ_{str,met,z,t} = \frac{NbMaille_{Inter(z,zmet)}}{NbMaille_{zmet}} * Estd_{str,met,z,t} \quad (47)$$

Où $Estd_{str,met,z,t}$ est l'effort de pêche standardisé pour la stratégie *str* pratiquant le métier *met* dans la zone *z* au mois *t*. Il s'écrit :

$$Estd_{str,met,z,t} = TPech_{str,met,t} * NbNavStrMet_{str,met,t} * EstdH_{fl,met,t} \quad (48)$$

Où $NbNavStrMet_{str,met,t}$ est le nombre de navires de la stratégie *str* pratiquant le métier *met* au mois *t*. Il s'écrit :

$$NbNavStrMet_{str,met,t} = NbNav_{fl} * PNav_{fl,str} * PMet_{str,met,t} \quad (49)$$

Où $EstdH_{fl,met,t}$ est l'effort standardisé par heure d'un navire de la flottille *fl* exerçant le métier *met* au mois *t*. Il s'écrit :

$$EstdH_{fl,met,t} = NbOp_{fl,met,t} * NbEng_{fl,met,t} * Fstd_{eng} \quad (50)$$

Où $Fstd_{eng}$ est le facteur de standardisation de l'engin *eng*. Ce paramètre permet de standardiser l'effort de pêche entre les différents engins. $TPech_{str,met,t}$ est le temps de pêche d'un navire réalisant la stratégie *str* exerçant le métier *met* au mois *t*. Il s'écrit :

$$TPech_{str,met,t} = NbSor_{str,t} * TPechSor_{str,met,t} \quad (51)$$

Où $TPechSor_{str,met,t}$ est le temps de pêche par sortie des navires réalisant la stratégie *str* et exerçant le métier *met* au mois *t*. Ce paramètre correspond à la durée d'une sortie à laquelle est soustrait le temps de trajet pour se rendre sur le lieu de pêche et en revenir.

Des détails supplémentaires peuvent être obtenus dans les publications originales du modèle ISIS-Fish (Mahévas & Pelletier, 2004 ; Pelletier *et al.*, 2009).

Dans la suite de ce chapitre nous présentons la manière dont est structurée l'activité de pêche dans la région d'étude selon les éléments présentés au § 1.1. Le calcul des valeurs des paramètres associés présentés ci-dessus y est aussi réalisé.

Tableau 15. Notations utilisées dans les équations.

Notation	Définition
$C_{c,zpop,t}$	Capture correspondante à la classe c dans la zone $zpop$ au mois t , pour toutes les stratégies et tous les métiers confondus.
$CR_{c,z,t}$	Taux de capture de la classe c dans la zone z au mois t .
$Estd_{str,met,z,t}$	Effort de pêche standardisé pour la stratégie str pratiquant le métier met dans la zone z au mois t .
$EstdH_{fl,met,t}$	Effort standardisé par heure d'un navire de la flottille fl exerçant le métier met au mois t .
$EstdZ_{str,met,z,t}$	Effort de pêche standardisé par zone de vie de l'espèce concernée, pour la stratégie str pratiquant le métier met dans la zone z au mois t .
$F_{c,z,t}$	Taux instantané de mortalité par pêche pour la classe c et la zone z au mois t .
$F_{str,met,c,z,t}$	Taux de mortalité par pêche de la classe c dans la zone z au mois t induite par la stratégie str pratiquant le métier met .
$FCib_{met,c,esp,t}$	Facteur de ciblage du métier met sur la classe c de l'espèce esp au mois t .
$Fstd_{eng}$	Facteur de standardisation de l'engin eng .
M_c	Taux instantané de mortalité naturelle pour la classe c et la zone z au mois t .
$N_{c,z,t}$	Effectif de la population de classe c dans la zone de vie z au mois t .
$NbEng_{fl,met,t}$	Nombre d'engin utilisés par opération de pêche par les navires de la flottille fl exerçant le métier met au mois t .
$NbMaille_{zmet}$	Nombre de mailles de la zone de pêche du métier met .
$NbMaille_{Inter(z,zmet)}$	Nombre de mailles de l'intersection d'une zone z où se trouve la population et la zone de pêche du métier met .
$NbNav_{fl}$	Nombre de navire de la flottille fl .
$NbNavStrMet_{str,met,t}$	Nombre de navires de la stratégie str pratiquant le métier met au mois t .
$NbOp_{fl,met,t}$	Nombre d'opérations de pêche par jour réalisées par les navires de la flottille fl exerçant le métier met au mois t .
$NbSor_{str,t}$	Nombre de sorties par mois pour les navires réalisant la stratégie str au mois t .
$PMet_{str,met,t}$	Proportion de la stratégie str exerçant le métier met au mois t .
$PNav_{fl,str}$	Proportion de navire de la flottille fl réalisant la stratégie str .
$q_{c,esp,z,t}$	Capturabilité des individus de la classe c de l'espèce esp dans une zone z .
$Sel_{eng,c,esp}$	Sélectivité d'un engin eng pour la classe c de l'espèce esp .
$SR_{c,z,t}$	Taux de survie.
$TPech_{str,met,t}$	Temps de pêche d'un navire réalisant la stratégie str exerçant le métier met au mois t .
$TPechSor_{str,met,t}$	Temps de pêche par sortie des navires réalisant la stratégie str et exerçant le métier met au mois t .

2. La pêche professionnelle

La pêche professionnelle est définie par l'article n°8-2009/APS du 18 février 2009 de l'Assemblée de la Province Sud, comme une "pêche maritime qui permet aux marins pêcheurs embarqués d'en tirer leur principal moyen d'existence". En Nouvelle-Calédonie, c'est une activité déclarée faisant l'objet d'une autorisation et d'un "rôle d'équipage" annuels délivrés respectivement par l'une des provinces et le Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes (SMMPM).

La pêche professionnelle comprend 3 filières décrites par Virly (2001) :

- la pêche hauturière ciblant les thonidés à partir de palangriers principalement dans la ZEE ;
- la pêche côtière ciblant principalement les espèces profondes (vivaneaux, etc.) et les pélagiques (Maï-Maï, Wahoo, etc.) principalement le long de la pente externe du récif barrière et au niveau des Dispositifs Concentrateur de Poison (DCP) ;
- la pêche lagonaire pratiquée à l'intérieur du lagon.

La délibération n°8-2009/APS du 18 février 2009 définit également la pêche "artisanale" comme étant de type côtière ou lagonaire et débarquant du poisson frais. D'autres types de pêches sont dites "spécifiques" et ciblent : poissons profonds, maquereaux, mullets, aiguillettes, trocas, petits pélagiques, holothuries, poissons d'aquarium et crabes de palétuvier.

Cette étude se restreint à la pêche lagonaire artisanale non spécifique, réalisée à l'intérieur de la zone d'étude du lagon Sud-ouest et capturant au moins l'une des trois espèces étudiées (*Lethrinus nebulosus*, *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*). Dans la suite de ce document, le terme "pêche professionnelle" désignera uniquement cette activité.

2.1. Les données de pêche professionnelle

2.1.1. Déclarations de captures de pêche

Depuis 1990, la pêche professionnelle est de compétence provinciale. Elle est administrée en Province Sud par le Bureau des Pêches à la Direction du Développement Rural (DDR), qui gère toutes les déclarations obligatoires de captures. Les immatriculations et les inscriptions au registre des pêches sont administrées par le Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes (SMMPM). Les pêcheurs professionnels perçoivent une aide au carburant, conditionnée par la déclaration des captures. Depuis 1991, un système de cahiers de pêche et une base de données ont été mis en place pour la récolte et la gestion des données de captures. Les déclarations sont

constituées de fiches de pêche à remplir par les pêcheurs (Annexe 5) et saisies informatiquement par les agents du Bureau des Pêches.

Cette information est spatialisée et se base sur un quadrillage de mailles d'environ 50 km de côté (Annexe 6) couvrant toute la Nouvelle-Calédonie. L'activité de certains petits pêcheurs reste inconnue, mais d'après le Bureau des Pêches, l'activité de ces pêcheurs est négligeable, car sans déclaration ils ne peuvent bénéficier de l'aide au carburant. D'année en année, la fiabilité des données s'est nettement améliorée (DDR, com. pers.). Nous avons fait l'hypothèse que pour les années prises en compte dans cette étude, les données étaient représentatives des captures réalisées par les pêcheurs professionnels.

Pour cette étude une extraction de données de déclaration de captures a été utilisée. La base de données transmise par le Bureau des Pêches concerne uniquement les captures de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis* entre 2004 et 2009 pour les mailles géographiques F08-G08-G09-H08-H09-H10 du quadrillage du Bureau des Pêches (Annexe 6). Chaque enregistrement de la base correspond à l'activité réalisée pour capturer une espèce avec un engin donné, dans une zone donnée et lors d'une sortie donnée. Un même enregistrement peut correspondre à plusieurs opérations de pêche réparties sur l'ensemble de la durée de la sortie. Si plusieurs des trois espèces ont été capturées lors d'une sortie, ou si la même espèce a été capturée avec des engins différents ou dans des zones différentes lors de la même sortie, alors il existe un enregistrement par cas de figure. Cependant le nombre de jours de pêche indiqué sur une ligne correspond à celui de la totalité de la sortie. Le temps alloué à chaque opération de pêche n'est donc pas connu.

Au final, chaque enregistrement comprend les informations suivantes: le numéro de la sortie, l'identité du navire, l'année, le mois, la zone de pêche, l'espèce capturée, l'engin utilisé, la durée de la sortie (en jours) et le poids total capturé pour cette espèce (Figure 35).

Trois engins ont été recensés dans ces déclarations: la ligne à main, le filet maillant et le moulinet. Ce dernier représente moins de 2% des captures totales, il est habituellement utilisé de la même manière qu'une ligne à main dans les zones où la profondeur dépasse 40 m. Pour ces 2 raisons, cet engin a été assimilé à une ligne à main dans le modèle.

1	Espece	An	Mois	Zone_peche	Campagne_ID	Navire	Technique	Nombre_jours_peche	Poids_captures_kg
2	Dawas	2005	12	H08	8a81858b29aadb9c0129aae7cb8e17f0	36	Filets	4	261
3	Dawas	2005	12	H08	8a81858b29aadb9c0129aae7cc2a17f3	36	Filets	4	232
4	Dawas	2004	6	G09	8a81858b29aadb9c0129aae81b161940	115	Filets	15	976
5	Loches Saumonées	2004	7	G09	8a81858b29aadb9c0129aae81c6e1946	115	Moulinet	7	2257
6	Dawas	2004	9	H09	8a81858b29aadb9c0129aae8ee831c4c	34	Filets	8	198
7	Dawas	2004	10	H09	8a81858b29aadb9c0129aae8f0f41c55	34	Filets	8	71
8	Bec de cane	2005	3	F07	8a81858b29aadb9c0129aae4f6c20d5	3	Ligne à main	12	403
9	Bec de cane	2005	7	F07	8a81858b29aadb9c0129aae537420e1	3	Ligne à main	8	404
10	Bec de cane	2005	9	F07	8a81858b29aadb9c0129aae557720e7	3	Ligne à main	10	484

Figure 35. Capture graphique d'un extrait de la base de données des déclarations de pêche professionnelle.

Lors de l'exploitation de ces données, 4 difficultés ont été rencontrées. Elles ont impliqué de poser plusieurs hypothèses afin de paramétrer la pêcherie :

- Certains pêcheurs ont renseigné plusieurs sorties de pêche dans une même fiche. Le nombre de jours de la sortie saisie dans la base de données, correspond alors à la somme du nombre de jours de toutes les sorties concernées. Par conséquent, si les sorties saisies sur la même fiche de pêche n'ont pas été réalisées lors du même mois, une partie de la capture est alors imputée à tort à un mois donné et l'estimation du nombre moyen de jours de mer par sortie est biaisée. Ce cas de figure correspond à 7% des enregistrements et il est impossible de le corriger.
- Dans certains cas (dont la fréquence est inconnue pour cette étude), la capture a été renseignée toutes espèces confondues. Dans la base de données, les captures ont alors été imputées à parts égales du poids total entre les espèces présentes dans les captures. Cette procédure est réalisée par le Bureau des Pêches lors de la saisie des données. Nous avons conservé ces données et fait l'hypothèse en accord avec le Bureau des Pêches que la fréquence de ces cas était négligeable par rapport l'ensemble des déclarations.
- Les temps de pêche effectifs³⁸ ne sont pas connus, car la durée de sortie est exprimée en jours et inclut les temps de trajet.
- Les temps alloués à la capture de chaque espèce ou à l'utilisation de chaque engin restent inconnus.
- Les données correspondent à des déclarations de captures, aucune déclaration d'effort sans capture n'est présente dans la base. L'hypothèse a été faite que si une espèce n'est pas présente dans les déclarations alors elle n'a pas été ciblée. Il en est de même pour les engins et les zones. Cette hypothèse est vraisemblable car il s'agit de pêcheurs professionnels qui ciblent des espèces dont ils connaissent bien les

³⁸ Le temps de pêche effectif est le temps réellement passé à mettre en œuvre un engin pour capturer les espèces ciblées.

comportements saisonniers et qui recherchent la meilleure CPUE avec l'engin, aux lieux et à la saison supposés les plus adaptés. Il est considéré comme très peu probable qu'un pêcheur n'ait capturé aucun individu d'une espèce ciblée lors d'une sortie.

- Pour l'espèce *P. leopardus*, une partie des captures de cette espèce a été déclarée dans la catégorie « loches ». Seuls les enregistrements où l'espèce était clairement identifiée ont été utilisés. Ceci a pour conséquence de ne pas prendre en compte une partie des captures de cette espèce dans des proportions qu'il n'a pas été possible d'évaluer. Ce phénomène semble cependant avoir largement diminué ces dernières années avec l'augmentation du prix de la Saumonée par rapport à celui des autres loches. En concertation avec le Bureau des Pêches, l'hypothèse que les données utilisées sont représentatives des captures de *P. leopardus* a été faite.

2.1.2. Enquêtes

Dans le but de compléter et de vérifier la description de l'activité professionnelle issue des données de déclaration, des enquêtes ont été organisées auprès de pêcheurs volontaires en 2009. Elles ont été réalisées en collaboration avec le Bureau des Pêches. Les interviews ont eu lieu au marché aux poissons de Nouméa (Port Moselle). Huit patrons pêcheurs ont pu être interviewés sur dix bateaux actifs basés à Port Moselle.

Le questionnaire utilisé a été élaboré à partir d'un modèle développé dans le projet PAMPA (Annexe 7), duquel ont été retirées les questions sur l'effort et les captures du jour car les entretiens ont été conduits lors de rendez-vous fixés indépendamment de toute sortie de pêche. La première partie du questionnaire est consacrée à la description de l'activité habituelle (Tableau 16). La seconde partie s'intéresse à la perception de l'influence des réserves sur l'activité des pêcheurs. La dernière partie est consacrée à l'opinion des pêcheurs sur le fonctionnement des réserves. Les réponses aux questions des parties 2 et 3 n'ont pas été analysées dans le cadre de ce mémoire. La durée de l'entretien a varié entre 35 et 120 minutes, comprenant des échanges informels sur l'activité de pêche exercée.

Tableau 16. Première partie du questionnaire de pêche professionnelle (voir questionnaire complet en Annexe 7).

Question
Nom
Année de naissance
Année de début d'activité
Année de début d'activité dans la région d'étude
Diplôme de pêche ?
Avez-vous une autre activité professionnelle ?
Etes-vous le propriétaire du navire?
Port d'attache
Combien de navires possédez-vous?
Caractéristiques des navires possédés : taille, jauge, puissance moteur, année de construction, année d'achat, taille de l'équipage (patron compris)
Distance moyenne entre port et lieux de pêche habituels
Principales espèces ciblées et engin(s) utilisé(s)
Nombre de sorties annuelles
Zones de pêche (pour la capture du Bec de cane, de la Saumonée et du Dawa)
Saisons de pêche (pour la capture du Bec de cane, de la Saumonée et du Dawa)

2.2. Description de l'activité professionnelle

2.2.1. Méthodes

Les temps de pêche effectifs de chaque opération de pêche n'étant pas connus (voir § 2.1), 2 mesures ont été utilisées pour calculer l'effort de pêche : le nombre d'opérations de pêche (= 1 enregistrement dans la base de données)³⁹ et le nombre de jours de mer (dénommé ci-après "nombre de jours-navires"). Elles ont été calculées par mois et cumulées sur l'ensemble des navires. Les zones ont pu être distinguées pour le nombre d'opérations de pêche mais pas pour le nombre de jours-navires, car plusieurs mailles géographiques sont fréquentées lors de chaque sortie.

Le nombre d'opérations de pêche au mois t de l'année a dans la zone z a été calculé de la façon suivante :

$$NbOpé_{t,a,z} = \sum_{n=navire} NbOpé_{n,t,a,z} \quad (52)$$

³⁹ Comme nous l'avons présenté au § 2.1.1, chaque opération de pêche n'est pas spécifiée dans les données de déclaration. Nous appellerons à partir d'ici "opération de pêche" la donnée correspondant à 1 ligne de déclaration dans la base, et qui regroupe toutes les captures d'une espèce réalisées dans une même sortie avec un même engin et dans une même zone.

Où $NbOpé_{n,t,a,z}$ est le nombre d'opérations de pêche réalisé par le navire n lors du mois t de l'année a , dans la zone z .

Le nombre de jours-navires au mois t de l'année a , a été calculé de la façon suivante :

$$NbJN_{t,a} = \sum_{n=navire} \sum_{s=sortie} DS_{s,n,t,a} \quad (53)$$

Où $DS_{s,n}$ est la durée en jours d'une sortie s réalisée par le navire n lors du mois t de l'année a .

2.2.2. L'effort de pêche

La flotte de pêche (décrite par nombre de navires ayant déclaré des captures) a fortement évolué notamment entre 2007 et 2009 où le nombre de navires a doublé (Figure 36).

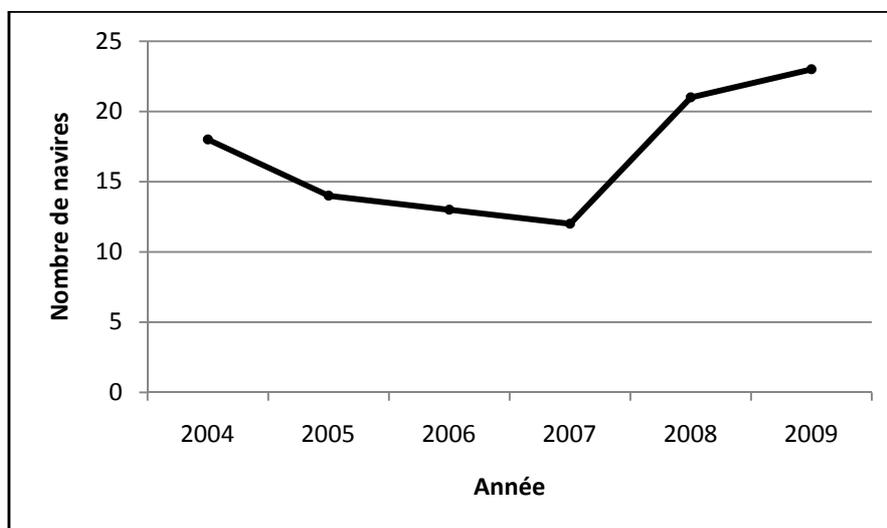


Figure 36. Nombre annuel de navires ayant déclaré des captures.

❖ Nombre d'opérations de pêche

En terme d'effort, le nombre annuel d'opération de pêche a doublé entre 2004 et 2009 (Figure 37). Toutefois, cette augmentation n'est pas équivalente dans toutes les mailles géographiques. Les mailles H08 et H09 qui constituent la majorité de la Corne Sud

(Figure 38) subissent la quasi-totalité de cette augmentation (Figure 39). Le nombre d'opérations de pêche varie de manière importante d'un mois sur l'autre passant parfois du simple au double (Figure 40). Sur l'ensemble des mailles, les mois de juin et août apparaissent comme des mois de forte activité, à l'inverse des mois de janvier, février et mars. Cette répartition varie peu d'une année sur l'autre. Par contre, il existe des différences de saisonnalité entre les mailles. Ainsi et *a contrario* des autres mailles, F08, H08 et H10 sont principalement fréquentées en janvier et février. Toutefois, elles représentent une part relativement faible de l'activité totale (sauf pour H08 en 2008 et 2009, Figure 40).

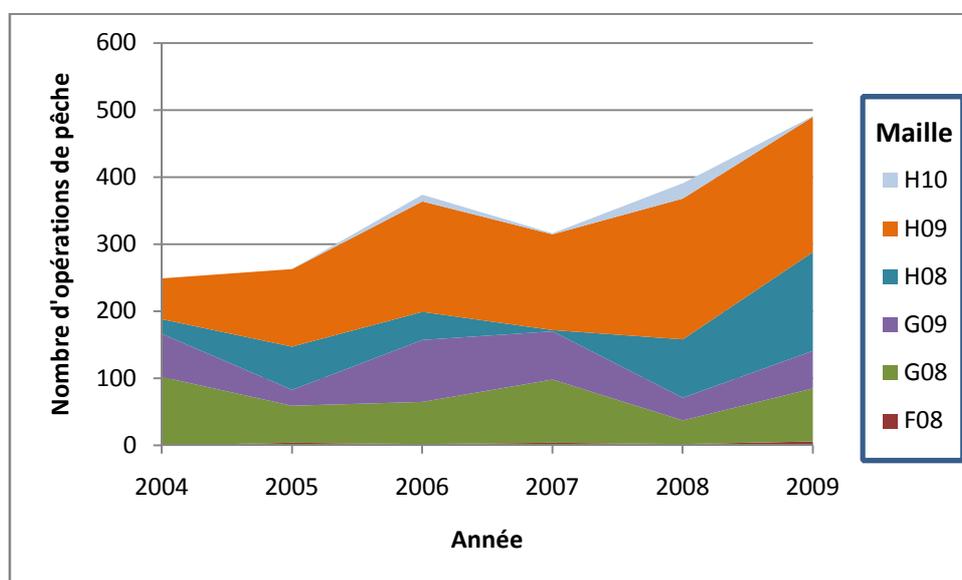


Figure 37. Evolution du nombre d'opérations de pêche par an en fonction de la maille géographique.

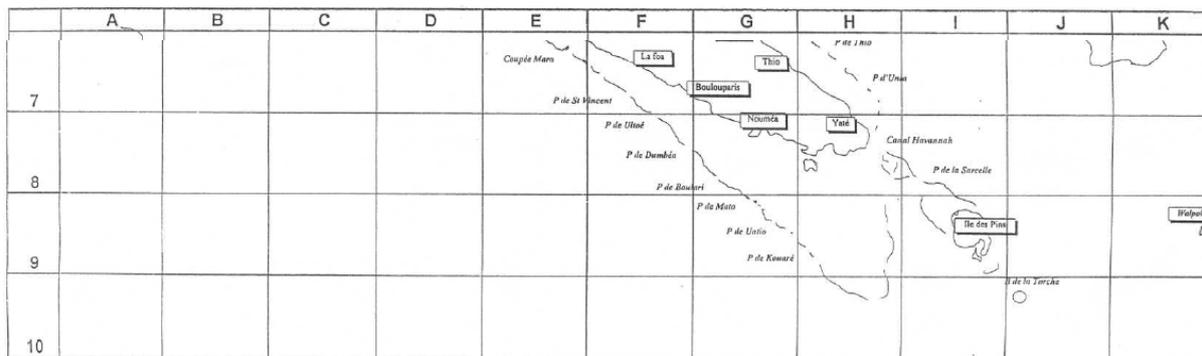


Figure 38. Maillage utilisé sur la région d'étude par le Bureau des Pêche.

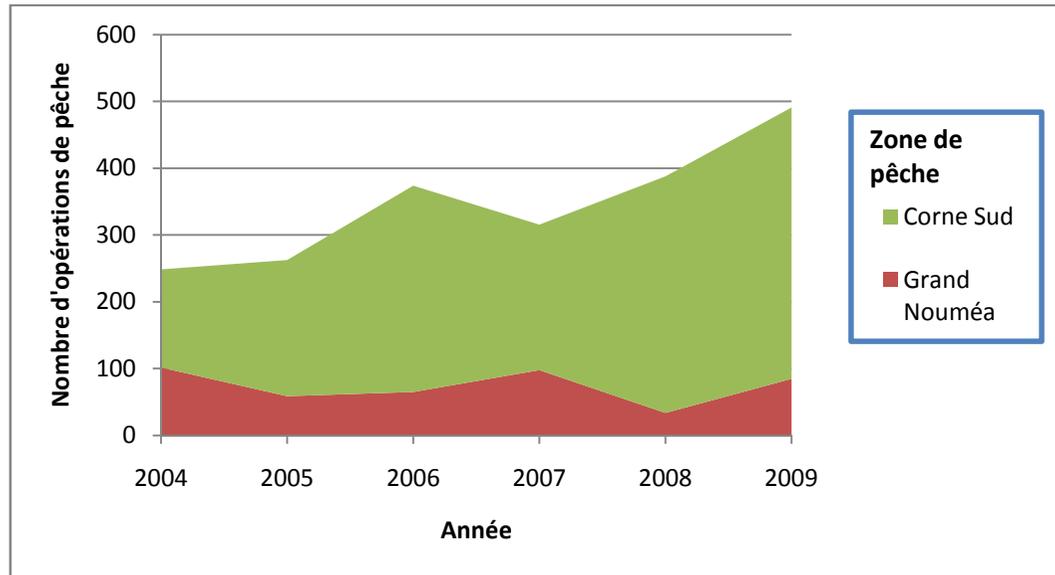


Figure 39. Evolution du nombre d'opérations de pêche par an dans la Corne Sud et le Grand Nouméa.

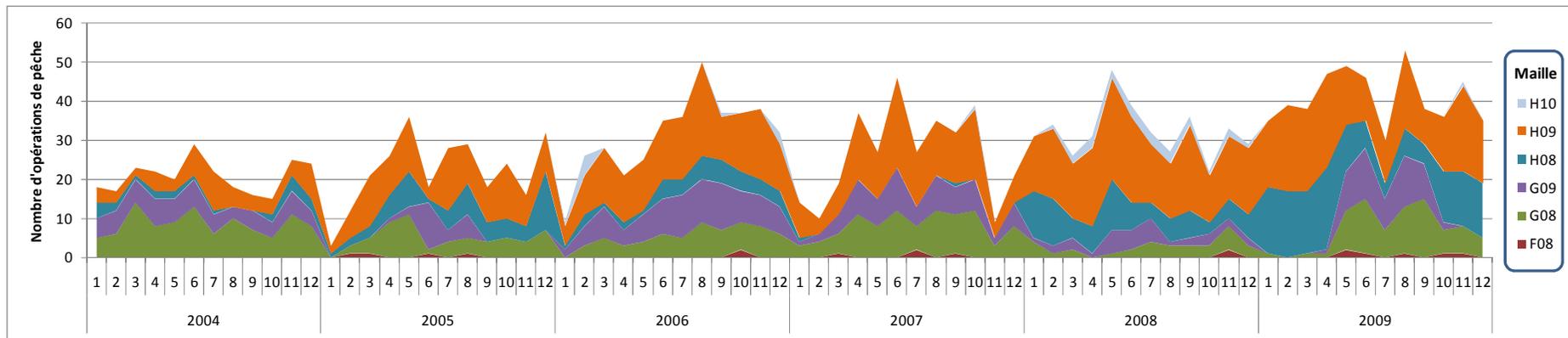


Figure 40. Evolution du nombre d'opérations de pêche par mois de chaque année en fonction de la maille géographique.

❖ Nombre de jours-navires

En ce qui concerne le nombre de jours-navires, la durée des sorties est principalement comprise entre 1 et 6 jours de pêche. Près de 70% des sorties ont une durée comprise entre 3 et 5 jours. Le nombre de jours-navires annuel montre une évolution similaire à celle du nombre d'opérations de pêche (Figure 41), mais avec des variations beaucoup plus marquées. On constate un plus faible effort de pêche en 2005 et 2007, avec environ 500 jours-navires. En revanche, en 2004 et 2006 l'effort de pêche est supérieur de 60% à 2005 et 2007, avec environ 800 jours-navires. Les années 2008 et 2009 montrent également une forte augmentation de l'effort de pêche avec plus de 1 100 jours-navires.

Les années 2004 et 2008 apparaissent différemment selon la mesure d'effort utilisée. Le nombre de jours-navires (Figure 37) montre un effort plus important pour ces 2 années comparativement aux autres années que le nombre d'opération de pêche (Figure 41).

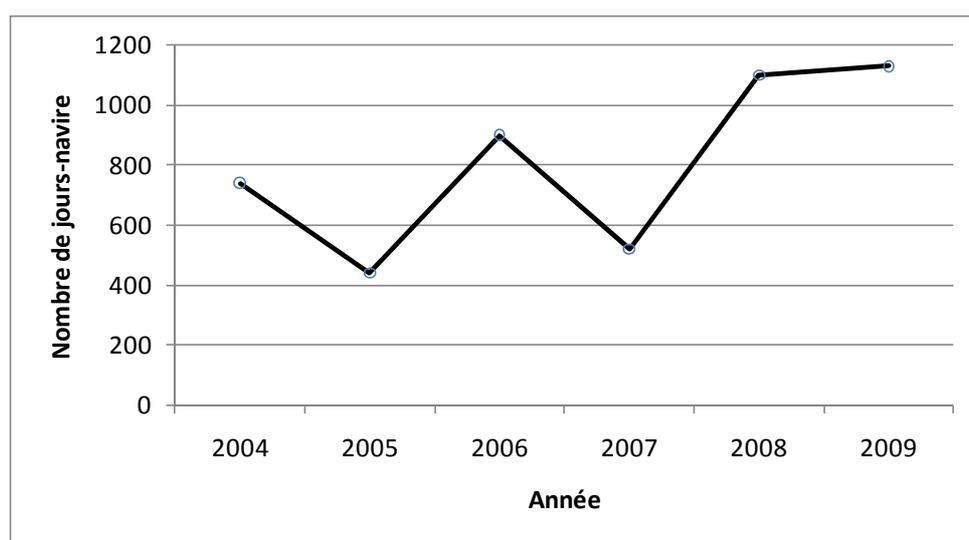


Figure 41. Evolution du nombre annuel de jours-navires entre 2004 et 2009.

L'évolution mensuelle du nombre de jours-navires fait apparaître les mêmes pics d'activité aux mois de juin et août, ainsi que des minimums en janvier et février (Figure 42). La variation d'un mois sur l'autre reste importante, notamment en 2008 et 2009.

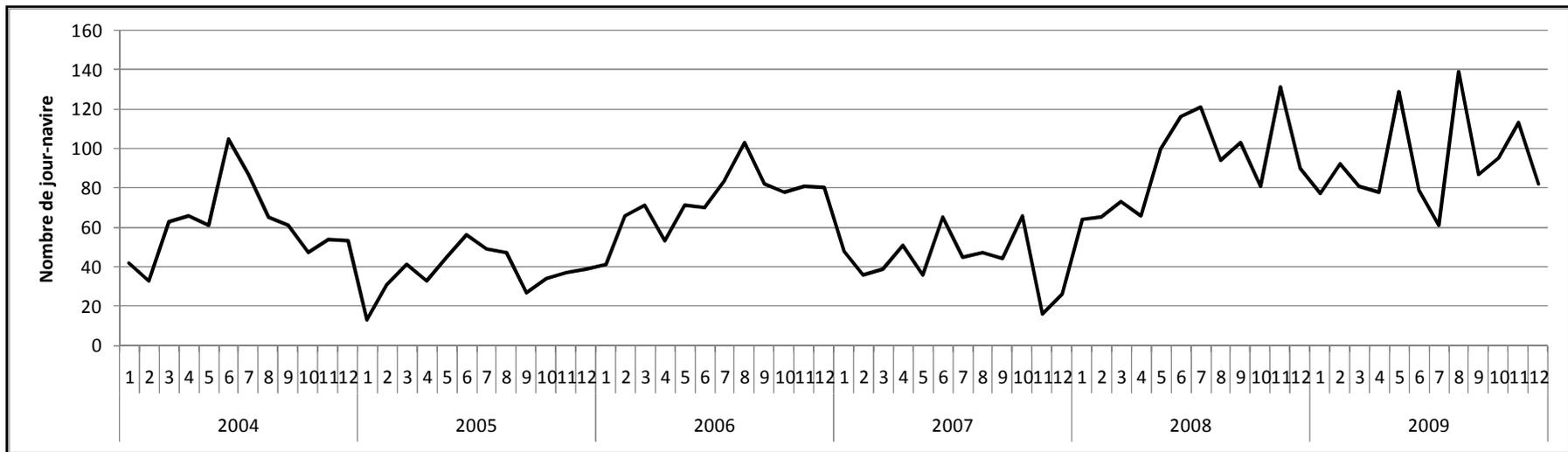


Figure 42. Evolution du nombre mensuel de jours-navires entre 2004 et 2009.

2.2.3. Les captures

L'évolution des captures est corrélée à celle de l'effort de pêche avec des maximums annuels en 2006, 2008 et 2009 (Tableau 17). Il en est de même concernant les variations mensuelles avec des pics aux mois de juin et des minimums en janvier et février (Figure 43, Figure 44 et Figure 45). Cependant, ces évolutions diffèrent selon les espèces.

L'augmentation importante de l'effort en 2008 et 2009 s'est retranscrite presque exclusivement par une augmentation des captures de Bec de cane. Les captures mensuelles ont plus que doublées après 2008 (Figure 43). Le pic d'effort constaté en août 2006 (Figure 40 et Figure 42) s'est principalement traduit par une forte augmentation des captures de Dawa, atteignant 3 tonnes au mois d'août. A l'exception de ce pic, les captures annuelles de Dawa sont restées relativement stables sur l'ensemble de la période. En ce qui concerne la Saumonée, les captures ont augmenté à partir de 2007 mais restent irrégulières. Cette évolution apparente et cette irrégularité pourraient en partie résulter des déclarations de captures faites dans la catégorie "loches" plutôt qu'au niveau de l'espèce.

En termes de saisonnalité, le Bec de cane est capturé majoritairement entre mai et août (avant et pendant le début de la saison de reproduction), avec des minimums en septembre-octobre (fin de la saison de reproduction) et mars-avril. De même le Dawa est capturé principalement en hiver entre juin et décembre (en dehors et pendant le début de la saison de reproduction) (Figure 43). Les captures de Saumonée sont très variables et aucune saison particulière n'apparaît dans les données.

Chaque espèce est capturée quasi exclusivement par un seul engin. Le Bec de cane est capturé principalement à la ligne à main avec des prises ponctuelles au filet (allant de 0 à 45% de la capture mensuelle). Le Dawa est capturé au filet. La Saumonée est capturée à la ligne à main (les captures de cette espèce au moulinet ont été assimilées à des captures à la ligne à main) et les captures au filet représentaient moins de 0.5% de la capture totale. Elles ont été considérées comme négligeables (Figure 45).

CHAPITRE III

Tableau 17. Captures annuelles (en kg) de Bec de cane, Dawa et Saumonée, issues des déclarations de pêche professionnelle.

Espèce	Année					
	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Bec de cane	11548	6852	9485	7123	22304	18778
Dawa	10555	14600	17851	6405	11315	12548
Saumonée	1674	1551	569	3727	3211	3897

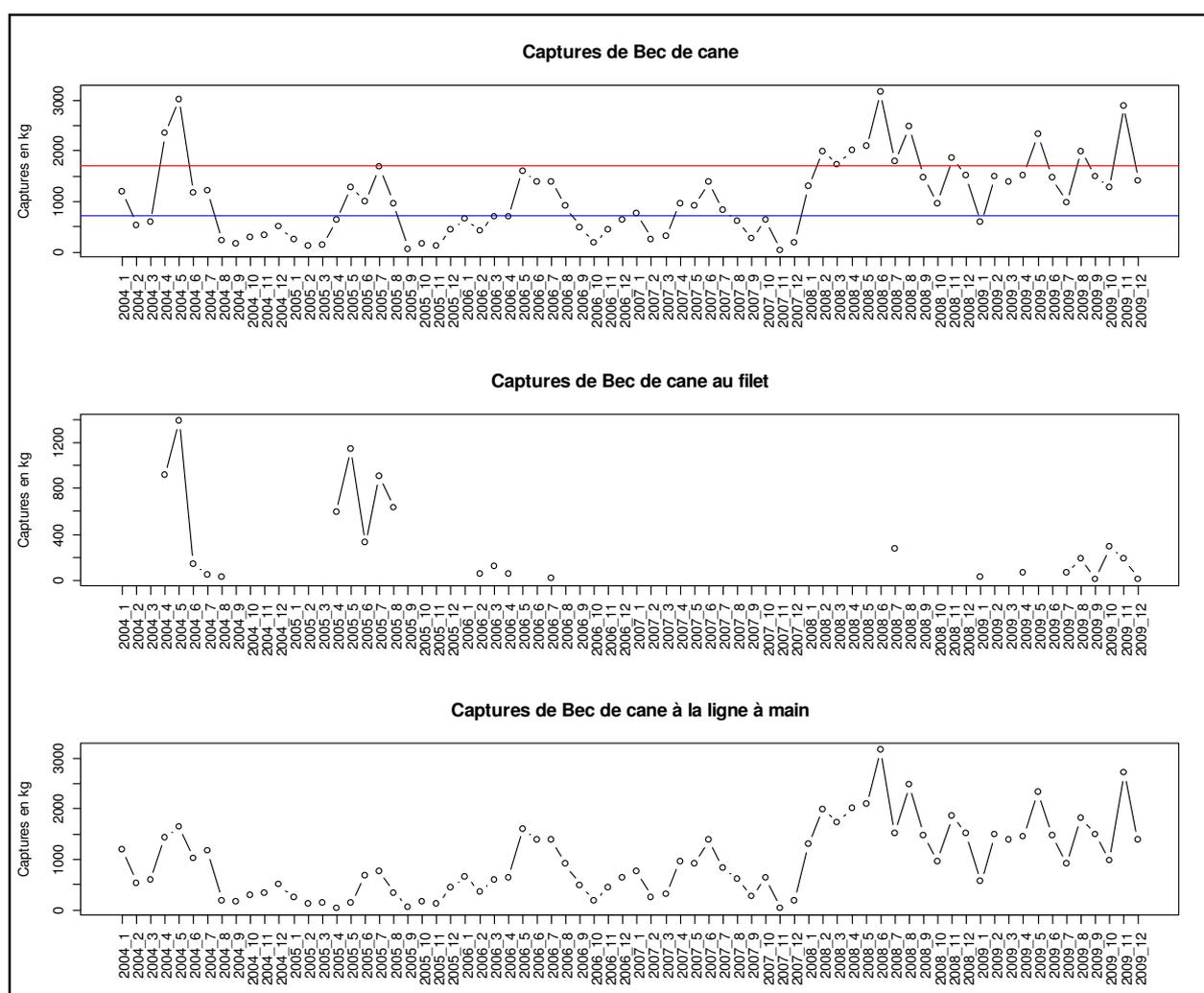


Figure 43. Déclarations de captures mensuelles (en kg) de Bec de cane de 2004 à 2009, tout engins confondus (1^{er} graphique) et selon l'engin (2^{ème} et 3^{ème} graphiques). Pour les captures de Bec de cane tout engins confondus, la capture mensuelle moyenne est indiquée en bleu pour la période 2004-2007 et en rouge pour la période 2008-2009.

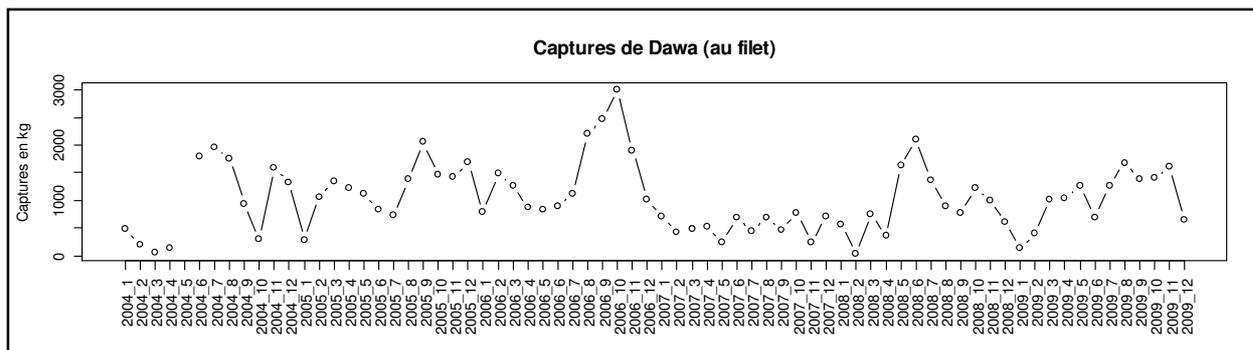


Figure 44. Déclarations de captures mensuelles (en kg) de Dawa entre 2004 et 2009. Cette espèce est capturée exclusivement au filet.

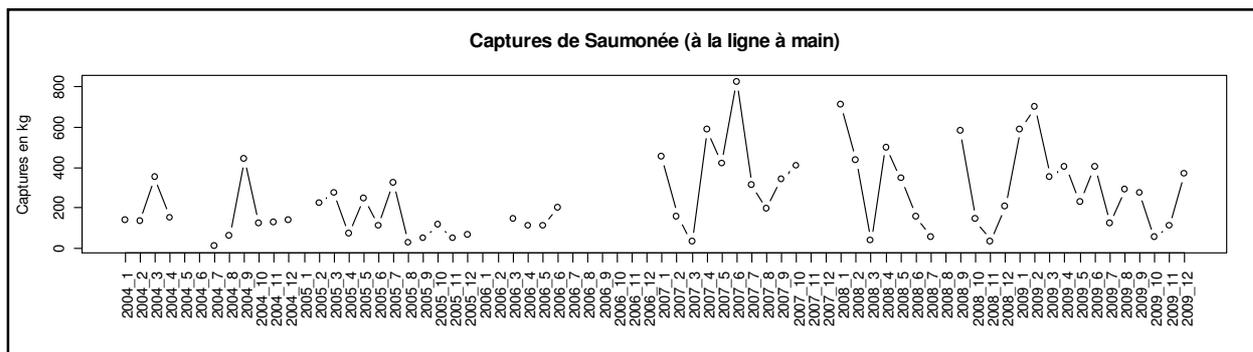


Figure 45. Déclarations de captures mensuelles (en kg) de Saumonée entre 2004 et 2009. Cette espèce est capturée quasi exclusivement à la ligne à main.

2.2.4. Résultats des enquêtes

La flottille de navires est assez homogène avec une longueur moyenne de 8.40 m (± 0.60 m), un âge du navire de 22 ans (± 10 ans) en moyenne et un équipage allant de 2 à 4 personnes. La motorisation est par contre plus variable avec des motorisations "in-bord" ou "hors-bord" simple ou double moteurs. Les pêcheurs ont indiqué fréquenter des lieux de pêche situés entre 30 et 50 miles marins du port. Cependant, un certain nombre d'entre eux établissent des campements saisonniers plus au Sud que Nouméa de manière à se rapprocher des zones de pêche (les prises sont alors acheminées à Nouméa par voie terrestre).

Les interviews ont avant tout permis d'obtenir des informations de type qualitatif sur l'effort de pêche. Les pêcheurs étaient assez septiques à l'idée de pouvoir estimer leur nombre de sorties mensuelles ou annuelles et assez réticents à délimiter leurs zones de pêche. Il ressort cependant que tous les pêcheurs ont indiqué sortir toute les semaines de l'année lorsque les conditions le permettaient, pour des sorties de 1 à 6 jours, avec

une préférence pour les sorties de 4 jours. L'ensemble des pêcheurs a indiqué qu'il existait une très grande variabilité de la fréquence, de la durée et de la localisation des sorties en fonction des conditions météorologiques sans qu'il soit possible de le quantifier.

Pour les 3 espèces qui nous intéressent dans cette étude, l'ensemble des pêcheurs interviewés ont déclaré cibler le Bec de cane, 87.5% ont déclaré cibler la Saumonée et 75% ont déclaré cibler le Dawa. Le Bec de cane est capturé majoritairement à la ligne sur des fonds meubles de 30 à 40 m de profondeur. L'utilisation du filet cible plutôt les jeunes individus sur des fonds meubles de très faible profondeur (2 à 0.5 m) avec couvert végétal. La Saumonée est capturée à la ligne (ou au moulinet) sur fonds durs (corail ou dalle) majoritairement entre 50 et 80 m de profondeur. Le Dawa est capturé exclusivement au filet sur les platiers (majoritairement le récif barrière) lors des grandes marées. Les saisons de captures déclarées par les pêcheurs sont présentées dans le Tableau 18. Ils déclarent réaliser en moyenne 60% des captures annuelles de Bec de cane et 50% des captures annuelles de Saumonées lors des 3 à 4 mois de la pleine saison (matérialisé en gris foncé dans le Tableau 18). Les pêcheurs ont déclaré pour 75% d'entre eux capturer ces 2 espèces toutes l'année. Deux niveaux de capture hors saison ont été définis qualitativement à partir des interviews. Une période où l'espèce est encore considérée comme une espèce ciblée spécifiquement (niveau de gris intermédiaire) et une saison où l'espèce est capturée mais pas ciblée spécifiquement (niveau de gris le plus clair). Aucune saison de pêche n'a été mentionnée pour le Dawa.

Tableau 18. Saisons de capture par espèce déclarées par les pêcheurs professionnels lors des interviews. Nomenclature : foncé = haute saison ; intermédiaire = moyenne saison ; clair = basse saison.

Espèces	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Bec de cane	Gris foncé					Gris foncé			Gris clair			
Saumonée	Gris clair		Gris foncé						Gris foncé		Gris foncé	
Dawa	Gris foncé											

Ces résultats corroborent très bien ce qui a été observé dans les déclarations de captures pour le Bec de cane (voir § 2.2.3). En revanche, les déclarations de captures de Saumonée n'avaient pas montré de saisonnalité, qui est pourtant bien marquée d'après

les interviews. Pour le Dawa, les déclarations de captures avaient montré une légère prédominance des captures en saison fraîche (mai à octobre), qui n'a pas été évoquée par les pêcheurs lors des interviews.

2.3.Paramétrisation du modèle

La paramétrisation a été réalisée à partir des différentes sources d'information dont nous disposons : déclarations, enquêtes et dires d'experts quand ils se sont avérés indispensables. Cette paramétrisation reflète la répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche.

2.3.1. Choix des échelles spatiale et temporelle

Les déclarations de captures sont basées sur le maillage géographique du Bureau des Pêches qui comprend 6 mailles dans la région d'étude. Deux d'entre elles (G08 et H09) représentent la quasi-totalité de la surface (Figure 46). Par ailleurs, le modèle a été structuré spatialement en tenant compte des questions qui préoccupent les gestionnaires et en fonction des connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces (voir Chapitre I). La Corne Sud constitue ainsi une zone à part entière et le Grand Nouméa est constitué de 9 zones définies selon 3 niveaux d'un gradient côte - récif barrière et 3 niveaux d'un gradient Nord-Sud (Figure 46). La précision géographique apparaît donc limitée d'un côté par l'unicité de la Corne Sud dans le modèle et de l'autre par la quasi-unicité du Grand Nouméa dans le maillage géographique du Bureau des Pêches. Les données de déclarations basées sur le maillage géographique du Bureau des Pêches ont été agrégées en 2 zones : Grand Nouméa (mailles F08 et G08) et Corne Sud (mailles H08, G09, H09 et H10).

L'échelle temporelle est le mois dans les données de captures comme dans le modèle. Par contre l'unité de temps pour la description de l'effort de pêche est le jour dans les déclarations de captures et l'heure dans le modèle (voir § 1). Les calculs d'effort de pêche se baseront sur l'unité limitante : le jour, sachant que la dynamique de la pêche s'exprime au final à l'échelle du mois dans le modèle.

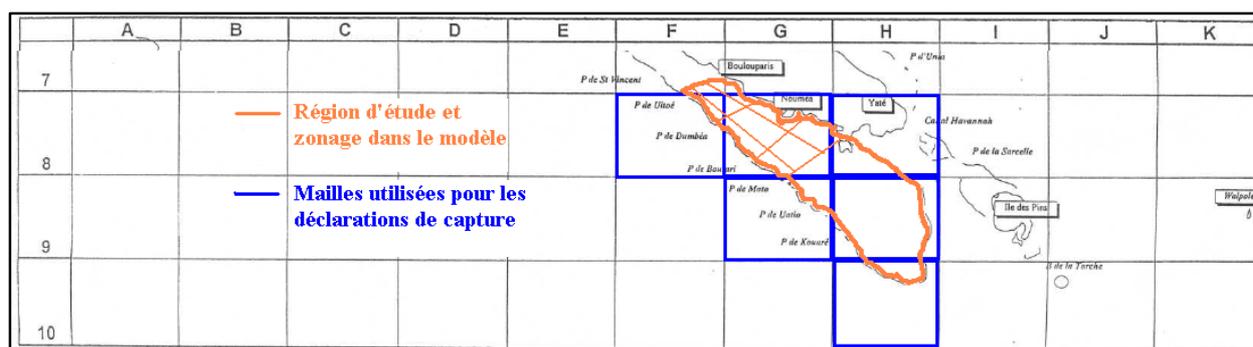


Figure 46. Délimitation de la région d'étude, des zones définies dans le modèle (orange) et des mailles de déclaration de captures prises en compte (bleu).

2.3.2. Les engins

Dans le modèle, chaque engin est caractérisé par 4 paramètres : l'unité de mesure d'effort, le paramètre technique, le facteur de standardisation et la sélectivité par rapport à chaque espèce (Tableau 14). Deux engins différents ont été identifiés d'après les données de captures et correspondent à ceux mentionnés par les pêcheurs lors des enquêtes : la ligne à main et le filet maillant.

❖ L'unité de mesure d'effort

D'après les interviews des pêcheurs, la taille et le nombre d'hameçons sur une ligne sont adaptés en fonction de la taille des poissons ciblés. Plus les poissons sont petits plus les hameçons sont petits et plus il y en a, et plus les poissons sont gros plus les hameçons sont gros et moins il y en a. Ce nombre d'hameçons serait majoritairement compris entre 1 et 5. Pour les filets, la longueur utilisée dépend de la topographie du site. Rappelons qu'en Province Sud, la réglementation prohibe pour la pêche professionnelle "la détention ou la mise en œuvre à partir d'un même navire d'une longueur totale de filets excédant 1 000 mètres et d'une chute excédant 1.50 m" et que le nombre d'hameçons n'est pas réglementé.

Ces informations ne sont pas renseignées par les pêcheurs dans leurs déclarations de captures. Nous avons donc fait l'hypothèse pour la ligne à main qu'elles avaient toutes le même nombre d'hameçons et pour les filets, qu'ils avaient tous la même longueur.

L'unité temporelle d'effort n'est pas connue avec précision dans les données de déclarations (voir § 2.1). L'unité de temps est le jour via le nombre de jours lors de la sortie. Au final, l'unité de mesure utilisée sera 1 engin/jour de pêche.

❖ Le paramètre technique

Dans le modèle, il s'agit d'un paramètre qui affecte la capacité de l'engin à capturer, permettant notamment de tester l'effet d'une réglementation imposant un changement de caractéristique technique de l'engin. Il s'agit pour la ligne à main du type et de la taille d'hameçon, et pour les filets, de la taille de la maille. Ces deux caractéristiques affectent la sélectivité de l'engin (par exemple un hameçon plus grand ou une maille de filet plus grande capture moins de petits individus). Parmi les caractéristiques citées précédemment, seule la taille de la maille est soumise à réglementation pour la pêche professionnelle en Province Sud, où elle doit être comprise entre 45 et 100 mm. Dans les faits, la quasi-totalité des pêcheurs concernés utilisent la maille minimale de 45 mm. Par ailleurs, le type et la taille des hameçons utilisés varient en fonction des espèces et de la taille des individus ciblés. Ces informations n'étant pas renseignées par les pêcheurs dans leurs déclarations, nous nous sommes appuyés sur l'hypothèse que toutes les lignes à main d'une part et tous les filets d'autre part étaient identiques. Ce choix implique que toutes les lignes à main ont la même sélectivité, ainsi que tous les filets.

❖ Le facteur de standardisation

Ce paramètre a été estimé conjointement pour les pêches professionnelle et plaisancière. La méthode et les résultats en sont présentés au § 0.

❖ La sélectivité

Aucune référence précise n'a été trouvée concernant la sélectivité des engins pour la capture des espèces étudiées dans cette étude. Par conséquent, les valeurs de sélectivité ont été fixées à partir de sélectivités type ou évaluées pour des engins et des espèces similaires (Hamley, 1975 ; Bertrand, 1988 ; MacLennan, 1992 ; Millar, 1992 ; Millar & Holst, 1997 ; Sparre & Venama, 1998), ainsi qu'à dire d'expert.

Pour la ligne à main la sélectivité augmente habituellement fortement avec la taille de l'individu jusqu'à une taille optimum puis diminue ensuite légèrement. Concernant le filet maillant, la sélectivité est dépendante de la maille, mais aussi de la forme de l'espèce et de son comportement. La sélectivité augmente habituellement aussi avec la taille puis diminue fortement à partir d'une certaine taille. Cependant, les pêcheurs utilisent des mailles petites par rapport à la hauteur des espèces ciblées, ce qui conduit à une sélectivité élevée même pour de petites tailles. D'autre part, pour la capture de

Bec de cane, les individus sont généralement rabattus dans le filet par les pêcheurs, ce qui conduit à une sélectivité élevée même pour les grands individus. Pour le Dawa, sa morphologie rigide et rugueuse ainsi que la présence de fortes épines dorsales et ventrales entraîne une sélectivité élevée même chez les grands individus.

Les valeurs établies pour ces paramètres sont synthétisées dans le Tableau 19.

Tableau 19. Synthèse des paramètres relatifs aux engins utilisés par les professionnels.

	Filet maillant	Ligne à main
Unité de mesure	1 engin/jour de pêche	1 engin/jour de pêche
Facteur de standardisation	0.567	1
Sélectivité		
<i>Lethrinus nebulosus</i>	≤ 10 cm = 0 10-40 cm = 0.9 > 40 cm = 0.8	≤ 10 cm = 0 10 - 20 cm = 0.3 20 - 40 cm = 0.8 > 40 cm = 0.7
<i>Plectropomus leopardus</i>	0	≤ 30 cm = 0 30 - 40 cm = 0.2 40-60 cm = 0.7 > 60 cm = 0.6
<i>Naso unicornis</i>	≤ 10 cm = 0 10 - 50 cm = 0.95 > 50 cm = 0.85	0

2.3.3. Les types de sorties

Une sortie se caractérise par sa durée (Tableau 14), qui est utilisée pour calculer l'effort de pêche par mois. Comme nous l'avons déjà vu, les durées sont renseignées uniquement en nombre de jours de pêche par sortie dans les déclarations de captures (voir § 2.1). Ces durées ont été considérées comme des temps de pêche effectifs, c'est-à-dire que les temps de trajet ont été négligés. Sous cette hypothèse, si l'activité d'un mois t est répartie en 1 sortie de n jours ou en n sorties de 1 jour n'a pas d'influence sur le calcul de l'effort correspondant. Par défaut d'information dans les déclarations, la durée d'une sortie a été fixée à 3.5 h, ce qui correspond au temps de pêche effectif moyen d'un pêcheur plaisancier (voir § 3.3.2). En fixant une même durée de sortie pour les pêcheurs professionnels et plaisanciers, cela nous amène en réalité à considérer la journée de pêche comme unité de mesure du temps de l'effort de pêche pour comparer pêcheurs professionnels et plaisanciers (voir calcul des facteurs de ciblage au § 0).

2.3.4. Les types de navires

Les types de navires ont été déterminés à partir des interviews de pêcheurs. En raison de l'homogénéité des caractéristiques des navires utilisées (voir § 2.2.4), une seule catégorie a été retenue. Les temps de trajet ont été rendus négligeables dans le modèle, en imposant une vitesse de déplacement des navires artificiellement très élevée (égale à 10^9).

2.3.5. Les métiers

Les métiers sont définis par le croisement d'une saison de pêche, d'une zone de pêche et d'un engin de pêche, auxquels est associé un facteur de ciblage pour chaque espèce.

Les saisons permettent de tenir compte d'un métier qui ne serait pratiqué qu'une partie de l'année ou différemment en fonction des saisons. L'analyse exploratoire des données ayant permis de montrer que chacune des trois espèces était capturée toute l'année (Figure 43) et que les deux zones de pêche (Grand Nouméa et Corne Sud) étaient fréquentées toute l'année (Figure 40), une seule saison de pêche incluant tous les mois de l'année a été constituée. Les variations mensuelles de l'effort de pêche des flottilles sont décrites par les stratégies (voir § 2.3.7).

La définition des zones de pêches de chaque métier prend à la fois en compte une distinction géographique (Grand Nouméa et la Corne Sud) et une distinction de biotope. Le biotope différencie les zones de récifs des zones de fond de lagon. Cette différenciation a permis de prendre en considération les habitats de vie des trois espèces (voir Chapitre II). Il en résulte que 2 espèces ayant des biotopes de vie différents ne peuvent être capturées au même endroit au même moment. Sur les zones de récifs seuls *P. leopardus* et *N. unicornis* peuvent être capturés, et sur les fonds de lagon seul *L. nebulosus* peut être capturé. Les captures de *P. leopardus* et de *L. nebulosus* à la ligne sont donc réalisées par des métiers distincts, ainsi que les captures de *N. unicornis* et *L. nebulosus* au filet.

Les 2 zones du lagon, les 2 biotopes et les 2 techniques de pêche ont abouti à la création de 8 métiers présentés dans le Tableau 20. L'estimation des facteurs de ciblage a été réalisée conjointement pour les pêches professionnelle et récréative ; elle est présentée

au § 0. Les valeurs obtenues ont été reportées dans le Tableau 20 ci-dessous afin de rassembler la totalité de l'information concernant les métiers.

CHAPITRE III

Tableau 20. Synthèse des paramètres relatifs aux métiers de la pêche professionnelle.

Nom	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
Engin utilisé	Filet	Ligne à main	Filet	Ligne à main	Filet	Ligne à main	Filet	Ligne à main
Zones	Corne Sud	Corne Sud	Grand Nouméa	Grand Nouméa	Corne Sud	Corne Sud	Grand Nouméa	Grand Nouméa
Biotope	Récif	Récif	Récif	Récif	Fond meuble	Fond de lagon	Fond meuble	Fond de lagon
Espèces capturables	<i>N. unicornis</i>	<i>P. leopardus</i>	<i>N. unicornis</i>	<i>P. leopardus</i>	<i>L. nebulosus</i>	<i>L. nebulosus</i>	<i>L. nebulosus</i>	<i>L. nebulosus</i>
Facteur de ciblage (FCib_{met})								
<i>L. nebulosus</i>	---	---	---	---	≤ 40 cm = 0.1121 > 40 cm = 0.0560	≤ 30 cm = 0.0560 > 30 cm =0.1121	≤ 40 cm = 0.3735 > 40 cm = 0.1868	≤ 30 cm = 0.1868 > 30 cm =0.3735
<i>P. leopardus</i>	---	≤ 40 cm = 0.0018 > 40 cm =0.0036	---	≤ 40 cm = 0.0324 > 40 cm =0.1808	---	---	---	---
<i>N. Unicornis</i>	≤ 30 cm = 0.0200 > 30 cm =0.0400	---	≤ 30 cm = 0.5000 > 30 cm =1.0000	---	---	---	---	---

2.3.6. Les flottilles

La majorité des navires étant basés à Nouméa et les temps de trajet n'étant pas pris en compte, l'hypothèse a été faite que tous les navires professionnels étaient basés dans un même port (Nouméa). Un seul type de navire ayant été constitué (voir § 2.3.4), une seule flottille a été créée dans le modèle pour la pêche professionnelle.

Le nombre de navires de la flottille a été déterminé comme le nombre d'unités ayant déclaré des captures au moins une fois en 2008 ou 2009, soit 32 navires.

Les paramètres caractérisant la flottille sont le nombre d'opérations de pêche par jour et le nombre d'engins utilisés. Ces informations ne sont pas renseignées dans les données de déclaration. L'effort a donc été calculé à l'échelle de la journée de pêche, ce qui implique de considérer l'effort comme étant issu d'une opération de pêche unique utilisant un seul engin au cours d'une journée. Le Tableau 21 synthétise l'ensemble des caractéristiques de la flottille de pêcheurs professionnels.

Tableau 21. Les paramètres relatifs à la flottille de pêche professionnelle.

Nom	Professionnelle
Type de navires	Professionnel
Port	Nouméa
Nombre	32
Métiers pratiqués	Tous
Engin ligne à main	
Nombre d'opérations par jour ($NbOp_{met}$)	1
Nombre d'engins ($NbEng_{met}$)	1
Engin filet maillant	
Nombre d'opérations par jour ($NbOp_{met}$)	1
Nombre d'engins ($NbEng_{met}$)	1

2.3.7. Les stratégies

Différentes analyses exploratoires et une typologie des sorties en mer ont montré qu'il n'y avait pas de stratégies bien distinctes en terme de saisonnalité, d'espèce, de zone (maillage de déclaration) ou même de métier pratiqué. Afin d'obtenir une structuration relativement simple de la pêche professionnelle dans le modèle, seul le critère le plus discriminant a été choisi pour distinguer les navires entre eux : le taux d'activité. La distribution du nombre de jours d'activité par bateau en 2008 et 2009 fait apparaître 2

groupes de navires, le premier avec une moyenne de 113 jours de mer sur 2 ans et le second à presque 200 jours de mer (Figure 47). Un seuil de 150 jours de mer a été fixé afin de distinguer des pêcheurs que nous appellerons "réguliers" et "occasionnels".

Deux stratégies ont ainsi été définies. Cinq navires (16%) sont apparus comme des pêcheurs réguliers et cumulent ensemble 1 329 jours de mer sur 2 ans, et 27 navires (84%) ont été considérés comme des pêcheurs occasionnels avec un cumul de 888 jours de mer sur la même période.

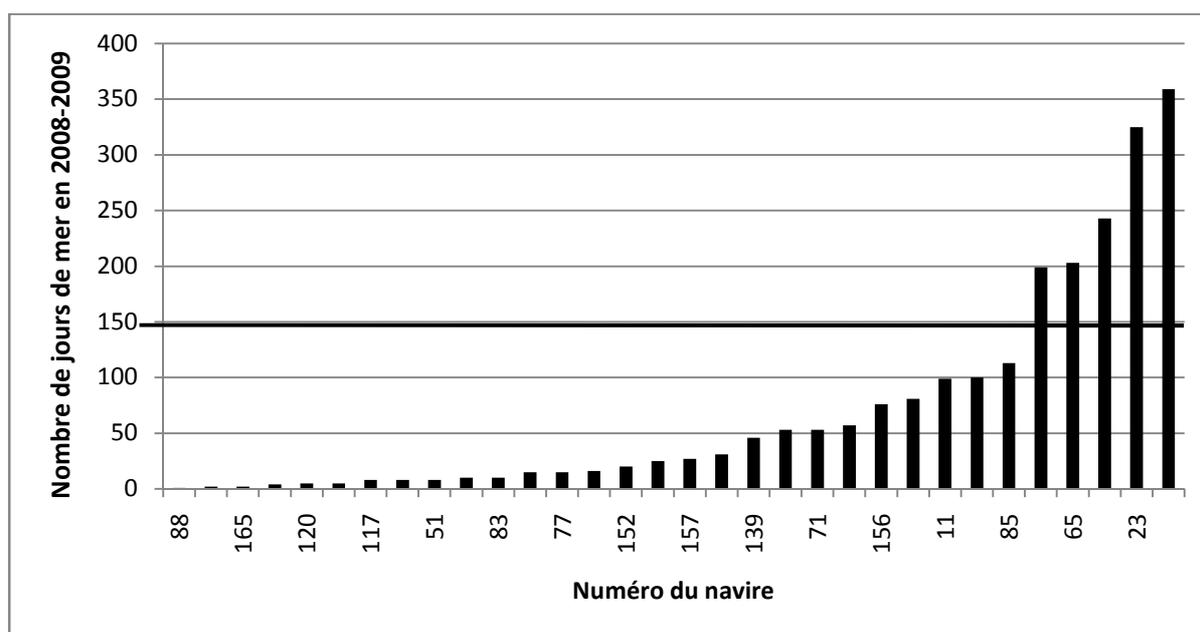


Figure 47. Nombre de jours de mer par navire sur 2 ans entre 2008 et 2009. La ligne horizontale matérialise la limite entre pêcheurs occasionnels et réguliers. Les numéros de navires ont été attribués aléatoirement et ne permettent pas leur identification.

❖ Nombre de jours d'activité par mois

Afin de définir les variations mensuelles de l'effort de pêche au sein d'une stratégie, nous avons calculé pour chacune d'elles un nombre de jours de pêche par mois ainsi que la répartition de l'effort entre les différents métiers. Ces valeurs ont été calculées de la façon suivante :

$$NbJpeche_{t,str} = \frac{\sum_{2008-2009} JP_{t,str}}{2 * NbNav_{str}} \tag{54}$$

Où $Nbjpeche_{t, str}$ est le nombre de jours de pêche par navire de la stratégie str au mois t . $JP_{t, str}$ est le nombre de jours de pêche déclarés au mois t par l'ensemble des navires la stratégies str . $NbNav_{str}$ est le nombre de navires de la stratégie str . Un facteur 2 intervient dans la division car la somme des $JP_{t, st}$ est faite sur deux années (2008 et 2009). Les valeurs obtenues (Tableau 22) montrent un effort avec des variations de $\pm 17\%$ autour de la moyenne annuelle (11 jours de pêche par mois) pour la stratégie "réguliers" et une variation de $\pm 56\%$ autour de la moyenne annuelle (1.4 jours de pêche par mois) pour la stratégie "occasionnels", ce qui correspond aux observations faites au § 2.2.2.

Tableau 22. Proportion de la flottille représentée par chaque stratégie et nombre de jours de pêche par mois.

Nom	Flottille proportion de la flottille ($P_{nav, str}$)	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	
Régulier	Pro.	0.16	11.1	10	12.1	10.3	11.4	11.2	9.7	13	11.1	10.6	13.2	9.2
Occasionnel	Pro.	0.84	0.6	1.1	0.6	0.8	2.2	1.6	1.6	1.9	1.5	1.3	2.2	1.5

❖ Proportion d'effort par mois et par métier

Pour les navires de la stratégie str , la proportion par mois est calculée de la manière suivante :

$$P_{t, met, str} = \frac{Nbjpeche_{t, met, str}}{Nbjpeche_{t, str}} \tag{55}$$

Où $Nbjpeche_{t, met, str}$ est le nombre de jours de pêche déclarés au mois t pour le métier met par les pêcheurs de la stratégie str . Voir le Tableau 23 et le

Tableau 24 pour les valeurs.

CHAPITRE III

Tableau 23. Répartition de l'effort entre les métiers pour la stratégie pêcheurs "réguliers".

Métier	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
M1	0.01	0.03	0.18	0.19	0.24	0.21	0.17	0.16	0.12	0.15	0.1	0.03
M2	0.42	0.31	0.21	0.24	0.16	0.17	0.07	0.08	0.16	0.07	0.13	0.29
M3	0.04	0	0	0	0.02	0.03	0.09	0	0	0	0	0
M4	0	0	0	0	0.04	0.09	0.07	0.08	0.09	0.03	0	0
M5	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0.04	0	0	0.01	0
M6	0.44	0.66	0.61	0.57	0.49	0.41	0.45	0.56	0.51	0.66	0.72	0.63
M7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M8	0.08	0	0	0	0.05	0.09	0.14	0.08	0.12	0.09	0.04	0.05
Total	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Tableau 24. Répartition de l'effort entre les métiers pour la stratégie pêcheurs "occasionnels".

Métier	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
M1 Filet Corne Sud Récif	0	0.05	0.21	0.46	0.27	0.39	0.27	0.31	0.07	0.38	0.15	0.21
M2 Ligne à main Corne Sud Récif	0.44	0.32	0	0.23	0.11	0.04	0.03	0	0.19	0.14	0.02	0.09
M3 Filet Grand Nouméa Récif	0	0.01	0.1	0	0.01	0.04	0	0.12	0.22	0.24	0.23	0.13
M4 Ligne à main Grand Nouméa Récif	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M5 Filet Corne Sud Fond de lagon	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0.17	0.09	0
M6 Ligne à main Corne Sud Fond de lagon	0.56	0.62	0.61	0.23	0.46	0.45	0.50	0.33	0.49	0.07	0.25	0.38
M7 Filet Grand Nouméa Fond de lagon	0	0	0	0.08	0	0	0.07	0	0.02	0	0.03	0.05
M8 Ligne à main Grand Nouméa Fond de Lagon	0	0	0.08	0	0.16	0.08	0.13	0.21	0.01	0	0.23	0.14
Total	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

2.4. Schéma synthétique de l'activité de pêche professionnelle

La Figure 48 résume la structure de l'activité de pêche professionnelle dans le sous-modèle d'exploitation.

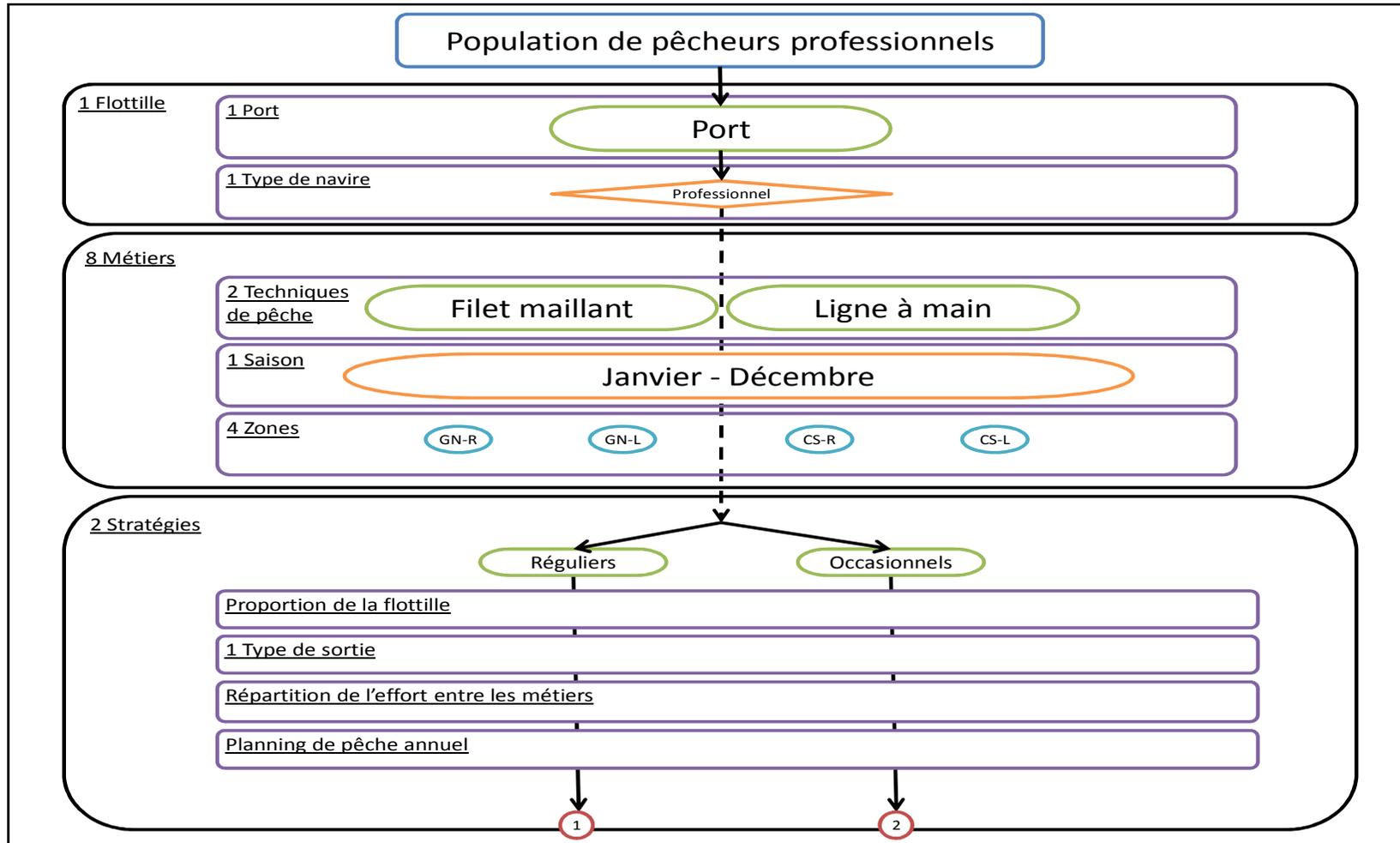


Figure 48. Schéma synthétique de la structure de l'activité de pêche professionnelle. Pour les zones, les abréviations sont les suivantes : GN (Grand Nouméa) ; CS (Corne Sud) ; R (récif) ; L (fond de lagon).

3. La pêche plaisancière

Il convient tout d'abord, de préciser quelles activités sont entendues par pêche plaisancière. La pêche dite récréative et la pêche dite vivrière ne constituent pas des activités parfaitement distinctes. Leur différenciation sur le terrain est parfois subjective et il n'est pas facile de catégoriser les pêcheurs selon ce critère. Ces deux activités n'ont pas été distinguées dans la présente étude. Nous avons opposé pêche plaisancière à pêche professionnelle, c'est-à-dire que la pêche plaisancière inclut toutes les activités de pêche qui ne constituent pas officiellement une activité professionnelle, y compris la pêche à vocation économique non déclarée. Cette dernière reste cependant difficilement quantifiable en raison de son caractère illégal. Rappelons également que par définition, la pêche plaisancière ne comprend pas la pêche exercée depuis le bord de mer, sans le moyen d'un navire.

A l'inverse de la pêche professionnelle, les pêcheurs plaisanciers ne sont pas tenus de déclarer leurs captures et leur activité n'est pas suivie de façon systématique. Cette activité a été décrite par Virly (2000) lors d'une étude réalisée à l'échelle de toute la Nouvelle-Calédonie, basée sur des données recueillies en 1998 et 1999. Cependant, cette étude n'a pas pu être utilisée car l'échelle de description n'est pas adaptée à la présente étude. De plus, la situation démographique dans la zone d'étude a largement évolué depuis. Plus récemment, des relevés de fréquentation et des enquêtes ont été réalisées par Jollit en 2004-2005 (Jollit, 2010). Bien que constituant une analyse spatialisée de l'effort de pêche dans la région d'étude, cette étude n'a pas pu être utilisée dans son intégralité car les résultats ont été disponibles trop tardivement par rapport au travail en cours. Une partie des données brutes issues de ces enquêtes a cependant pu être analysée afin de compléter certaines données manquantes de la présente étude.

La paramétrisation du sous-modèle pour la pêche plaisancière s'est essentiellement appuyée sur les relevés de fréquentation et les enquêtes de pêche réalisés avant et pendant la présente étude (entre 2008 et 2010), en lien avec le projet PAMPA (voir § suivant).

Ce travail de terrain ayant été mené uniquement de jour dans la région du Grand Nouméa, l'activité de pêche plaisancière sera décrite dans un premier temps

uniquement pour cette période de la journée et dans cette zone. La pêche plaisancière dans la zone de la Corne Sud et la pêche de nuit seront décrites dans un deuxième temps.

3.1.Démarche de paramétrisation

La pêche plaisancière dans la zone d'étude est une activité très diverse et beaucoup moins structurée que la pêche professionnelle. Par construction, dans le modèle ISIS-Fish la pêche doit être très structurée en d'activités-types. Il est donc apparu nécessaire de réaliser une typologie de l'activité des pêcheurs plaisanciers.

L'objectif de cette étude n'était pas de produire une analyse de la pêche plaisancière à partir des données de terrain, mais d'utiliser celles-ci afin de modéliser l'activité de pêche en cohérence avec la structure du modèle ISIS-Fish. Ce travail a donc consisté à décrire les pêcheurs plaisanciers et leurs comportements afin de les regrouper en catégories. Afin d'identifier la structure de la pêche plaisancière et de l'intégrer dans le modèle ISIS-Fish, les éléments structurants du modèle ont été repris (Figure 34) et utilisés lors de l'analyse.

Une première analyse des données de pêche du jour, issues des questionnaires a permis de mettre en évidence des profils de capture et d'y associer des techniques de pêche et des zones de pêche. Cette analyse a permis de décrire l'activité telle qu'elle se pratique et de définir **les métiers** dans le modèle. Ensuite, à partir des données de fréquentation, des groupes de pêcheurs ont été formés en prenant en compte les caractéristiques de leur embarcation et leur lieu de résidence, afin de constituer les **flottes**. Enfin, en combinant les données sur la pratique habituelle de la pêche, issues des questionnaires, et les données de fréquentation, les **stratégies** de pêche ont pu être déterminées. Les valeurs des paramètres ont été calculées par des moyennes sur les catégories de pêcheurs.

3.2. Protocole de l'étude de terrain

Dans le volet Néo-Calédonien du projet PAMPA, deux études concernant la pêche plaisancière ont été mises en place simultanément à partir de 2008 sur la région du Grand Nouméa : l'étude de la fréquentation et l'interview de pêcheurs plaisanciers. A partir de 2009 ce travail de terrain a fait partie intégrante de la présente thèse. Ces sorties se sont poursuivies jusqu'en avril 2010. L'ensemble des données récoltées de 2008 à 2010 a été utilisé dans la présente étude.

3.2.1. Le référentiel spatial

La première phase des actions de terrain s'est déroulée entre mars 2008 et février 2009 dans la région du Grand Nouméa entre les îlots Mba et Rédika, permettant de couvrir la majorité des récifs et îlots de la zone (Figure 49). Lors de la seconde phase (mars 2009 à avril 2010), la zone de relevé a été étendue afin de correspondre à la région d'étude définie dans le cadre de cette thèse. Toutefois il était impossible de couvrir la Corne Sud dans un temps raisonnable avec les moyens navigants disponibles. Par conséquent, la zone de relevé a été élargie de la passe de Uitoé au Nord (limite nord du modèle) à la passe de Mato au Sud (Figure 49). Cette zone correspond à la principale aire de fréquentation des plaisanciers du Grand Nouméa (Païta, Dumbéa, Nouméa, Mont Dore).

Etant donné la taille de la zone à couvrir, deux circuits ont été établis et réalisés alternativement afin de parcourir l'ensemble de la zone d'étude. Lors de la première phase de terrain, le circuit Nord d'une distance moyenne de 100 km (54 milles marins) passait par les sites remarquables suivants : baie Maa, îlot Lange, îlot grand Pandanus, îlot petit Pandanus, îlot Mba, îlot Mbo, îlot Mbe Kouen, grand récif Mbere, passe de Dumbéa, îlot Signal, récif Larégnère, îlot Larégnère, îlot sable, récif Senez et récif Seiche Croissant. Le circuit Sud d'une distance moyenne de 115 km (62 milles marins) passait par les sites suivant : baie Sainte Marie, îlot Charron, îlot Bailly, îlot Porc Epic, Bancs du Nord, Bancs de l'Ouest, îlot Mbé, îlot Rédika, îlot Atiré, îlot Amédé, récif Snark, Grand récif Aboré, îlot Goélands, récif Crouy, îlot Maitre. Lors de la seconde phase, le circuit Nord a été agrandi avec les récifs No, Ti, les îlots Goldfield, Moro, la passe de Uitoé et le Grand récif de l'Annibal. Le circuit Sud a été complété par les récifs Uimé, la passe de

Mato et le Grand récif Kué. Ces nouveaux circuits Nord et Sud représentaient respectivement des parcours de 148 et 185 km en moyenne (soit 80 et 100 milles marins).

Les réserves de la pointe du Kuendu, de Ricaudy et de l'île aux Canards, ainsi que les récifs frangeants et le fond des baies de Port Laguerre, Dumbéa et Boulari n'ont pas été suivis lors de cette étude (Figure 49). L'éventuelle activité de pêche plaisancière dans ces zones n'a pas été prise en compte. Il y a 3 raisons à cela, 1) les activités liées aux AMP attenantes à la ville de Nouméa sont considérées différemment par les gestionnaires, 2) certaines parties du lagon étaient peu accessibles, et 3) la surface à couvrir aurait été trop importante pour être parcourue en une seule sortie.

Des enquêtes de pêche dans les tribus de la région d'étude devaient être menées dans le cadre de cette thèse afin de décrire une activité de pêche principalement vivrière. Ces enquêtes n'ont cependant pas pu être réalisées pour des raisons de calendrier. L'activité de pêche correspondante n'a donc pas été prise en compte dans la présente étude. Cependant, les principales espèces ciblées appartiennent *a priori* aux familles des Siganidés et des Mugilidés, et ne concernent donc pas le Bec de cane, la Saumonée et le Dawa. Pour ces 3 espèces, les pêcheurs exerçant à partir de navires et fréquentant la région du Grand Nouméa ont pu être rencontrés lors des relevés de fréquentation et des enquêtes en mer. Le manque d'information est probablement plus important concernant les pêcheurs de l'île Ouen qui fréquentent la Corne Sud.



Figure 49. Cartographie de la région d'étude lors des relevés de fréquentation et enquêtes de pêche. Les abréviations des sites remarquables du lagon sont les suivant : MO (Moro) ; GOLD (îlot Goldfield) ; LA (îlot Lange) ; GP (îlot Grand Pandanus) ; PP (îlot Petit Pandanus) ; BA (îlot Mba) ; BO (îlot Mbo) ; BK (Mbe Kouen) ; MAA (baie Maa) ; SI (îlot Signal) ; RL (récif Larégnère) ; LAR (îlot Larégnère) ; SC (Seiche Croissant) ; MA (îlot Maître) ; CR (récif de Crouy) ; GO (île aux Goélands) ; BSM (baie Sainte Marie) ; BY (îlot Bailly) ; CH (îlot Charron) ; PE (îlot Porc Epic) ; BCN (4 bancs du Nord) ; BCO (4 bancs de l'Ouest) ; SN (récifs Snark) ; AM (îlot Amédée) ; AT (îlot Atire) ; RK (îlot Rédika) ; UI (récif Uimé).

3.2.2. Les sorties

A de rares exceptions près, toutes les sorties en mer ont débuté entre 6h et 9h. Quelques tests ont été réalisés avec un départ en fin de matinée ou en début d'après midi. Ces derniers ont confirmé que les activités plaisancières étaient mieux perceptibles lors de la première moitié de la journée, notamment la pêche. Les lieux de départ étaient situés aux rampes de mise à l'eau de la baie de l'Orphelinat pour le circuit Nord et de la Côte Blanche pour le circuit Sud. Les circuits ont été réalisés aléatoirement dans les sens horaire et antihoraire.

Au cours d'une sortie, la quasi-totalité des récifs et îlots constituant l'un ou l'autre des circuits étaient approchés. Dans le cas des récifs barrière, des passes ou de certains îlots et récifs isolés, le site était observé à distance (à l'aide de jumelles si nécessaire), avant d'être approché si la présence de bateaux était avérée. Le temps nécessaire à la réalisation de l'un ou l'autre des circuits variait fortement en fonction du nombre de bateaux rencontrés et des conditions météo (force du vent et état de la mer). Ce temps de parcours a varié de 1h00⁴⁰ à 10h00, avec une moyenne de 5h30. Lors de chaque sortie, des informations contextuelles ont été relevées, à savoir : l'heure de départ et l'heure d'arrivée, le type de jour (semaine, week-end, vacances scolaires et jours fériés), la météo générale, la nébulosité, la direction et la force du vent, et la phase lunaire. Les échelles et codifications de chaque information contextuelle sont présentées en Annexe 8.

Au total, 173 sorties ont été réalisées par 4 enquêteurs différents, entre début 2008 et mi-2010. Les deux premiers enquêteurs ont travaillé ensemble les 4 premiers mois de l'étude grâce aux moyens navigants de la Province Sud et de l'IRD. A partir de 2009, les sorties ont été réalisées à partir de bateaux de location. Soixante et une sorties ont été réalisées dans le cadre du travail de terrain de cette thèse. Sur l'ensemble des sorties, le plan d'échantillonnage a été établi en fonction du type de jour. Il a été stratifié afin d'augmenter l'effort d'échantillonnage lors des périodes de plus fortes fréquentations que sont les week-ends, les vacances scolaires et les jours fériés, notamment lors de la saison chaude (novembre à avril). En moyenne, une fréquence de trois sorties par

⁴⁰ Certaines sorties ont été écourtées lorsque les conditions météorologiques étaient très mauvaises et qu'aucun pêcheur n'avait été rencontré dans les parties du circuit les plus proches de Nouméa. Dans ces rares cas, l'hypothèse a été faite qu'aucun pêcheur n'était présent sur les parties non observées du circuit.

semaine a permis d'enquêter deux jours de week-end et un jour de semaine. Cette fréquence a été augmentée lors des périodes de vacances scolaires ou les jours fériés pendant lesquels les sorties ont souvent été quotidiennes. La stratification par mois et par type de jour du plan d'échantillonnage est présentée dans le Tableau 25.

La programmation des sorties a parfois dû être modifiée en raison des conditions météorologiques défavorables. Cependant, des observations ont été obtenues pour une large gamme de conditions météorologiques.

Tableau 25. Plan d'échantillonnage des sorties de relevés de fréquentation et d'enquête de pêche. La stratification est présentée en fonction de l'année, de la saison et du type de jour (js : jour de semaine ; vac : jour de vacances scolaires ; jw : jour de week-end ; jw+vac : jour de week-end en période de vacances scolaires ; jf : jour férié).

Année Saison	JS	JW	JW+VAC	JF	VAC	Total
2008	15	19	22	33	17	106
Chaude	5	13	11	4	8	41
Fraiche	10	6	11	29	9	65
2009	20	11	10		9	50
Chaude	13	9	10		9	41
Fraiche	7	2	0	0	0	9
2010	3	2	6		6	17
Chaude	3	2	6		6	17
Total	38	31	38	33	32	173

3.2.3. Les relevés de fréquentation

Les relevés de fréquentation ont consisté à recenser de façon exhaustive tous les bateaux rencontrés au cours de la navigation le long des circuits présentés ci-dessus. Les caractéristiques de chaque bateau ont été enregistrées : la position GPS, le type (moteur ou voilier), la taille du bateau, le nom ou l'immatriculation, le nombre de personnes à bord, l'activité, le type de mouillage et le type de fond en cas d'ancrage (les échelles et codifications sont présentées en Annexe 9). Au total, 29 activités ont été définies dans le cadre du projet PAMPA, dont 6 concernent des activités de pêche en Nouvelle-Calédonie : pêche à pied, pêche du bord, pêche embarquée, chasse sous-marine, récolte d'organismes à vocation aquariophile, pêche professionnelle.

Au total, 8 296 bateaux ont été relevés lors des sorties en mer, dont 1 083 pratiquaient une activité de pêche.

3.2.4. Les enquêtes de pêche

Les enquêtes auprès des pêcheurs ont été réalisées *in situ* sur un échantillon des navires observés pendant les relevés de la fréquentation. De mars à novembre 2008, les pêcheurs répondaient à un questionnaire spécifique à leur activité, alors que les autres plaisanciers répondaient à un questionnaire plus général sur leurs habitudes et leur perception de la gestion des activités sur le lagon. Au fur et à mesure du parcours sur le lagon, les enquêtes étaient réalisées auprès d'un maximum de bateaux tout en s'assurant de pouvoir couvrir l'ensemble du circuit dans le temps imparti. Lorsque le nombre de bateaux rencontrés sur un site ne permettait pas de les aborder tous, un échantillonnage aléatoire était réalisé avec un effort d'échantillonnage proportionnel à la fréquentation en fonction des îlots et du type de jour. Les questionnaires sont anonymes et durent environ 10-15 minutes. Une seule personne est interrogée par bateau, le capitaine de préférence.

Le questionnaire de pêche utilisé est un questionnaire semi-directif structuré en 4 parties : 1) les caractéristiques de la pêche du jour, 2) les habitudes de pêche, 3) la perception du pêcheur concernant l'état et la gestion des ressources marines, et 4) les données personnelles du pêcheur interrogé. Le choix d'un entretien semi-directif donne une certaine liberté d'expression aux personnes interviewées et permet d'établir plus facilement une relation de confiance et une certaine complicité avec celles-ci, tout en guidant l'entretien par des thèmes et des questions prédéfinis. Les pêcheurs étant habituellement réticents à divulguer leurs "secrets" de pêche (sites, techniques, habitudes, etc.), il a été important d'établir une relation de confiance avec eux en leur expliquant la démarche et la finalité de l'étude. Ces enquêtes ont été très bien accueillies par les pêcheurs et le taux de refus est resté faible (moins de 4 %). Ceux-ci ont notamment apprécié de pouvoir donner leur avis sur les mesures de gestion mises en place.

Lors de chaque entretien, l'enquêteur abordait les questions une à une en suivant les 4 thèmes prédéfinis :

1. Pêche du jour :
 - lieu de départ ;
 - type de pêche ;

- zone de pêche ;
 - technique de pêche et nombre d'engins ;
 - durée de la sortie ;
 - durée de la pêche ;
 - captures du jour, par espèce et estimation visuelle des tailles.
2. Activité de pêche habituelle :
- période de pêche durant l'année, la semaine et la journée ;
 - techniques habituelles ;
 - nombre moyen de sorties par mois ;
 - facteurs influençant la sortie et le lieu de pêche ;
 - motivation de pêche ;
 - nombre d'années d'expérience ;
 - les cinq principales espèces pêchées durant l'année ;
 - estimation de la capture annuelle ;
 - évolution des captures.
3. Perception :
- connaissance de la réglementation ;
 - avis sur la réglementation en place ;
 - effets des réserves sur l'écosystème ;
 - effets des réserves sur leur activité.
4. Données personnelles :
- suggestions et/ou attentes ;
 - sexe ;
 - profession ;
 - année de naissance ;
 - commune de résidence.

Ce questionnaire est présenté en Annexe 10 avec les modalités de réponses à chaque question.

A chaque question correspondait un nombre défini de réponses possibles dont le niveau de description et la nature ont été élaborés en fonction des objectifs du projet PAMPA. Les principaux objectifs de ces enquêtes étaient 1) d'estimer les captures au niveau de l'espèce par unité d'effort avec une prise en compte de l'engin utilisé, 2) de connaître la

planification multi-échelle (jours, mois, année) de l'activité de pêche en fonction des engins utilisés et des espèces ciblées, 3) de connaître la perception des pêcheurs vis-à-vis de l'état des ressources halieutiques et de la gestion mise en place, et 4) de définir des profils de pêcheurs en fonctions de l'âge, du sexe, de la commune de résidence, de la catégorie socioprofessionnelle et du niveau d'expérience.

Sur l'ensemble de la période d'enquête, 461 bateaux de pêche ont été enquêtés et 23 ont refusé de répondre au questionnaire (dont 4 avaient déjà été interrogés). Dans le cadre de cette thèse, 154 questionnaires ont été recueillis lors de 61 sorties en mer entre juin 2009 et avril 2010.

3.3.Paramétrisation du modèle

Comme indiqué dans le paragraphe précédent, le niveau de description de l'information récoltée sur le terrain était prédéterminé. Chaque donnée a été renseignée selon des catégories préétablies dans le cadre du projet PAMPA. Ces niveaux de description dictent la précision à laquelle l'activité de pêche peut être décrite. Lorsque cela s'est avéré nécessaire, certaines catégories ont été agrégées afin d'obtenir un niveau plus synthétique.

3.3.1. Les engins

Dans le cadre du projet PAMPA, 38 techniques de pêche ont été définies par le croisement d'un poste de pêche (rivage, embarqué, ou sous-marin), d'un engin (canne, filet, fusil sous-marin, etc.), d'une méthode d'utilisation (palangrotte, lancer, agachon, etc.) (Tableau 26). Cette classification a été utilisée pendant les enquêtes de terrain.

Dans le but d'apporter de la concision au modèle, ces techniques de pêche ont été regroupées. Parmi les 38 techniques de pêche du projet PAMPA, 18 ont été rencontrées lors des enquêtes dans le Lagon Sud-ouest. Celles-ci ont été agrégées en 9 techniques, considérées comme homogènes en termes de pratique, d'efficacité et d'espèces ciblées (Tableau 26).

Tableau 26. Liste des 9 techniques de pêches constituées et leurs correspondances avec les descriptions dans le projet PAMPA.

Classification des techniques de pêche dans la présente étude	Catégories PAMPA rencontrée lors de l'étude de terrain	Situation	Engin	Méthode
Gaule	B_LIG_AUC	BORD	ligne	aucune
	B_LIG_CAN	BORD	ligne	aucune
Chasse sous-marine	CHA_COU	CHAS	fusil harpon	coulée
	CHA_FUS	CHAS	fusil harpon	aucune
	CHA_IND	CHAS	fusil harpon	indienne
	CHA_MAI	CHAS	main	cueillette
Palangrotte	E_LIG_AUC	EMB	ligne	aucune
	E_LIG_CAN	EMB	ligne	Aucune
	E_LIG_DER	EMB	ligne	dérive
	E_LIG_MAI	EMB	ligne	palangre
	E_LIG_PALA	EMB	ligne	palangre calée
	E_LIG_PALO	EMB	ligne	palangrotte
Jig	E_LIG_JIG	EMB	ligne	jig
Lancer	E_LIG_LAN	EMB	ligne	lancer
Traîne	E_LIG_TRA	EMB	ligne	traîne
	E_TRA_CAN	EMB	ligne	traîne
Epervier	FIL_EPE	EMB	filet	épervier
Senne	FIL_SEN	BORD	filet	senne

Les techniques "gaule", "jig", "lancer", "traîne", "senne" et "épervier" n'ont cependant pas été conservées, soit parce qu'elles ne capturent aucune des trois espèces étudiées (Figure 50), soit parce qu'elles ne sont pas ou très peu utilisées par les plaisanciers pris en compte dans la présente étude (moins de 2% des techniques utilisées, voir Figure 51). Par conséquent, seules 2 techniques de pêche, la palangrotte et la chasse sous-marine, ont été utilisées pour décrire l'activité de pêche plaisancière dans le modèle.

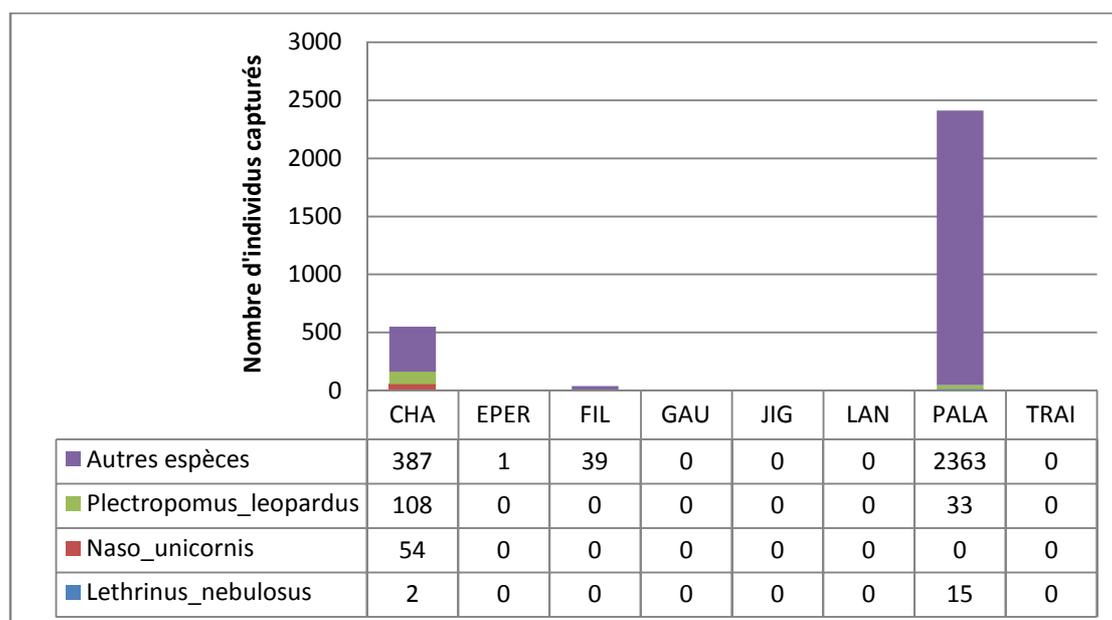


Figure 50. Captures relevées lors des enquêtes en fonction de la technique de pêche et de l'espèce (seules les 3 espèces étudiées sont différenciées). Les abréviations des techniques de pêche sont : CHA (chasse sous-marine) ; EPER (épervier) ; FIL (filet, ou senne) ; GAU (gaule) ; JIG (jig) ; LAN (lancer) ; PALA (palangrotte) ; TRAI (traine).

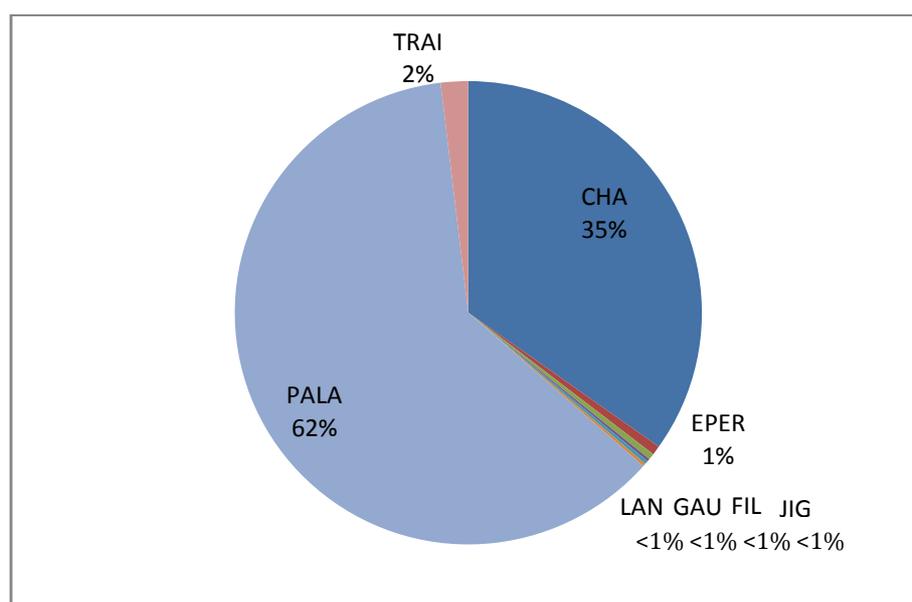


Figure 51. Proportions (arrondies à l'unité) des techniques de pêche utilisées par les pêcheurs enquêtés. Les abréviations des techniques de pêche sont : CHA (chasse sous-marine) ; EPER (épervier) ; FIL (filet, ou senne) ; GAU (gaule) ; JIG (jig) ; LAN (lancer) ; PALA (palangrotte) ; TRAI (traine).

❖ Facteur de standardisation

Le calcul de ce paramètre est présenté en au § 0. Les valeurs calculées sont données dans le Tableau 27.

❖ Sélectivité

En l'absence de données et d'études sur la sélectivité des engins concernées pour les espèces étudiées, ces valeurs ont été fixées à partir de sélectivités évaluées pour des engins et des espèces similaires (Hamley, 1975 ; Bertrand, 1988 ; MacLennan, 1992 ; Millar, 1992 ; Millar & Holst, 1997 ; Sparre & Venama, 1998). Concernant la chasse sous marine, le comportement du poisson ainsi que la qualité du pêcheur entrent fortement en compte (Smith *et al.*, 1989). Cependant, nous n'avons pas suffisamment d'information pour évaluer ces 2 aspects. Nous avons ainsi fait l'hypothèse que tous les chasseurs sous-marins avaient la même sélectivité et la même efficacité. Il a également été considéré que pour toutes les espèces les gros individus étaient plus farouches à partir d'une certaine taille (variable selon l'espèce). Les valeurs de sélectivité sont présentées dans le Tableau 27.

❖ Le paramètre technique

Pour la pêche plaisancière, les paramètres techniques sont très variables et n'ont pas été pris en compte. Tous les engins ont été considérés comme identiques. Les 2 techniques de pêche et leurs paramètres sont synthétisés dans le Tableau 27.

Tableau 27. Synthèse des 2 techniques de pêche les plus fréquemment utilisées par les plaisanciers et leurs paramètres.

Nom	Chasse sous-marine	Palangrotte
Description	Pêche en apnée à l'aide d'une arbalète de pêche	Pêche à la ligne, avec hameçon et appât, avec ou sans canne
Unité d'effort	1 heure de pêche	2 hameçons/1 heure de pêche
Facteur de standardisation	0.077	0.017
Paramètre technique	--	--
Valeurs possibles	--	--
<u>Sélectivité</u>		
<i>Lethrinus nebulosus</i>	< 20 cm = 0.05	≤ 10 cm = 0
	20 - 40cm = 0.2	10 - 20 cm = 0.3
	> 40 cm = 0.1	20 - 40 cm = 0.8
<i>Plectropomus leopardus</i>	< 40 cm = 0.5	> 40 cm = 0.7
	40 - 60 cm = 0.8	≤ 30 cm = 0
	> 60 cm = 0.6	30 - 40 cm = 0.2
<i>Naso unicornis</i>	< 20 cm = 0.05	40 - 60 cm = 0.7
	20 - 50 cm = 0.5	> 60 cm = 0.6
	> 50 cm = 0.3	--

3.3.2. Les types de sorties

Il ressort des enquêtes que plus de 95% des pêcheurs rencontrés effectuaient une sortie à la journée. Un seul type de sortie a donc été établi dans le modèle pour l'ensemble des pêcheurs plaisanciers. Lorsqu'un pêcheur sort en mer pour plusieurs jours (par exemple un week-end), cette sortie a été assimilée à plusieurs sorties d'une journée. Les temps de trajet ne sont pas comptabilisés. L'hypothèse a été faite que le temps de pêche effectif était identique pour tous les pêcheurs plaisanciers. Il a été fixé à partir de la valeur moyenne observée lors des enquêtes : 3.5 h.

3.3.3. Les types de navires

Les catégories de navires prédéfinies dans le projet PAMPA et utilisées lors des relevés de fréquentation et des enquêtes étaient les suivants : bateau à moteur et voilier, puis < 5 m, 5-7 m, 7-10 m et > 10 m.

Les voiliers constituent 4% des navires immatriculés dans la région d'étude et seulement 2% des pêcheurs plaisanciers recensés, n'ont pas été conservés dans le Grand Nouméa. La pêche associée à ces navires a ainsi été négligée par rapport à l'effort déployé par les navires à moteur. Tous les navires > 7 m (13 navires à moteurs recensés en mer) ont été regroupés en une seule catégorie.

La corrélation entre la taille du navire et la zone fréquentée selon le gradient côte - récif barrière (côte, intermédiaire, barrière) a été étudiée afin de déterminer si la taille du navire avait un effet sur la fréquentation de certaines parties du lagon. Le nombre de navires rencontrés par catégorie de taille pour chacun des 3 niveaux d'éloignement à la côte a été calculé (Tableau 28) et un test du Chi² a été réalisé afin de tester le lien entre les catégories et l'éloignement à la côte. Ce lien est extrêmement significatif (p-value = $2 \cdot 10^{-16}$). Les tests entre les catégories de navire 2 à 2 ont montré que seule la différence de distribution entre les catégories 5-7 m et > 7 m est non significative (p-value = 0.1427). Ces dernières ont été fusionnées en une seule catégorie : > 5 m. Ce sont donc 2 types de navires qui ont été définis dans le modèle : moteur \leq 5 m et moteur > 5 m.

Afin de rendre les temps de trajets négligeables, les vitesses de déplacement des navires ont été fixées à une valeur très élevée (10^9).

Tableau 28. Occurrences des navires en activité de pêche selon la catégorie de taille et l'éloignement à la côte.

Catégorie de navire	Côte	Gradient côte large	
		Intermédiaire	Barrière
Moteur <5m	303	221	19
M5-7m	78	224	52
M>7m	16	48	18

3.3.4. Les zones de pêche

La spatialisation de l'effort de pêche de plaisance se base sur le zonage établi au Chapitre I. A l'intérieur des zones ainsi délimitées les zones de pêche du modèle ont été définies à partir des habitats de vie des espèces étudiées.

Les zones de pêche sur le biotope "récif" ont été assimilées aux zones de vie des espèces *Plectropomus leopardus* (Saumonée) et *Naso unicornis* (Dawa), à l'exception des platiers récifaux, considérés comme non fréquentés par les pêcheurs (voir zones de vie des espèces au Chapitre II).

Pour les "fonds de lagon", les zones de pêche ne sont pas limitées aux zones de vie de *Lethrinus nebulosus* (Bec de cane) et couvrent toutes les parties non récifales et hors AMP de la région d'étude. Les surfaces des zones ainsi délimitées sont données dans le Tableau 29 et illustrées Figure 52. Les surfaces d'interaction avec les zones de vie de *Lethrinus nebulosus* sont données à titre indicatif dans le Tableau 30. L'étude de terrain, n'ayant pas permis de mettre en évidence la capture de juvéniles de Bec de cane par les pêcheurs plaisanciers, l'habitat de ce stade de vie n'a pas été inclus dans les zones de pêche.

Au total, ce sont 20 zones de pêche plaisancière qui ont été constituées dans le modèle afin de spatialiser l'effort de pêche. En concertation avec les gestionnaires, la pêche dans les AMP a été considérée comme négligeable et non prise en compte dans le modèle. Dans les données de fréquentation, seulement 6 occurrences de pêcheurs avaient été relevées dans les réserves, sur un total de plus de 1083 bateaux relevés en activité de pêche.

CHAPITRE III

Tableau 29. Surfaces (km²) des zones de pêche de fond de lagon, selon le zonage du modèle établi au Chapitre I.

	Nord	Centre	Sud	Corne Sud
Côte	72	147	189	
Intermédiaire	177	311	402	1 353
Barrière	72	34	54	

Tableau 30. Surfaces (km²) des intersections entre zones de pêche de fond de lagon et les zones de vie de *Lethrinus nebulosus*.

	Nord	Centre	Sud	Corne Sud
Côte	Pré-adultes: 5 Adultes : 0	Pré-adultes: 13 Adultes : 0	Pré-adultes: 0 Adultes : 0	
Intermédiaire	Pré-adultes: 21 Adultes : 157	Pré-adultes: 49 Adultes : 295	Pré-adultes: 4 Adultes : 394	Pré-adultes: 28 Adultes : 1 139
Barrière	Pré-adultes: 0 Adultes : 62	Pré-adultes: 0 Adultes : 30	Pré-adultes: 0 Adultes : 46	



Figure 52. Délimitation des zones de pêche plaisancière sur fonds de lagon. Les abréviations des noms de zones sont les suivantes : N-C (Nord côte) ; N-I (Nord intermédiaire) ; N-B (Nord barrière) ; C-C (Centre côte) ; C-I (Centre intermédiaire) ; C-B (Centre barrière) ; S-C (Sud côte) ; S-I (Sud intermédiaire) ; S-B (Sud barrière) ; CS (Corne Sud).

3.3.5. Les métiers

Les pratiques de pêche ont été décrites à partir des captures de façon à mettre en évidence des catégories de pêche ciblant des groupes d'espèces caractéristiques. Ces catégories ont ensuite été corrélées avec les zones de pêche, les techniques de pêche et les saisons de pêche.

Une typologie de profils de pêche a été réalisée à l'aide d'une Analyse de Correspondance Multiple (ACM) et d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) (Husson *et al.*, 2009 ; Borcard *et al.*, 2011), adaptées au traitement de données qualitatives comme le sont des réponses à des questions. Ce travail est en cours de valorisation sous la forme d'un article scientifique en phase de rédaction et présenté en Annexe 11. En résumé, 3 profils de pratiques ont pu être mis en évidence :

- La capture dans les zones côtières à l'aide d'une ligne à main, de petites espèces de fonds meubles (principalement *Nemipterus peronii* et *Lethrinus genivittatus*).
- La capture sur les zones de récifs (principalement intermédiaires mais aussi de barrière) à l'aide d'une ligne à main, d'un panel assez large d'espèces, principalement constituées de Lethrinidés (ne comprenant pas le Bec de cane), de Serranidés (dont la Saumonée), d'Haemulidés et de Labridés.
- La capture sur les zones de récifs en chasse sous-marine d'un large panel d'espèces, principalement constitué de Scaridés, de Serranidés (dont majoritairement la Saumonée), de Nason (dont majoritairement le Dawa) et d'Haemulidés.

Il apparaît d'autre part, que le Bec de cane n'est pas une espèce fréquemment capturée de jour (à l'inverse de la Saumonée et du Dawa). La paramétrisation de cette activité nocturne est présentée au § 3.3.9.

L'étude du nombre moyen de pêcheurs rencontrés par sortie pour chaque mois de l'année a montré que les deux techniques étaient pratiquées toute l'année (Figure 53). Le faible nombre de pêcheurs observés en septembre et en octobre s'explique par un échantillonnage plus faible (respectivement 3 et 7 sorties) et des conditions météorologiques défavorables les week-ends, périodes habituelles de forte fréquentation. De plus, toutes les zones sont fréquentées toute l'année.

Par conséquent, aucune saison de pêche particulière n'a été établie pour la pêche plaisancière de jour. Tous les métiers sont considérés comme pratiqués toute l'année. Les variations saisonnières d'intensité de l'effort sont paramétrées au niveau des stratégies, via le nombre de jours d'activité par mois (voir § 3.3.7).

Les données de fréquentation ont permis de déterminer quelles techniques de pêche étaient utilisées et dans quelles zones. Parmi les chasseurs sous-marins, 24 individus étaient situés en zone de fond de lagon (intermédiaire ou barrière). Ces individus pêchaient en réalité sur de petits amas coralliens de fond de lagon peu profond (5-15 m). Cependant cet habitat est mal connu et aucune cartographie n'existe. Parmi les données disponibles aucune n'a permis d'estimer la surface de cet habitat. Ainsi, il a été considéré qu'aucun chasseur sous-marin ne pratiquait sur fond de lagon et les efforts correspondants ont été reportés sur le biotope récif de la zone du modèle correspondante.

Au final, ce sont 27 métiers qui ont été définis pour l'activité de pêche plaisancière de jour dans la zone du Grand Nouméa. Ces métiers sont présentés dans le Tableau 31.

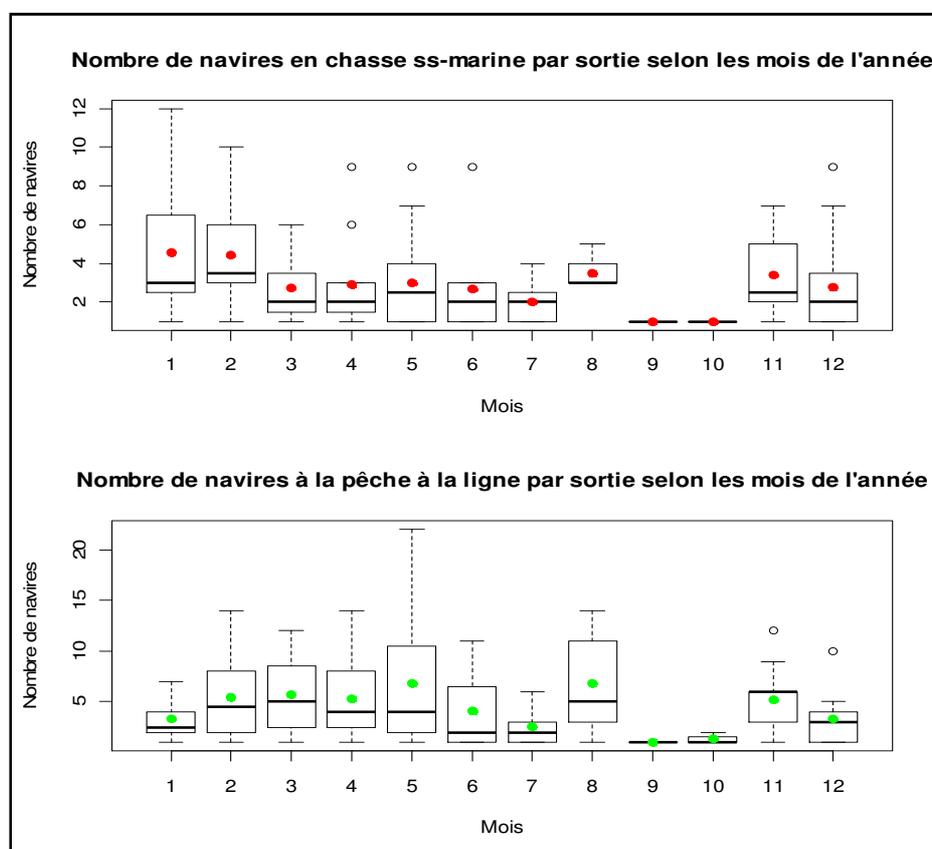


Figure 53. Boxplots du nombre de navires de pêche plaisancière recensés par sortie selon le mois et la technique de pêche. Les distributions du nombre de navires sont représentées par les quartiles, les points verts ou rouges indiquent les moyennes et les barres horizontales noires indiquent les médianes.

CHAPITRE III

Tableau 31. Présentation, à partir du croisement des facteurs zone et technique de pêche, des 27 métiers mis en évidence dans la zone du Grand Nouméa (indiqués par un "P").

Secteur	Zones de pêche		Technique de pêche	
	Gradient côte large	Biotope	Ligne	Chasse sous-marine
Nord	Barrière	Récif	P	P
		Lagon	P	-
	Intermédiaire	Récif	P	P
		Lagon	P	-
	Côte	Récif	P	P
		Lagon	P	-
Centre	Barrière	Récif	P	P
		Lagon	P	-
	Intermédiaire	Récif	P	P
		Lagon	P	-
	Côte	Récif	P	P
		Lagon	P	-
Sud	Barrière	Récif	P	P
		Lagon	P	-
	Intermédiaire	Récif	P	P
		Lagon	P	-
	Côte	Récif	P	P
		Lagon	P	-

❖ Facteur de ciblage

Le calcul de ce paramètre et les valeurs obtenues sont présentés au § 0.

❖ Récapitulatif des métiers

Un schéma synthétique des métiers mis en évidence a été réalisé (Figure 54), il représente les différents facteurs et leurs modalités, qui composent les métiers.

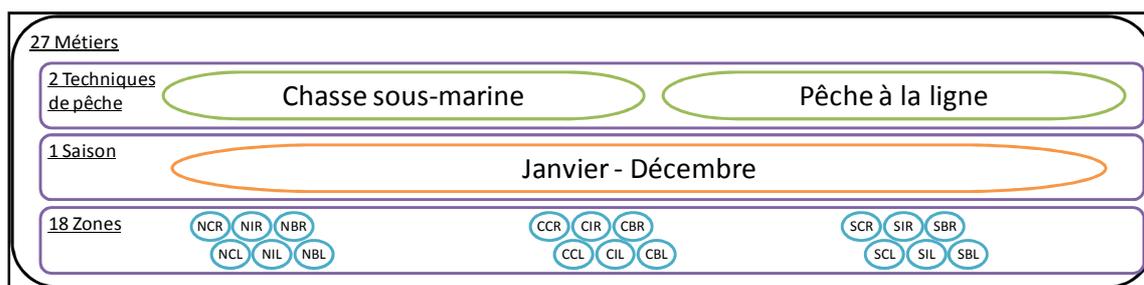


Figure 54. Schéma synthétique de la constitution des métiers. N (Nord) ; C (Centre) ; S (Sud) ; B (barrière) ; I (intermédiaire) ; C (côte) ; R (récif) ; L (fond de lagon).

3.3.6. Les flottilles

Les flottilles correspondent à des groupes de navires caractérisés par la combinaison d'un type de navires et d'un port d'attache, avec pour chacun, une liste de métiers potentiellement pratiqués.

❖ Type de navires

Nous avons utilisé les 2 types de navires déterminés au § 3.3.3 : navire à moteur ≤ 5 m et navire à moteur > 5 m.

❖ Les ports d'attache

Les lieux de départs des navires sont connus pour les pêcheurs interrogés. Cependant, les relevés de fréquentation ont également été utilisés afin de se baser un plus grand nombre de données. La commune de résidence du propriétaire étant plus informative pour les gestionnaires que le lieu de départ du navire en raison du grand nombre de navires sur remorque, les ports d'attache ont été assimilés à la commune de résidence du propriétaire du navire, elle-même déterminée à partir du registre des immatriculations fourni par le SMMPM. Trois ports d'attache (communes de résidence) ont ainsi été retenus : Païta, Nouméa + Dumbéa et Mont Dore.

Les 2 catégories de navires étant présentes pour les 3 communes de résidence, ce sont donc 6 flottilles qui ont été constituées.

❖ Métiers potentiellement pratiqués par une flottille

La distribution des navires en activité de pêche selon la flottille et la zone a été étudiée. Lorsqu'aucun navire d'une flottille n'a été observé dans une zone de pêche, nous avons considéré que cette flottille ne pratiquait pas le métier correspondant à la zone de pêche. Les 6 flottilles et les métiers qu'elles pratiquent sont présentés dans le Tableau 32.

CHAPITRE III

Tableau 32. Flottes et métiers potentiellement pratiqués (indiqués par "P").

Métiers	Flottes					
	Païta M<5m	Païta M>5m	Nouméa M<5m	Nouméa M>5m	Mt Dore M<5m	Mt Dore M>5m
Nord - Barrière Récif - Chasse ss-m	--	P	P	P	--	P
Nord - Intermédiaire Récif - Chasse ss-m	P	P	P	P	P	P
Nord - Côte Récif - Chasse ss-m	P	P	P	P	P	--
Centre - Barrière Récif - Chasse ss-m	--	--	P	P	--	--
Centre - Intermédiaire Récif - Chasse ss-m	P	--	P	P	P	P
Centre - Côte Récif - Chasse ss-m	P	--	P	P	--	--
Sud - Barrière Récif - Chasse ss-m	--	--	P	P	P	--
Sud - Intermédiaire Récif - Chasse ss-m	--	--	P	P	--	P
Sud - Côte Récif - Chasse ss-m	--	--	P	P	P	P
Nord - Barrière Récif - Ligne	--	P	--	P	--	--
Nord - Intermédiaire Récif - Ligne	P	P	P	P	P	--
Nord - Côte Récif - Ligne	P	P	P	P	--	--
Centre - Barrière Récif - Ligne	--	--	P	P	--	--
Centre - Intermédiaire Récif - Ligne	--	--	P	P	P	--
Centre - Côte Récif - Ligne	--	--	--	--	--	--
Sud - Barrière Récif - Ligne	--	--	--	P	--	--
Sud - Intermédiaire Récif - Ligne	--	--	P	P	P	P
Sud - Côte Récif - Ligne	--	--	P	--	P	P
Nord - Barrière Lagon - Ligne	--	--	--	P	--	--
Nord - Intermédiaire Lagon - Ligne	P	P	P	P	P	--
Nord - Côte Lagon - Ligne	P	P	P	P	P	P
Centre - Barrière Lagon - Ligne	--	--	P	P	--	--
Centre - Intermédiaire Lagon - Ligne	--	P	P	P	--	--
Centre - Côte Lagon - Ligne	--	--	P	P	P	P
Sud - Barrière Lagon - Ligne	--	--	--	P	--	P
Sud - Intermédiaire Lagon - Ligne	--	--	P	P	P	P
Sud - Côte Lagon - Ligne	--	--	P	P	P	P

❖ Estimation du nombre de navires par flottille

Chaque flottille comprend un nombre de navires qui correspond aux navires actifs à la pêche. Afin d'étudier la flotte en présence dans la région d'étude, le fichier des immatriculations de navires (version 2009) a été fourni par le gouvernement de la Nouvelle-Calédonie via le SMMPM. Ce fichier contient les caractéristiques des navires (propulsion et taille) et des informations sur les propriétaires (commune de résidence). Cependant, ce fichier ne renseigne pas sur l'état d'activité des navires, notamment si le navire a été détruit ou s'il n'est plus actif. Une solution à ce problème majeur dans l'étude de la pêche plaisancière (Pollock *et al.*, 1994 ; Fisher, 1997 ; Levrel, com. pers.) a été proposée par Guillemot *et al.* (2009). Cette méthode consiste à estimer la proportion de navires actifs en étudiant le rapport entre le nombre de navires rencontrés lors des relevés de fréquentation et le nombre de navires immatriculés, en fonction de l'âge des navires. Les catégories d'âge ont été définies à partir de la date d'immatriculation et correspondent à des intervalles de 4 ans. La catégorie d'âge la plus récente (2006-2009) est utilisée comme référence en faisant l'hypothèse que 100% d'entre eux sont actifs (toutes activités confondues). Les navires immatriculés en 2010 et observés pendant les 17 sorties réalisées de janvier à avril 2010 n'ont pas pu être pris en compte pour ce calcul.

La population "mère" de navires présents dans la région d'étude a été déterminée par extraction du fichier des immatriculations selon les critères suivants :

- Utilisation = plaisance
- Types de navires =
 - canot ;
 - Embarcation de plaisance ;
 - Vedette promenade ;
 - Vedette plaisance ;
 - Inconnu⁴¹.

Sont donc exclus les VNM (motos marines) et les voiliers.

⁴¹ Le champ "Type de navire" n'est pas renseigné pour tous les navires. La majorité des navires immatriculés pour une utilisation plaisancière faisant partie des types de navires listés, nous avons pris le parti d'inclure les navires de type inconnu.

- Communes de résidence =
 - Païta ;
 - Dumbéa ;
 - Nouméa ;
 - Mont Dore ;
 - Inconnue⁴².

Cette sélection a permis d'obtenir une liste de 14 309 navires. La répartition de ces navires par commune, type et catégorie d'âge, est présentée en Annexe 12.

Concernant les données de fréquentation, seules les observations de navires dont l'immatriculation a pu être relevée ont été utilisées dans cette analyse, soit 71% des observations de navires à moteur. Dans certains cas les immatriculations n'ont pas pu être relevées soit parce que le bateau n'était pas accessible, soit parce que le numéro était absent ou illisible ou par oubli de l'enquêteur. Lors des relevés de fréquentation, 632 navires à moteur ont été observés plus d'une fois. Dans ce cas, seule une observation par navire a été comptabilisée pour calculer le nombre de navires observés par catégorie.

A partir de la méthode proposée par Guillemot *et al.* (2009), les taux de navires actifs à la pêche ont été calculés de la manière suivante :

$$TP_{L,t} = \frac{np_{L,t}}{N'_{L,t}} * \frac{N'_{L,2009-2006}}{n_{L,2009-2006}} \quad (56)$$

Où $np_{L,t}$ est le nombre de navires observés en pêche de la catégorie de taille L et de la catégorie d'âge t . $N'_{L,t}$ est le nombre de navires de catégorie de taille L et de catégorie d'âge t enregistrés dans l'extrait du fichier des immatriculations. $n_{L,2009-2006}$ est le nombre de navires observés toutes activités confondues, de la catégorie de taille L et de la catégorie d'âge 2009-2006. $N'_{L,2009-2006}$ est le nombre de navires de catégorie de taille L , de catégorie d'âge 2009-2006 enregistrés dans l'extrait du fichier des immatriculations. Sous l'hypothèse que 100% des navires de la catégorie d'âge 2009-2006 sont actifs

⁴² La commune de résidence n'est pas toujours renseignée dans le fichier des immatriculations. La très grande majorité de la population de la Nouvelle-Calédonie se trouvant dans la région d'étude, nous avons fait le choix d'inclure les navires dont la commune de résidence du propriétaire est inconnue.

(quelle que soit l'activité), le rapport de $N'_{L,2009-2006}$ sur $n_{L,2009-2006}$ (56) est utilisé comme référence de la part de navires rencontrés par rapport à ceux actifs dans la région d'étude. Les valeurs des $TP_{L,t}$ sont présentés en Annexe 12.

En faisant l'hypothèse que les taux d'activité ne varient pas en fonction de la commune de résidence du propriétaire, le nombre de navires actifs à la pêche a ensuite été estimé de la façon suivante :

$$NP_{L,c} = \sum_t N'_{L,t,c} * TP_{L,t} \tag{57}$$

Où $NP_{L,c}$ est le nombre de navires actifs à la pêche pour la catégorie de taille L pour la commune c , et $N'_{L,t,c}$ est le nombre de navires de catégorie de taille L et de catégorie d'âge t dans la commune c enregistré dans l'extrait du fichier des immatriculations. Les résultats sont présentés dans le Tableau 33.

Tableau 33. Nombre de navires actifs a la pêche ($NP_{L,c}$) par catégorie de taille et par commune.

Catégories d'âge	Flottes					
	Païta		Nouméa		Mont Dore	
	Moteur <5m	Moteur >5m	Moteur <5m	Moteur >5m	Moteur <5m	Moteur >5m
2009-2006	60	8	397	115	79	15
2005-2002	39	7	304	82	56	14
2001-1998	27	4	242	59	45	8
1997-1994	22	4	182	51	38	9
1993-1990	17	9	129	140	32	25
1989-1986	8	6	49	60	14	15
1985-1982	1	1	11	5	2	1
1981 ou antérieur	12	7	75	70	20	17
Total	186	46	1389	582	286	104

3.3.7. Les stratégies

Les stratégies permettent dans le modèle de définir pour toute ou partie d'une flottille, l'effort de pêche par mois (en nombre de sorties de pêche) et la répartition de cet effort entre les métiers pratiqués par les navires de la stratégie.

Une première analyse des données d'enquêtes de pêche nous a conduits à considérer 2 hypothèses :

- A l'échelle de la sortie, le questionnaire utilisé n'a pas permis d'établir le temps de pêche correspondant à chaque technique de pêche lorsque les pêcheurs en avaient utilisé plusieurs (14% des cas). Le temps de pêche total effectif a été imputé à la technique de pêche principale. Ceci nous a conduit à faire l'hypothèse que les pêcheurs n'utilisent qu'une seule technique de pêche par sortie, ce qui correspond aussi à une hypothèse du modèle.
- A une échelle de l'année, 14% des pêcheurs à la ligne ont dit réaliser occasionnellement des sorties de chasse sous-marine et 20 % des chasseurs sous-marins ont dit réaliser occasionnellement des sorties de pêche à la ligne. Ces sorties représentent alors en moyenne 20% des sorties de l'année pour les pêcheurs concernés. Il en résulte que sur l'ensemble des pêcheurs à la ligne, les sorties de chasse sous-marine ne représentent que 2.8% de l'effort de pêche et sur l'ensemble des chasseurs sous-marins les sorties de pêche à la ligne ne représentent que 4% de l'effort de pêche. Ceci nous conduit à négliger la pratique d'une seconde technique de pêche au cours de l'année et l'hypothèse a été faite que les pêcheurs d'une stratégie ne pratiquaient qu'une seule technique de pêche.

Par croisement des 6 flottilles et des 2 techniques de pêche, 12 stratégies ont ainsi été créées dans le modèle.

❖ Nombre de jours de pêche par mois

Pour chacune stratégie, l'effort de pêche varie au cours de l'année en fonction du nombre de sorties de pêche par mois. Ces calculs ont été réalisés à partir des données d'habitudes de pêche du questionnaire. Le questionnaire de pêche prédéfinit 2 saisons dans l'année, la saison chaude de novembre à avril et la saison fraîche de mai à octobre. Dans le modèle, le nombre de sorties de pêche par mois est donc identique entre novembre et avril puis entre mai et octobre. Les nombres moyens de jours de pêche par mois pour chacune des stratégies ($Nb_{j,s,t}$) sont présentés dans le Tableau 34.

Dans le modèle ISIS-Fish, le nombre de sorties par mois est fixé via un nombre minimal de jour inactifs dans le mois, grâce à l'équation suivante :

$$NbSor_{s,t} = \frac{(nbJMois_t - MinNbJInactif_{s,t}) * 24}{DuréeSortie_{s,t}} \quad (58)$$

Où $nbJMois_t$ est le nombre de jours dans le mois t , $MinNbJInactif_{s,t}$ est le nombre minimal de jours inactifs des navires de la stratégies s au mois t et $DuréeSortie_{s,t}$ est la durée de pêche en heure d'une sortie pour les navires de la stratégie s au mois t . Cette équation, implémentée dans la version utilisée du modèle (v 3.3.0.9), diffère de celle présentée dans Pelletier *et al.* (2009) qui fait intervenir un nombre minimum de jours entre 2 sorties du même type. Ceci n'a pas eu de répercussion sur le reste du calcul de l'effort de pêche.

Les nombres de jours inactifs ont alors été calculés à partir du nombre de sorties dans le mois (Tableau 34), de la manière suivante :

$$MinNbJInactif_{s,t} = \frac{nbJMois_t * 24 - DuréeSortie_{s,t} * NbSor_{s,t}}{24} \quad (59)$$

Les résultats sont présentés dans le Tableau 35.

Tableau 34. Nombre moyen de jours de pêche par mois pour chaque stratégie selon la saison. Ch = Chasse sous-marine ; L = pêche à la ligne.

Saison	Stratégies											
	Païta M<5m		Païta M>5m		Nouméa M<5m		Nouméa M>5m		Mt Dore M<5m		Mt Dore M>5m	
	Ch	L	Ch	L	Ch	L	Ch	L	Ch	L	Ch	L
Chaude (novembre - avril)	2.7	3.2	4.9	3.5	3.5	3	3.1	2.8	1.9	3.3	3.3	3.4
Fraiche (mai - octobre)	2.3	2.9	4.2	2.6	2.8	2.9	2.7	2.6	1.9	2.3	2.1	1.4

Tableau 35. Nombre de jours minimal inactifs par mois pour chaque stratégie selon la saison. Pour chaque saison et chaque stratégie, le nombre de jours minimal inactifs est donné pour les mois de 28 jours (28j), 30 jours (30j) et 31 jours (31j). Ch = Chasse sous-marine ; L = pêche à la ligne.

Saison	Stratégies											
	Païta M<5m		Païta M>5m		Nouméa M<5m		Nouméa M>5m		Mt Dore M<5m		Mt Dore M>5m	
	Ch	L	Ch	L	Ch	L	Ch	L	Ch	L	Ch	L
Chaude (novembre - avril)	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :
	29.6	29.5	29.3	29.5	29.5	29.6	29.6	29.6	29.7	29.5	29.5	29.5
	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :
	30.6	30.5	30.3	30.5	30.5	30.6	30.6	0.6	30.7	30.5	30.5	30.5
	28j :	28j :	28j :	28j :	28j :	28j :	28j :	28j :	28j :	28j :	28j :	28j :
	27.6	27.5	27.3	27.5	27.5	27.6	27.6	27.6	27.7	27.5	27.5	27.5
Fraiche (mai - octobre)	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :	30j :
	29.7	29.6	29.4	29.6	29.6	29.6	29.6	29.6	29.7	29.7	29.7	29.8
	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :	31j :
	30.7	30.6	30.4	30.6	30.6	30.6	30.6	0.6	30.7	30.7	30.7	30.8

❖ Proportions des flottilles réalisant les stratégies

Le nombre de pêcheurs observés en mer résulte, pour une stratégie donnée, du nombre de pêcheurs réalisant cette stratégie et de la fréquence de sortie de ces pêcheurs, soit :

$$NbObs_s = f(NbNav_s, NbJ_s) \tag{60}$$

Avec $NbObs_s$ le nombre de navires observés de la stratégie s , $NbNav_s$ le nombre de navires réalisant la stratégie s et NbJ_s le nombre de jours de pêche par an des pêcheurs réalisant la stratégie s .

D'autre part, pour chaque flottille il existe 2 stratégies : la chasse sous-marine et la pêche à la ligne, que nous appellerons respectivement s_1 et s_2 . Le nombre de navires d'une flottille se décompose alors en :

$$NbNav_f = NbNav_{s_1} + NbNav_{s_2} \tag{61}$$

Où $NbNav_{s_1}$ est le nombre de navires de la flottille f pratiquant la chasse sous-marine et $NbNav_{s_2}$ est le nombre de navires de la flottille f pratiquant la pêche à la ligne.

Afin de calculer $NbNav_{s_1}$ et $NbNav_{s_2}$ pour chacune des flottilles sur l'ensemble de l'année, l'hypothèse suivante a été faite :

$$\frac{NbNavObs_{s1}}{NbNavObs_{s2}} = \frac{NbNav_{s1} * NbJ_{s1}}{NbNav_{s2} * NbJ_{s2}} \quad (62)$$

Où $NbNavObs_{s1}$ est le nombre de navires de la stratégie $s1$ observés en chasse sous-marine, $NbNavObs_{s2}$ est le nombre de navires de la stratégie $s2$ observés en pêche à la ligne, $NbNav_{s1}$ et $NbNav_{s2}$ sont les nombres de navires des stratégies $s1$ et $s2$, et NbJ_{s1} et NbJ_{s2} sont les nombres de jours d'activité dans l'année des stratégies $s1$ et $s2$.

A partir des équations (61) et (62) on obtient :

$$NbNav_{s1} = \frac{\frac{NbNavObs_{s1,f}}{NbNavObs_{s2,f}} * \frac{NbJ_{s2}}{NbJ_{s1}} * NbNav_f}{\frac{NbNavObs_{s1,f}}{NbNavObs_{s2,f}} * \frac{NbJ_{s2}}{NbJ_{s1}} + 1} \quad (63)$$

Puis :

$$NbNav_{s2} = NbNav_f - NbNav_{s1} \quad (64)$$

Les résultats sont présentés dans le Tableau 36 sous forme de proportions de navires de la flottille dans chacune des stratégies $s1$ et $s2$.

Tableau 36. La proportion de navire d'une flottille pratiquant une stratégie donnée.

Flottilles	Stratégies	
	S1 : chasse sous-marine	S2 : pêche à la ligne
Païta <5m	0.27	0.73
Païta >5m	0.52	0.48
Nouméa <5m	0.33	0.67
Nouméa >5m	0.44	0.56
Mont Dore <5m	0.18	0.82
Mont Dore >5m	0.43	0.57

❖ Répartition de l'effort entre les métiers

La répartition de l'effort entre chaque métier a été calculée de la manière suivante à partir des données de fréquentation :

$$P_{s,m} = \frac{NbNavObs_{s,m}}{NbNavObs_s} \quad (65)$$

Où $P_{s,m}$ est la proportion de navire de la stratégie s pratiquant le métier m , $NbNavObs_{s,m}$ est le nombre de navires de la stratégie s observés en mer pratiquant le métier m et $NbNavObs_s$ est le nombre de navires de la stratégie s observés en mer. L'ensemble des valeurs des $P_{s,m}$ sont présentées dans le Tableau 37. L'hypothèse a été faite que pour une stratégie, la répartition de l'effort entre les différents métiers (c.à.d. entre les zones fréquentées) était identique au cours de l'année.

Tableau 37. Répartition de l'effort de pêche entre les métiers de chaque stratégie à partir des navires relevés lors des relevés de fréquentation.

	Métiers	Flottes					
		Païta M<5m	Païta M>5m	Nouméa M<5m	Nouméa M>5m	Mt Dore M<5m	Mt Dore M>5m
Stratégies s1 (chasse sous-marine)	Nord-Barrière Récif-Chasse ss-m	0	0.05	0.06	0.12	0	0.07
	Nord-Intermédiaire Récif-Chasse ss-m	0.63	0.74	0.32	0.19	0.25	0.21
	Nord-Côte Récif-Chasse ss-m	0.31	0.21	0.09	0.04	0.08	0
	Centre-Barrière Récif-Chasse ss-m	0	0	0.02	0.07	0	0
	Centre-Intermédiaire Récif-Chasse ss-m	0.03	0	0.28	0.34	0.04	0.29
	Centre-Côte Récif-Chasse ss-m	0.03	0	0.12	0.03	0	0
	Sud-Intermédiaire Récif-Chasse ss-m	0	0	0.06	0.13	0	0.26
	Sud-Barrière Récif-Chasse ss-m	0	0	0.01	0.06	0.04	0
	Sud-Côte Récif-Chasse ss-m	0	0	0.03	0.02	0.29	0.14
	Stratégies s2 (pêche à la ligne)	Nord-Intermédiaire Récif-Ligne	0.28	0.27	0.09	0.17	0.05
Nord-Intermédiaire Lagon-Ligne		0.08	0.19	0.03	0.07	0.01	0
Nord-Barrière Récif-Ligne		0	0.15	0	0.01	0	0
Nord-Barrière Lagon-Ligne		0	0	0	0.02	0	0
Nord-Côte Récif-Ligne		0.19	0.04	0.07	0.02	0	0
Nord-Côte Lagon-Ligne		0.37	0.27	0.1	0.09	0.02	0.05
Centre-Barrière Récif-Ligne		0	0	0.02	0.07	0	0
Centre-Barrière Lagon-Ligne		0	0	0.01	0.02	0	0

Centre-Intermédiaire Récif-Ligne	0	0	0.04	0.14	0.04	0
Centre-Côte Récif-Ligne	0	0	0	0	0	0
Centre-Côte Lagon-Ligne	0.08	0	0.39	0.13	0.04	0.14
Centre-Intermédiaire Lagon-Ligne	0	0.08	0.05	0.10	0	0
Sud-Barrière Lagon-Ligne	0	0	0	0.02	0	0.05
Sud-Barrière Récif-Ligne	0	0	0	0.02	0	0
Sud-Intermédiaire Récif-Ligne	0	0	0.02	0.09	0.17	0.24
Sud-Intermédiaire Lagon-Ligne	0	0	0.05	0.04	0.05	0.05
Sud-Côte Récif-Ligne	0	0	0.01	0	0.17	0.1
Sud-Côte Lagon-Ligne	0	0	0.09	0.02	0.44	0.38

❖ Schéma synthétique

Chacune des flottilles, se scinde en 2 stratégies : s1 chasse sous-marine et s2 pêche à la ligne. A partir des 6 flottilles de pêche plaisancière nous avons abouti à la création de 12 stratégies de pêche plaisancière dans le modèle. Chacune d'elle est caractérisée par une proportion de navires, un type de sortie, une répartition de l'effort entre les métiers et un planning annuel de sorties par mois (Figure 55).

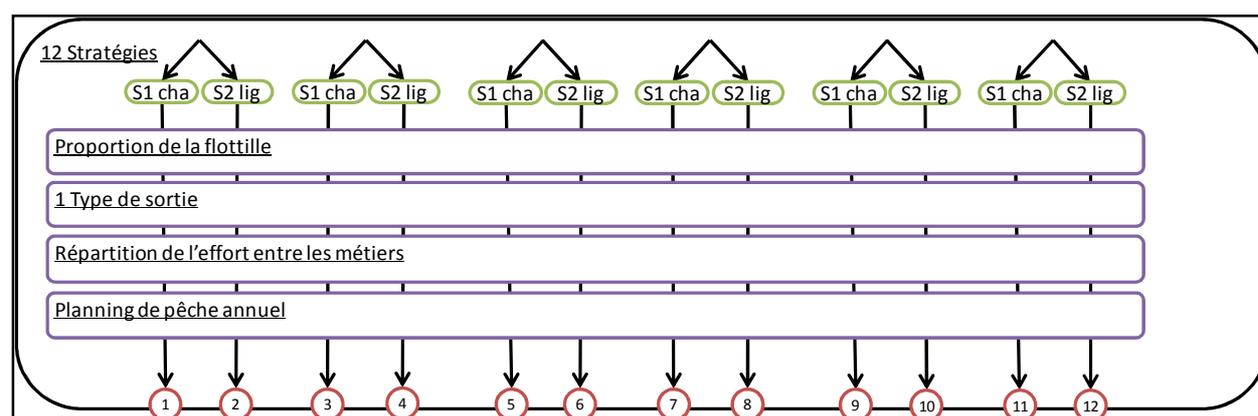


Figure 55. Schéma synthétique de la constitution des stratégies. S1cha (chasse sous-marine) ; S2lig (pêche à la ligne).

3.3.8. La pêche plaisancière dans la Corne Sud

Les enquêtes de pêche et les relevés de fréquentation réalisés dans le cadre de la présente étude n'ont pas couvert la zone de la Corne Sud (voir § 3.2). Cependant, les

enquêtes réalisées par Jollit (2010) en 2004-2005 ont permis de récolter 39 questionnaires de pêcheurs ayant fréquenté cette zone. Par ailleurs des survols aériens ont été effectués en 2005-2006 sur la moitié Nord de la Corne Sud. Ces données ont été utilisées pour étudier et paramétrer l'activité de pêche plaisancière dans la Corne Sud.

Lors des survols, l'activité des navires a pu être déterminée dans 69% des cas. Les analyses de la fréquentation se sont basées uniquement sur ces navires. Les bateaux en activité de pêche représentaient 34% des navires dont l'activité a été identifiée.

Il n'a pas été possible d'utiliser la même procédure pour déterminer les flottilles et les stratégies car les survols ne permettent pas d'obtenir d'information sur la technique pratiquée et sur l'immatriculation des navires (donc sur la commune de résidence du propriétaire). La démarche a consisté à faire une estimation mensuelle de l'effort de pêche sur la zone de la Corne Sud à partir du nombre de navires en activité de pêche observés par jour, selon le type de jour. L'activité de pêche dans la Corne Sud et l'effort qui en résulte ont été paramétrés de façon à reproduire cet effort constaté. Dans ce cas, les flottilles et stratégies de pêche modélisées ne correspondent pas à une description du comportement des pêcheurs comme cela était le cas pour le reste de la pêche plaisancière.

❖ Effort de pêche

L'effort de pêche a été calculé à partir des comptages en survol. Le nombre moyen de bateaux observés en activité de pêche dans la zone a été calculé en fonction du type de jour, sans considération des conditions météo. Il n'a pas été possible de dissocier ces 2 effets car le plan d'échantillonnage entre les facteurs "type de jour" et "conditions météo" n'était pas complet. Puis, le nombre annuel de bateaux fréquentant la zone a été calculé à partir du nombre annuel moyen de chaque type de jour sur les 5 dernières années (2007 à 2011). La fréquentation ainsi calculée a été associée à un effort en nombre de "jours-navires", 1 jour-navire correspondant à 1 sortie de pêche d'1 navire. Le nombre de jours-navires par mois a été calculé de la façon suivante :

$$Nb\ jour_navire_t = \sum_{T=type\ jour} Nbj_{T,t} * \frac{NbNavObs_T}{NbJEch_T} \tag{66}$$

Où $Nb\ jour_navire_t$ est le nombre de jours-navires au mois t , $Nbj_{T,t}$ est le nombre de jours du type T dans le mois t , $NbNavObs_T$ est le nombre de navires observés en pêche lors de jours de type T et $NbJ Ech_T$ est le nombre de jours de type T échantillonnés.

Les valeurs calculées sont présentées dans le Tableau 38.

❖ Nombre de jours de pêche

Le nombre de jours minimum d'inactivité par mois a alors été calculé de façon à obtenir un effort de pêche égal au nombre de jours-navires calculé précédemment (équation (67)), à partir d'un nombre de navires de la flottille ($NbNav_f$) arbitrairement fixé à 100 car inconnu. De cette façon, l'effort de pêche observé a pu être retranscrit dans le modèle en l'absence d'information permettant de déterminer le nombre de navires qui fréquentent réellement la zone.

$$MinNbJInactif_{s,t} = \frac{nbJ Mois_t * 24 - DuréeSortie_{s,t} * \frac{Nb\ jour_navire_t}{NbNav_f}}{24} \quad (67)$$

Le type de sortie et sa durée sont les mêmes que pour le reste de la pêcherie plaisancière. Les résultats sont présentés dans le Tableau 38.

Tableau 38. Nombre moyen de jours de chaque type entre 2006 et 2010, et nombre de jours-navires en activité de pêche par mois.

	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Total
Type de jour													
Pont	0	0	0	3	8	3	3	4	0	0	3	5	29
Semaine	0	4	23	14	16	15	15	21	11	22	16	11	168
Vacances	22	16	0	5	3	6	5	0	10	0	5	9	81
Vacances week-end	9	6	0	2	0	2	4	0	6	0	2	2	33
Week-end	0	2	8	6	4	4	4	6	3	9	4	4	54
Nombre de jours navires dans le mois	70.9	57.2	37.9	56.9	72.6	56.8	61.8	54.2	55.6	38.3	56.1	68.6	686.9
MinNbJinactif_{s,t}	30.9	27.9	30.9	29.9	30.9	29.9	30.9	30.9	29.9	30.9	29.9	30.9	

❖ Les métiers

Les métiers ont été déterminés à partir des questionnaires de pêche réalisés par Jollit (2010). Un seul Bec de cane ayant été capturé dans l'ensemble de ces données, nous avons alors considéré comme négligeable la capture de cette espèce par ces métiers. Une seule saison et une seule zone ont été définies. Ainsi le métier est seulement défini par la technique de pêche et la zone Corne Sud. La ligne et la chasse sous-marine sont les 2 seules techniques recensées (mis à part une sortie à la senne qui n'a pas été prise en compte).

Pour la Corne Sud, 2 métiers ont au final été définis dans le modèle. Leurs facteurs de ciblage ont été déterminés à partir des captures relevées dans les questionnaires. Le mode de calcul et les valeurs obtenues sont présentés au § 0.

❖ Les stratégies

Une unique stratégie a été considérée. La proportion mensuelle de pratique de chaque métier a été déterminée comme la proportion de navires utilisant chacune des techniques. Cette proportion a été calculée sur l'ensemble des mois et est donc identique d'un mois à l'autre : 58% de l'effort est du aux chasseurs sous marins et 42% de l'effort est du aux pêcheurs à la ligne.

3.3.9. La pêche plaisancière de nuit

Cette pratique est *a priori* pratiquée les nuits par temps calme, sans lune et en saison fraîche. Elle est difficile à étudier : sorties en mer et survols impossibles à réaliser, pêcheurs moins disposés à répondre aux enquêtes aux rampes, horaires et conditions nocturnes difficiles pour les enquêteurs. Cependant, quelques données ont pu être récoltées ou obtenues de source extérieure.

Des enquêtes aux rampes de la Côte Blanche et de l'Orphelinat ont été réalisées entre 20h à 0h, dans de cadre de cette thèse, afin de tester ce protocole et tenter de récolter des données sur cette pratique. Ces enquêtes de nuit ont montré un moins bon accueil que les enquêtes en mer. Ceci est principalement dû au fait que les enquêtes sont réalisées au retour de la pêche, à une heure tardive, au moment où les pêcheurs

souhaitent rejoindre leur domicile. De plus, la réalisation d'enquêtes entre 20h et 0h demande une organisation plus lourde à mettre en place en termes de moyen humain et de sécurité. Pour ces raisons, cette procédure s'est avérée peu concluante et n'a pas été poursuivie.

Par la suite, et dans le but de combler le manque d'information sur cette pratique de pêche, des questionnaires spécifiques à la pêche de nuit (Annexe 13) ont été administrés à partir d'octobre 2009 lors des enquêtes en mer de jour en supplément des questionnaires habituels. Ce qui a permis de récolter 10 questionnaires.

D'autre part, dans la partie habitude de pêche du questionnaire administré pour la pêche de jour, une question concernant la planification journalière de l'activité nous a permis d'obtenir quelques informations. Les personnes enquêtées devaient préciser si elles pêchaient plutôt le matin, l'après-midi, le soir ou la nuit. Cependant, une seule réponse est possible pour cette question, ce qui ne permet pas de savoir si plusieurs périodes sont utilisées par le pêcheur. Cette codification de la réponse ne renseigne que de manière incomplète sur la pratique de la pêche de nuit car seuls des pêcheurs pratiquant en journée ont été interviewés. Cependant, le questionnaire pourrait être aménagé pour les pêcheurs qui déclarent pêcher parfois la nuit, soit par des questions supplémentaires, soit en proposant un contact ultérieur.

Les travaux de Jollit (2010) ont permis de récolter 16 questionnaires de pêcheurs revenant d'une pêche de nuit, lors d'enquêtes aux rampes de mise à l'eau.

Au final, cette pêche n'a été que très peu étudiée et reste largement méconnue. Afin de prendre en compte cette activité et son impact sur les populations étudiées (principalement *L. nebulosus*), la paramétrisation du modèle s'est basée sur les informations disponibles et plusieurs hypothèses ont du être formulées.

❖ Les métiers

Lors d'échanges informels, les pêcheurs de nuit ont dit fréquenter essentiellement des zones intermédiaires et d'arrière-récif. Trois métiers ont ainsi été constitués, un pour chaque secteur (Nord/Centre/Sud), dont les zones de pêche regroupent les fonds de lagons des parties intermédiaire et barrière. L'hypothèse a été faite qu'il n'y avait pas de pêche plaisancière de nuit dans la Corne Sud.

Les facteurs de ciblage ont été calculés au § 0 à partir des données récoltées par Jollit (2010).

❖ Les stratégies

Les données sur les habitudes de pêche (enquêtes de jours réalisées dans la présente étude) montrent que 4.5% des pêcheurs interrogés ont dit pratiquer la pêche plutôt de nuit. Sous l'hypothèse que la pêche de nuit est pratiquée par toutes les flottilles, 6 stratégies ont été définies pour décrire cette pêche de nuit. La seule technique de pêche utilisée est la ligne.

Parmi les pêcheurs ayant dit pratiquer la pêche de nuit, la moitié ont dit sortir toute l'année et l'autre moitié uniquement pendant la saison fraîche. Le nombre moyen de sorties par mois calculé à partir du nombre de sorties annuelles déclarées, est de 1.6 en été et 2.4 en hiver. Ce chiffre est obtenu toutes flottilles confondues, le faible nombre de données ne permettant pas d'obtenir plus de détails. Le nombre de jours inactifs correspondant a été calculé à partir de l'équation (59), les valeurs sont présentées dans le Tableau 39.

La répartition de l'effort de pêche entre les différents métiers d'une stratégie a été fixé à dire d'expert de la façon suivante : $\frac{3}{4}$ des navires des flottilles de Païta et du Mont Dore pratiquent dans leur secteur respectif (Nord pour Païta et Sud pour Mont Dore) et $\frac{1}{4}$ pratiquent dans le secteur Centre. Pour les flottilles de Nouméa, la moitié des navires pratiquent dans le secteur centre et $\frac{1}{4}$ des navires pratiquent dans chacun des deux autres secteurs (Nord et Sud).

En se basant sur les 16 questionnaires correspondant à de la pêche de nuit et récoltés par Jollit (2010), la Saumonée et le Dawa ont été considérés comme non capturés de nuit. *Lethrinus nebulosus* est l'espèce que les pêcheurs ont dit rechercher en priorité. Elle figure en 4^{ème} place des espèces les plus capturées la nuit en terme d'abondance, après *Lethrinus atkinsoni* (bossu Doré), *Lutjanus vitta* (jaunet), *Lutjanus adetti* (rouget de nuit).

Tableau 39. Nombre de jours inactifs par mois paramétrés dans le modèle pour la pêche de nuit (identique pour toutes les stratégies), en fonction du nombre de jours dans le mois.

	Saison chaude			Saison froide	
	Mois de 31 jours	Mois de 30 jours	Mois de 28 jours	Mois de 31 jours	Mois de 31 jours
$MinNbJinactif_{s,t}$	30.8	29.8	27.8	30.7	29.7

3.1.Schéma synthétique de l'activité de pêche plaisancière

Au final, les analyses des données ont permis de faire ressortir une structuration en 7 flottilles (3 communes de résidence, 2 types de navires et Corne Sud), 33 métiers (20 zones et 2 techniques de pêche) et 19 stratégies (Figure 56).

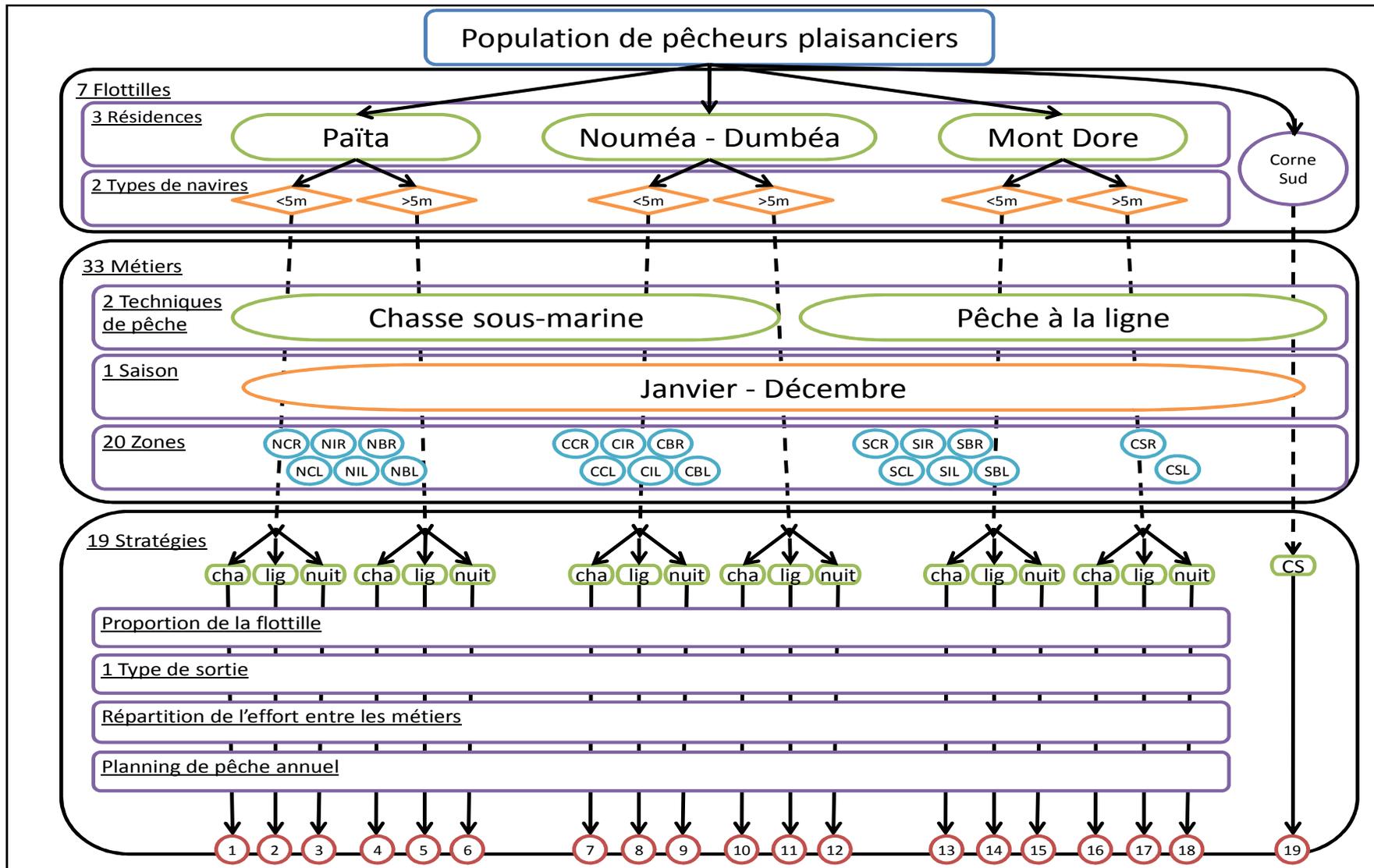


Figure 56. Schéma synthétique de la structuration de l'activité de pêche plaisancière. Pour les zones, les abréviations sont les suivantes : N (Nord) ; C (Centre) ; S (Sud) ; CS (Corne Sud) ; B (barrière) ; I (intermédiaire) ; C (côte) ; R (Récifs) ; L (fonds de lagon). Pour les stratégies, les abréviations sont les suivantes : cha (chasse sous-marine) ; lig (pêche à la ligne) ; nuit (nuit) ; CS (Corne Sud).

3.2. Estimation des captures de pêche plaisancière

En Nouvelle-Calédonie, il n'existe pas d'estimation officielle des captures de pêche plaisancière basée sur un suivi régulier. Seules quelques études ponctuelles (Cecil, 1976 ; Virly, 2000 ; Jollit, 2010) permettent au SMMPM de publier quelques chiffres d'ordre général. Ces études utilisent des sources de données et des méthodes variées. Les chiffres publiés par le SMMPM en 2010 sont de 5 000 tonnes débarquées, tous produits de la mer confondus pour l'ensemble du territoire.

Dans la présente étude, les captures plaisancières des trois espèces étudiées ont été estimées à partir de l'effort de pêche nominal issue de la description de l'activité de pêche (voir § 3.3) et du calcul des CPUE moyennes de chaque stratégie à partir des données d'enquêtes, soit :

$$C_{esp,s,t} = E_{s,t} * CPUE_{esp,s} \quad (68)$$

$$\text{Où } E_{s,t} = TP_s * Nbj_{s,t} * NbNav_s * PTmet_{esp,s,t} \quad (69)$$

$$\text{Et } CPUE_{esp,s} = \frac{B_{esp,s}}{TP_s} \quad (70)$$

Avec, $C_{esp,s,t}$, la capture (en kg) de l'espèce esp réalisée par la stratégie s au mois t ; $E_{s,t}$, l'effort de pêche de la stratégie s au mois t ; $CPUE_{esp,s}$, la capture par unité d'effort de l'espèce esp par la stratégie s ; TP_s , le temps de pêche (en heure) par jour de mer ; $Nbj_{s,t}$, le nombre de jours de mer au mois t effectués par la stratégie s ; $NbNav_s$, le nombre de navires de la stratégie s ; $PTmet_{esp,s,t}$, la proportion de temps passé par la stratégie s au mois t à exercer les métiers capturant l'espèce esp ; et $B_{esp,s}$, la biomasse moyenne de l'espèce esp capturée par sortie par la stratégie s .

En définitive, l'effort de pêche décrit correspond au nombre d'heures de pêche réalisées chaque mois par l'ensemble des pêcheurs d'une stratégie.

Les valeurs d'effort, de CPUE et de capture obtenues sont présentées en Annexe 14. Les captures annuelles par espèces toutes stratégies confondues sont présentées dans le Tableau 40. Ces chiffres restent cependant à prendre avec précaution et se basent sur une quantité de données relativement limitée, en particulier pour le Bec de cane (voir § 3.2, 3.3.8 et 3.3.9). Ils apportent néanmoins une information inédite, utile aux décideurs

et plus détaillée que dans les précédentes études sur la pêche plaisancière en Nouvelle-Calédonie.

Parmi ces résultats, il est apparu que les chasseurs sous-marins du Mont Dore utilisant des embarcations > 5 m ne captureraient pas de Dawa, bien que cette activité de pêche cible habituellement cette espèce. Ceci est directement lié au fait que lors des enquêtes en mer, aucun pêcheur appartenant à ce groupe n'avait capturé de Dawa, aboutissant au calcul d'une CPUE nulle. Bien que surprenant ce résultat ne semble pas provenir d'un sous échantillonnage de cette flottille. Dans le modèle la flottille des navires > 5m du Mont Dore ne capturera ainsi pas de Dawa.

A titre de comparaison, une seconde estimation des captures a pu être réalisée à partir du travail de Jollit (com. pers.). Les valeurs obtenues (Tableau 40) concernent les pêches récréative et vivrière, à partir d'embarcations à moteur uniquement (comme pour la présente étude), dans une zone comprenant la région d'étude du présent travail ainsi que la baie de St Vincent.

En comparaison, les estimations issues du travail de Jollit (com. pers.) sont 43% plus importante pour le Bec de cane, 19% moins importantes pour la Saumonée et 142% plus importantes pour le Dawa. Ces différences positives ou négatives selon l'espèce, ne peuvent s'expliquer uniquement par une région d'étude plus importante pour l'estimation de Jollit (com. pers.). Les protocoles d'enquêtes et les méthodes d'échantillonnage, pourraient avoir un effet. Par exemple, certaines catégories de pêcheurs pourraient avoir été plus ou moins bien appréhendées par chacune des 2 études (présente étude et Jollit, 2010). D'autre part, dans la présente étude, la taille de chaque individu a été estimée lors des enquêtes de terrain, alors que pour Jollit, ce sont les poids tout individus confondus par espèce qui ont été estimés.

Tableau 40. Estimation des captures annuelles de Bec de cane, Saumonée et Dawa, par les pêcheurs plaisanciers.

Espèce	Estimation des captures dans la présente étude	Estimation des captures par Jollit (com. pers.)
Bec de cane (<i>L. nebulosus</i>)	5.8	8.3
Saumonée (<i>P. leopardus</i>)	147.4	119.9
Dawa (<i>N. unicornis</i>)	28.6	69.2

4. Facteurs de ciblage et facteurs de standardisation

Le **facteur de ciblage** (voir § 1, équation (2)) permet de retranscrire l'intensité avec laquelle les pêcheurs pratiquant un métier donné ciblent chacune des espèces et potentiellement certaines classes de taille au sein d'une même espèce. Le **facteur de standardisation** est un coefficient permettant de quantifier la différence de capture liée à l'usage d'une technique de pêche, quelle que soit l'espèce dans un même endroit, à un même moment avec un même ciblage pendant un même temps de pêche (voir § 1, équation (46)).

Premièrement nous aborderons une problématique liée au calcul des captures et à la taille des zones dans le modèle ISIS-Fish qui pourra être résolue par l'intermédiaire du facteur de ciblage. Deuxièmement, nous aborderons la question des différences de ciblage en fonction de la taille des individus d'une même espèce. Troisièmement, nous évaluerons les différences de ciblage en fonction des types de pêcheurs et le facteur de standardisation des techniques de pêche. Les effets conjugués de la taille des zones, de la taille des individus et du type de pêcheurs permettront alors de déterminer les facteurs de ciblage.

4.1.Effet de la taille des zones

Dans le modèle ISIS-Fish, la capture est directement proportionnelle à l'abondance de poisson présent dans la zone de population exploitée car un effort appliqué à tout ou partie d'une zone de vie est appliqué à l'ensemble de l'effectif présent dans la zone de vie⁴³ (voir § 1, équation (2)). De ce fait, la capture est aussi directement proportionnelle à la taille de la zone (à densité de poisson constante). Par exemple, un même effort de pêche appliqué dans une zone de surface s avec une densité de poisson d , et dans une seconde zone de surface $2*s$ avec la même densité de poisson d , aboutira à une capture 2 fois supérieure dans la grande zone. Dans la réalité, lorsque l'effort par unité de surface est important ce phénomène pourrait être observé mais pas quand l'effort par unité de surface est faible.

⁴³ Il existe cependant la possibilité de n'appliquer l'effort de pêche que sur une partie de l'effectif d'une zone de vie, via un mode de calcul appelé "Effort par cellule" (voir Chapitre I).

Dans notre cas d'étude, le Grand Nouméa a été subdivisé en 9 secteurs alors que la Corne Sud ne constitue qu'un seul et même secteur. Les différences de surfaces entre zones du Grand Nouméa restent relativement faibles (voir Chapitre I § 4 et Chapitre II § 2.1.5, 2.2.5 et 2.3.5). L'hypothèse a été faite que pour ces zones, l'effort de pêche d'un métier s'appliquait à toute la surface, car l'effort par unité de surface est relativement élevé. En revanche, il existe un rapport de surface entre les zones du Grand Nouméa et de la Corne Sud pouvant aller jusqu'à 1/52 selon l'espèce. La conséquence est une surestimation des CPUE dans la Corne Sud par rapport à celles du Grand Nouméa dans le modèle. Pour la Corne Sud, l'effort par unité de surface est faible et inégalement réparti. Il a donc été fait l'hypothèse que l'effort ne pouvait s'appliquer à l'ensemble de la surface de la zone au cours d'une unité de temps (le mois), mais que sur l'année, les pêcheurs concernés accédaient à l'ensemble de la zone et aux stocks qui s'y trouvent. L'utilisation du mode de calcul "Effort par cellule" permettrait d'appliquer l'effort de pêche de cette manière. Cependant, ce mode de calcul demande une capacité informatique bien supérieure qui n'était pas disponible dans la présente étude. Il a donc été nécessaire de proposer une solution alternative.

Dans le modèle ISIS-Fish, la spatialisation de l'effort de pêche intervient à travers les métiers. Nous avons donc ajusté la capture des métiers exerçant dans la Corne Sud au travers de leurs facteurs de ciblage, avec un coefficient qui permet de corriger la différence de taille entre les zones du Grand Nouméa et de la Corne Sud. Ceci a permis d'obtenir des valeurs de captures cohérentes. Ce coefficient est calculé de la façon suivante :

$$CCS_{metCS,esp} = \frac{\sum_{Nz} S_{zGN,esp}}{Nz_{esp}} * \frac{1}{S_{zCS,esp}} \quad (71)$$

Où $CCS_{metCS,esp}$ correspond au coefficient lié à l'effet de la taille de la zone Corne Sud d'un métier met exerçant dans la Corne Sud et ciblant l'espèce esp , $S_{zGN,esp}$ est la surface de la zone de vie z dans le Grand Nouméa de l'espèce esp , Nz est le nombre de zones de vie de l'espèce esp présentes dans le Grand Nouméa et $S_{zCS,esp}$ est la surface de la zone de vie z dans la Corne Sud de l'espèce esp . Les valeurs ainsi obtenues sont données dans le Tableau 41. Tous les métiers ciblant une même espèce ont la même valeur de coefficient car ils ciblent une espèce sur les mêmes zones de vie.

Tableau 41. Valeurs des coefficients liés à l'effet de la taille de la zone Corne Sud.

	Bec de cane (<i>L. nebulosus</i>)	Saumonée (<i>P. leopardus</i>)	Dawa (<i>N. unicornis</i>)
$CCS_{metCS,esp}$	0.3	0.04	0.02

4.2. Effet de la taille des individus

Habituellement, les pêcheurs utilisent des procédés variant selon l'engin et l'espèce pour rechercher les plus gros individus. Nous avons donc introduit un facteur de ciblage différent selon la taille des individus d'une espèce et de l'engin utilisé. Nous avons de plus supposé que *P. leopardus* n'était pas porteur de cigatoxines dans la région d'étude et qu'il n'y avait donc pas d'évitement des plus gros individus par les pêcheurs.

Les coefficients correspondants au ciblage préférentiel des plus gros individus par les pêcheurs ($C_{taille_{esp}}$) ont été fixés à dire d'expert et à partir d'échanges informels lors des enquêtes de pêche (Tableau 42).

Tableau 42. Valeurs des coefficients liés au ciblage préférentiel de certaines catégories de taille par les pêcheurs.

	Bec de cane (<i>L. nebulosus</i>)	Saumonée (<i>P. leopardus</i>)	Dawa (<i>N. unicornis</i>)
$C_{taille_{esp}}$ Ligne à main professionnelle	≤ 30 cm = 0.5 > 30 cm = 1	≤ 40 cm = 0.5 > 40 cm = 1	--
$C_{taille_{esp}}$ Filet	≤ 40 cm = 1 > 40 cm = 0.5	--	≤ 30 cm = 0.5 > 30 cm = 1
$C_{taille_{esp}}$ Ligne plaisancière	1	1	--
$C_{taille_{esp}}$ Chasse sous-marine	--	≤ 25 cm = 0 > 25 cm et ≤ 40 cm = 0.5 > 40 cm = 1	≤ 25 cm = 0.01 > 25 cm et ≤ 35 cm = 0.5 > 35 cm = 1

4.3. Effet du type de pêcheur et facteurs de standardisation

4.3.1. Méthodologie

Afin de déterminer les effets du type de pêcheurs sur le ciblage et les facteurs de standardisation (qui correspondent à un effet de la technique de pêche) un modèle statistique a été ajusté sur les données de CPUE issues des déclarations de captures professionnelles et des enquêtes de pêche plaisancière. Les types de pêcheurs ont été

définis au niveau du type d'activité, professionnelle ou plaisancière, car l'effet lié aux 41 métiers, aux 21 stratégies ou aux 8 flottilles nécessiterait un effort d'échantillonnage plus important que celui disponible dans les données. L'hypothèse a ainsi été faite, pour une même technique de pêche, que tous les pêcheurs plaisanciers d'une part et tous les pêcheurs professionnels de l'autre, ciblaient chaque espèce avec la même intensité.

L'unité de temps décrivant l'effort de pêche n'étant pas le même dans les données de pêche professionnelle et plaisancière (la journée *versus* l'heure), nous avons ramené les captures de pêche plaisancière à la journée. Les CPUE s'entendent donc en kg/jour de pêche. Au niveau spatial, les captures de pêche professionnelles n'étant connues que pour les 2 zones, Grand Nouméa et Corne Sud, les captures plaisancières par zone ont été agrégées à ce même niveau de détail.

Pour la pêche professionnelle, les données de déclarations de captures de 2008 et 2009 ont été utilisées. Les temps de pêche par opération n'étant pas connus (voir § 2.1), nous avons utilisé le temps de pêche de la sortie.

Pour les plaisanciers de jour dans le Grand Nouméa, les données de captures obtenues lors des enquêtes en mer (enquêtes PAMPA; voir § 3.2.4) ont été utilisées. Les captures par sortie ont été extrapolées à partir des CPUE par heure. Pour ce faire, l'évolution des captures au cours d'une sortie de pêche a été considérée comme linéaire. Les captures nulles ont été conservées. Les pêches ayant duré moins de 30 min ont été écartées pour limiter les distorsions de calcul de CPUE sur des temps de pêche courts. Pour les plaisanciers de la Corne Sud ou en pêche de nuit, les données d'enquêtes réalisées par Jollit (2010) (voir § 3.3.8 et 3.3.9) ont été utilisées.

Le facteur de ciblage étant un paramètre caractérisant les métiers, l'effet du type de pêcheurs a du être défini pour chaque espèce et pour chaque zone. Un modèle statistique a alors été ajusté sur les valeurs de CPUE et les 4 variables explicatives suivantes :

- la technique de pêche (filet, ligne à main professionnelle, chasse sous-marine, ligne plaisancière) ;
- le type de pêcheur (professionnel, plaisanciers de jour, plaisanciers de nuit) ;
- l'espèce (Bec de cane, Saumonée, Dawa) ;

- la zone (Grand Nouméa, Corne Sud).

Le croisement des variables *type de pêcheur*, *espèce* et *zone*, correspond à un coefficient de ciblage du type de pêcheur en fonction de l'espèce et de la zone ($Ccib_{met,esp}$), et l'effet *technique de pêche* correspond au facteur de standardisation.

Etant donné le nombre important de valeurs nulles de captures chez les plaisanciers, un modèle de type GLM a été utilisé (voir par exemple Legendre & Legendre, 1998 et Scherrer, 2007). L'ajustement d'un modèle avec une structure d'erreur de famille Poisson et une fonction de lien⁴⁴ log sur les données brutes, a permis de satisfaire les hypothèses du modèle GLM (homoscédasticité et distribution des résidus). Cependant, la présence de surdispersion nous a conduit à utiliser finalement une structure d'erreur de famille quasipoisson, afin de corriger ce biais (Crawley, 2007).

Les facteurs de standardisation et de ciblage, étant des effets multiplicatifs dans le modèle ISIS-Fish (voir § 1), leurs effets ont été déterminés par l'ajustement d'un modèle multiplicatif. Ceci est rendu possible par l'application de la relation logarithmique entre la variable à expliquer et les variables explicatives, dont les valeurs des effets sont ensuite retransformées par la fonction exponentielle.

4.3.2. Résultats

L'effet zone et l'interaction entre les variables explicatives ont d'abord été testés à l'aide d'une ANOVA avec statistique de Fisher en raison de la surdispersion. Toutes les probabilités obtenues ont été supérieures à 0.9, montrant des différences non significatives. Le modèle contenant uniquement les facteurs *technique de pêche* et *type de pêcheur * espèce* a alors été retenu. Il correspond aux effets du facteur de standardisation et d'un coefficient de ciblage du type de pêcheur en fonction de l'espèce. Pour ce modèle, les 2 effets étaient très significatifs ($p\text{-value} < 4 \cdot 10^{-4}$).

La qualité d'ajustement d'un GLM reste complexe à évaluer (Crawley, 2007). Nous avons comparé la déviance du modèle nul avec la déviance du modèle retenu à l'aide d'un test de Fisher (Faraway, 2006). La $p\text{-value}$ de $2 \cdot 10^{-3}$ nous a permis de valider le modèle. De

⁴⁴ La fonction de lien définit la relation entre la variable à expliquer et les variables explicatives (Crawley, 2007).

façon plus intuitive, les valeurs prédites ont été comparées aux valeurs observées (Tableau 43). On constate ainsi que le modèle ajusté prédit parfaitement les valeurs moyennes observées pour chaque croisement de niveau de variable.

Tableau 43. Comparaisons des valeurs de CPUE prédites (valeurs en gras) et des moyennes des CPUE observées (valeurs en italique) dans chacun des cas de figure *technique de pêche * type de pêcheur * espèce*. Les CPUE sont exprimées en kg.sortie⁻¹. Les cases vides correspondent aux cas de figures qui n'existent pas ou qui ont été considérés comme négligeables en termes de captures.

Technique de pêche	Type de pêcheur * espèce					
	Professionnel Bec de cane	Professionnel Saumonée	Professionnel Dawa	Plaisancier Saumonée	Plaisancier Dawa	Plaisancier de nuit Bec de cane
Ligne à main professionnelle	21.4 <i>21.4</i>	10.4 <i>10.4</i>	-	-	-	-
Filet	12.1 <i>12.1</i>	-	32.4 <i>32.4</i>	-	-	-
Linge plaisancière	-	-	-	- <i>1</i>	-	2.8 <i>2.8</i>
Chasse sous- marine	-	-	-	4.4 <i>4.4</i>	1.7 <i>1.7</i>	-

Les valeurs des effets du modèle GLM correspondant au coefficient de ciblage ($Ccib_{met,esp}$) et au facteur de standardisation sont donnés dans le Tableau 44. Le GLM a été réalisé de façon à avoir un effet neutre (valeur = 1) pour la technique de pêche *ligne à main professionnelle* et pour la capture de *Dawa par les professionnels*, qui sont par conséquent les engins standard et l'espèce de référence pour le ciblage.

Le plan d'expérience fortement déséquilibré entre les croisements de niveaux de facteurs, n'a pas permis d'estimer le coefficient correspondant à l'effet *Plaisancier * Saumonée* (Tableau 44). La valeur de ce coefficient de ciblage a par la suite été déterminée par calibration (voir Chapitre IV § 1).

Tableau 44. Valeurs des coefficients correspondant aux effets mis en évidence dans le modèle GLM, à partir des CPUE à la journée.

Effet	Valeur du coefficient
Facteur de standardisation de l'engin	
Ligne à main professionnelle	1
Filet	0.567
Chasse sous-marine	0.077
Ligne plaisancier	0.017
Coefficient de ciblage ($Ccib_{met,esp}$)	
Professionnel * Dawa	1
Professionnel * Saumonée	0.1811
Professionnel * Bec de cane	0.373
Plaisancier * Saumonée	0.305 (déterminé par calibration, voir Chapitre IV § 1)
Plaisancier * Dawa	0.377
Plaisancier de nuit * Bec de cane	2.970

In fine, dans le modèle de dynamique de pêcheries, le facteur de ciblage regroupe les effets liés à la taille des zones, à la taille des individus et au type de pêcheur. Il correspond à la multiplication des coefficients calculés dans les paragraphes précédents :

$$Fcib_{met,esp,c} = Ccs_{metCS,esp} * Ctaille_{esp,c} * Ccib_{met,esp} \quad (72)$$

Où $Fcib_{met,esp,c}$ est le facteur de ciblage du métier met pour la classe c de l'espèce esp .

5. Discussion – Conclusion

L'étude des activités de pêche professionnelle et plaisancière dans la région du lagon Sud-ouest a abouti à la mise en place d'un modèle relativement complexe. Cette complexité émane principalement de la pêche plaisancière qui est une activité peu structurée, avec des profils de pêcheurs beaucoup moins marqués que pour la pêche professionnelle et qui ne fait pas l'objet d'un suivi.

La typologie des pêcheurs plaisanciers s'est faite sur la base d'un compromis entre les besoins des gestionnaires en termes d'échelle spatiale, de définition des groupes de pêcheurs (résidence, types de navires, fréquence de sorties, etc.) et le besoin de simplification propre à tout modèle. Les simplifications réalisées ont été menées avec le double objectif de créer des groupes cohérents (et non pas agrégés par défaut) et de

rester dans les limites des capacités informatiques disponibles. Ce dernier point s'est avéré être crucial. En effet, les modèles de plus en plus complexes utilisés de nos jours, comme ISIS-Fish, nécessitent une puissance informatique élevée.

L'utilisation de modèles de pêcherie s'appuie habituellement sur un suivi régulier des activités étudiées, notamment en termes de description de l'effort (temps, positionnement, moyens matériel et humain, etc.) et de captures (Grafton *et al.*, 2010). La capacité à développer un modèle est directement liée à la qualité des données sur lesquelles sa construction s'appuie, notamment en ce qui concerne leur précision et leur pérennité dans le temps. Dans la présente étude, le manque de données ou leurs imprécisions, nous ont amené à faire de nombreuses hypothèses concernant les activités de pêche, que ce soit sur les valeurs de certains paramètres méconnus (*e.g.* sélectivité des engins, ciblage selon la taille des individus) ou sur la structure de l'activité (*e.g.* activité plaisancière dans la Corne Sud, pêche de nuit). De plus, l'estimation de plusieurs paramètres s'est basée sur un nombre limité d'information (*e.g.* nombre de navires de plaisance, pêche de nuit). Ce manque de connaissances entraîne la présence d'incertitude dans les sorties du modèle, qu'il est nécessaire de prendre en considération. L'approche par analyse de sensibilité au chapitre suivant nous permettra de décrire l'incertitude dans les sorties du modèle et de hiérarchiser l'importance des différents éléments incertains. Ces analyses ne constituent cependant pas un moyen de palier ce manque de données, mais d'en étudier les effets sur les prédictions d'un modèle (Saltelli *et al.*, 2004 ; Cariboni *et al.*, 2007).

La pêche professionnelle qui fait l'objet de déclarations de captures de la part des pêcheurs auprès de la DDR à la Province Sud, dispose d'un suivi régulier. Cependant, la précision spatiale et temporelle (informations renseignées respectivement à l'échelle de l'opération de pêche et de la sortie) reste faible. Le principal problème rencontré a été le manque de détails dans la description des temps de pêche. Seule la durée totale de la sortie est renseignée. Il n'est donc pas possible de connaître le temps de pêche effectif alloué à chaque opération et donc à chaque métier. Les estimations d'effort de pêche par métier et les CPUE qui en découlent, restent donc entachées d'une incertitude qui est de plus difficile à évaluer. En l'absence d'évaluation des stocks, les CPUE constituent des indicateurs précieux de l'état et de l'évolution des populations (*e.g.* Evans & Grainger, 2002). La qualité de l'information recueillie pour la description de l'effort de pêche est

donc primordiale. Cette problématique a déjà été soulevée et discutée dans l'étude réalisée par Guillemot (2011) sur les indicateurs d'évolution des ressources récifolagones en Province Sud. A titre de comparaison, dans le cadre du Système d'Information Halieutique (SIH) mis en place en France par l'IFREMER, pour les petites pêches côtières, l'activité de pêche est renseignée selon un calendrier par mois. L'effort de pêche est ensuite reconstitué par des enquêtes *a posteriori*.

Des informations sur les distributions de tailles des captures, auraient été très utiles pour appréhender la dynamique de la population dans le modèle. En effet, la distribution de taille des captures et donc l'impact de la pêche sur chaque classe détermine la structure de la population et influence sa dynamique (Dalzell *et al.*, 1996 ; Venturelli *et al.*, 2009 ; Wilson *et al.*, 2010 ; Mullon *et al.*, 2011 ; Rochet *et al.*, 2011). Dans la présente étude, les suivis de pêche professionnelle mis en place par la Province Sud ne font pas état des distributions de tailles des captures. Concernant la pêche plaisancière, les relevés de captures effectués lors des enquêtes de terrain ont permis de relever les tailles des individus capturés. Cependant, cette donnée n'a pas été documentée de la même manière (mesure, estimation visuelle, catégorisation) par les enquêteurs qui se sont succédés, et n'a donc pas pu être utilisée. Dans le modèle, les distributions de tailles des captures professionnelles et plaisancières résultent des valeurs des coefficients de ciblage par catégorie de tailles, de la sélectivité des engins et de la dichotomie de l'habitat de vie pour *L. nebulosus*.

Pour la pêche plaisancière, le problème principal est d'estimer le nombre de navires actifs à la pêche dans la région d'étude. L'estimation de la population de pêcheurs actifs sur une zone exploitée est une question majeure dans l'étude des pêcheries récréatives ou informelles (Pollock, 1994 ; Fisher, 1997 ; Guillemot *et al.*, 2009 ; Levrel, com. pers.). La méthodologie proposée par Guillemot *et al.* (2009) utilisée dans la présente étude repose, 1) sur le relevé des immatriculations des navires lors des relevés de fréquentation, et 2) sur le registre des immatriculations tenu par le SMMPM. Or le niveau de mise à jour et le taux de remplissage des champs de ce registre semblent insuffisants. A titre d'exemple, le port d'attache des navires est renseigné pour moins de 15% des navires de plaisance. Dans la présente étude c'est la commune de résidence du propriétaire qui a été utilisée, mais il n'a pas été possible d'évaluer l'exactitude de l'information. Les résultats obtenus font état de 2 593 navires à moteurs actifs à la

pêche pour les résidents des communes de Païta, Nouméa, Dumbéa et Mt Dore. Ce chiffre est sensiblement inférieur au chiffre de 3 942 navires avancé par Jollit (2010) pour des données récoltées 4 ans auparavant mais pour une région d'étude comprenant en plus la Baie de St Vincent. Or, la même méthodologie a été employée dans les 2 études.

De plus, pour les activités de pêche plaisancière il n'existe pas de suivi de l'activité, l'information provient presque exclusivement d'études ponctuelles (Virly, 2001 ; Jollit, 2010 ; projet PAMPA). Les données disponibles sont limitées, au regard de la mise en place d'un modèle de l'activité de pêche plaisancière et même pour une évaluation ponctuelle de l'effort et de la production inhérents à cette activité. Les résultats de l'étude menée par Jollit (2010), basés sur des enquêtes aux rampes de mises à l'eau et de survols aériens, ont été disponibles tardivement pour la présente étude. Seule une petite partie a pu être utilisée. De part leur couverture spatiale et les horaires des sorties, les protocoles d'enquêtes et d'étude de fréquentation menés dans le cadre du projet PAMPA n'étaient pas adaptés pour certaines activités de pêche (Corne Sud, pêche de nuit, pêche vivrière et certaines catégories de pêcheurs).

Ces protocoles de terrain principalement orientés vers l'étude de la fréquentation des îlots et principaux récifs du Grand Nouméa (en cohérence avec la surveillance réalisée par les services de la Province Sud) sont bien adaptés au suivi de sites de petite surface avec des plaisanciers peu mobiles. Chaque îlot ou récif peut être considéré comme un site à part entière. Le relevé de la fréquentation constitue alors un comptage instantané, mais non répété au cours de la journée. Les circuits ayant été réalisés aléatoirement dans les sens horaire et antihoraire, les heures de passages ont varié entre les sorties. En revanche, pour des sites de surfaces importantes comme les zones de lagon ou les récifs barrières où les plaisanciers sont beaucoup plus mobiles, le protocole ne permet pas de réaliser un comptage instantané. Le fait que le nombre et la position des bateaux de pêche changent au cours du comptage introduit un biais parfois important, qui est accentué par la réalisation des enquêtes pendant les relevés de fréquentation (Pollock *et al.*, 1994). Dans les cas d'études de pêcheries plaisancières dans des zones de surface importante (c.-à-d. lorsque le temps nécessaire à parcourir la zone est important et ne permet pas d'être répété dans la journée), il est habituellement recommandé de mettre en place des comptages les plus instantanés possibles sur l'ensemble de la zone à partir

de survols aériens ou de points de vue surélevés et de découpler les enquêtes des comptages de fréquentation (Pollock *et al.*, 1994 ; Sullivan *et al.*, 2006). Le relevé en mer de la fréquentation a cependant l'avantage de permettre de relever les immatriculations des navires, ce qui a permis d'estimer le nombre de navires actifs.

A partir d'une étude complémentaire mise en place dans le cadre de ce travail de thèse auprès des clubs de chasse sous-marine de Nouméa⁴⁵, il s'est avéré que des pêcheurs très réguliers exerçant dans la région d'étude n'avaient pas ou très peu été rencontrés lors des relevés de fréquentation et des enquêtes en mer. Les horaires d'activité et les sites de pêche fréquentés par ces pêcheurs sont compatibles avec les sorties en mer réalisées lors des relevés de terrain. Il est probable que ces pêcheurs connus pour fréquenter une multitude de "coins de pêche" lors d'une même sortie, aient pu être rencontrés lorsqu'ils étaient en navigation entre 2 sites et n'ont alors pas pu être enregistré pour l'activité qu'ils pratiquaient réellement. Le protocole d'étude n'aurait pas permis de comptabiliser et de rencontrer en mer ces pêcheurs peu nombreux mais parfois très efficaces. Il semble que les enquêtes aux rampes de mise à l'eau réalisées par Jollit (2010) où, quelques pêcheurs débarquant des quantités importantes de poissons apparaissent à plusieurs reprises dans les données, aient permis de mieux percevoir cette activité de pêche particulière.

Enfin, par définition, une étude ponctuelle dans le temps et l'espace ne constitue pas un suivi. Si des indicateurs adaptés à certaines questions peuvent découler de ce type d'étude, seul un suivi dans la durée sera à même de fournir les informations sur l'évolution des ressources et de l'exploitation, à une échelle spatiale qui doit être cohérente avec la dynamique spatiale de ces ressources et des pêcheurs qui les exploitent.

Dans le cadre de cette thèse, un protocole alternatif a été proposé pour mieux estimer la fréquentation plaisancière (dont la pêche) sur le lagon du Grand Nouméa. Ce protocole a eu pour objectif de limiter le biais lié à la grande surface de la région d'étude et à la mobilité d'une partie des pêcheurs, ainsi que d'apporter une meilleure couverture sur l'évolution intra-journalière de la fréquentation. Le comptage répété des navires à plusieurs moments de la journée permet de mieux suivre l'évolution de la fréquentation

⁴⁵ Les données récoltées au cours de ce suivi (qui continue actuellement) n'ont pas encore été analysées.

et ainsi d'estimer la pression totale journalière. Ce protocole de relevé de fréquentation est complémentaire aux enquêtes, qui sont nécessaires pour récolter des informations sur les captures, les profils de pêcheurs et leur perception de la ressource et de sa gestion. Le compte rendu de ce travail et les résultats préliminaires sont présentés dans le rapport de convention IFRECOR - IFREMER (Preuss *et al.*, 2010). Ce protocole nécessite encore d'être testé plus amplement afin de vérifier qu'il réponde aux attentes des gestionnaires. Les gestionnaires ont exprimé un besoin de suivis en routine des usages (dont la pêche) qui soient robustes, faciles de mise en œuvre et disposent de routines d'analyse (E. Coutures, colloque PAMPA, Paris). Les données issues du protocole proposé sont facilement adaptables aux routines d'analyses développées dans le projet PAMPA.

La réalisation de nouvelles études de terrain sur la pêche plaisancière devrait s'intéresser à des zones du lagon (fonds de baies, une partie des récifs frangeants, Corne Sud) et des catégories de pêcheurs (pêche de nuit, pêche vivrière) non étudiés dans la présente étude. En ce qui concerne la pêche de nuit qui reste une activité très mal connue, son étude apparaît comme une priorité pour la gestion des stocks, notamment de Bec de cane (*L. nebulosus*). Pour cette dernière qui fait partie des espèces lagunaires les plus exploitées en Nouvelle-Calédonie, en particulier dans la région d'étude, l'activité de pêche modélisée ainsi que l'estimation de l'effort et des captures dans la présente étude doivent être regardés avec précaution car les analyses se sont basées sur une information très limitée.

Parmi les activités de pêche plaisancière, nous avons négligé l'effort et les captures issus des voiliers. Jollit (2010) estime de son côté les captures de cette catégorie de navires à 136 t annuelles toutes espèces confondues. Les valeurs pour les 3 espèces étudiées dans la présente étude ne sont pas connues. Cependant cette catégorie de navires pratique principalement la pêche à la traîne et peu la chasse sous-marine qui représente la quasi-totalité des captures de Saumonée et de Dawa. La pêche à la ligne de nuit au mouillage (en dehors des réserves et ciblant entre autre le Bec de cane) semble un peu plus développée mais reste limitée.

D'autre part, du fait des lacunes sur la connaissance de la répartition spatiale des espèces, l'effort de pêche constaté sur les récifs isolés de fond de lagon a du être imputé

à des habitats de vie des espèces bien identifiés et cartographiés que sont les récifs affleurants.

La comparaison des estimations de captures plaisancières annuelles des trois espèces étudiées, entre la présente étude et le travail de Jollit (com. pers.), a montré une bonne cohérence, à l'exception du Dawa avec un écart de 142% (voir § 3.2). Ces estimations au niveau spécifique représentent des résultats inédits dans la région d'étude et représentent une information particulièrement utile pour les gestionnaires.

Les relevés de fréquentation ont montré que dans le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie l'activité de pêche quelle soit plaisancière ou professionnelle est fortement corrélée aux facteurs météorologiques, notamment le vent. D'importantes variations interannuelles de l'effort ont ainsi été constatées. Dans le Pacifique Sud-ouest, les facteurs environnementaux tels que le vent, la pluviométrie et les cyclones sont cycliques et dépendant notamment du phénomène El Niño (Leroy, 2006 ; Merle, 2006). Ces variations ne sont cependant jamais prises en compte dans les modèles de dynamiques, comme c'est le cas pour ISIS-Fish. Dans la présente étude la pression de pêche a été estimée à partir des habitudes de pêche renseignées lors des enquêtes et du nombre de navires actifs mais les relevés de fréquentation n'ont pas permis de l'estimer directement. Pour la pêche professionnelle il s'agit de l'activité moyenne sur les années 2008 et 2009.

Le suivi des activités de pêche et leur étude avec des modèles de dynamique nécessitent une meilleure cohérence des relevés d'information entre les pêches professionnelle et plaisancière. Ce chapitre a montré une grande hétérogénéité des données et des niveaux de connaissance, notamment au niveau des échelles de temps et d'espace utilisées.

La paramétrisation de l'exploitation a été obtenue à partir des données disponibles. Celle-ci pourra être améliorée ou modifiée au fur et à mesure que des nouvelles données seront disponibles, notamment si des suivis pérennes et plus informatifs sont mis en place. La qualité du modèle et sa capacité à reproduire les observations du système étudié (c.-à-d. principalement les captures) sont évaluées au chapitre suivant après une étape nécessaire de calibration. L'incertitude sur les activités de pêche, introduite dans le modèle y est analysée et discutée.

CHAPITRE IV

DU MODELE A L'EVALUATION DE SCENARIOS DE GESTION



CHAPITRE IV

Du modèle à l'évaluation de scénarios de gestion

Les chapitres précédents ont permis de définir le cadre spatial de l'étude ainsi que les modèles de dynamique des ressources étudiées et des activités de pêche qui les exploitent. Par définition, la modélisation consiste à conceptualiser et simplifier des phénomènes complexes déterminant la dynamique d'un système. Elle a été élaborée en tenant compte de la capacité du modèle à décrire ces phénomènes, de la puissance de calcul des outils informatiques et des questions abordées grâce au modèle liées à la gestion des pêches dans le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Un certain nombre de lacunes dans la connaissance du système ont nécessité de poser des hypothèses et se traduisent par des incertitudes sur les paramètres de ce modèle.

L'objectif de ce chapitre est de développer et mettre en œuvre une méthodologie permettant d'évaluer des scénarios de gestion à partir du modèle.

En préalable à ces évaluations, le modèle tel qu'il a été paramétré aux chapitres II et III, doit d'abord faire l'objet d'ajustements. Il s'agit 1) de définir les conditions initiales des simulations, 2) de calibrer le modèle pour que ses sorties reproduisent des observations de terrain, 3) de valider le modèle en vérifiant sa capacité à reproduire les observations de terrain, et 4) de réaliser des analyses de sensibilité afin de mettre en évidence les paramètres qui génèrent de l'incertitude dans les résultats de simulations.

Dans une dernière section du chapitre, nous analyserons plusieurs scénarios de gestion sous incertitude, c'est-à-dire que nous étudierons les réactions du système modélisé aux différentes mesures de gestion testées, tout en intégrant l'effet des principales sources d'incertitude.

1. Conditions initiales et calibration du modèle

L'objectif de cette partie est de fixer les conditions initiales des simulations à partir des données disponibles et d'ajuster les paramètres du modèle par rapport à ces données grâce à des méthodes de calibration.

1.1.Méthodologie

Suite aux différentes étapes de paramétrisation décrites aux Chapitres II et III, plusieurs éléments du modèle restent à déterminer. Ils sont au nombre de 3 dans le cas de *L. nebulosus* et *N. unicornis* et de 4 dans le cas de *P. leopardus* :

- l'abondance actuelle dans la région d'étude, appelée "effectifs initiaux" dans le modèle ;
- la capturabilité (voir Chapitre III § 1), dont l'estimation est difficile, voire impossible à partir d'observations de terrain ;
- l'évolution actuelle de la population.
- pour *P. leopardus* uniquement, le facteur de ciblage par les pêcheurs plaisanciers (voir Chapitre III § 4).

Dans un premier temps, une estimation de chacun de ces 4 éléments a été réalisée lorsque des données le permettaient (effectifs initiaux et évolution des populations). Quand cela n'était pas possible, une première valeur par défaut a été fixée (capturabilité et facteur de ciblage) (voir § 1.1.1 à 1.1.5). Ensuite, des méthodes de calibration ont été utilisées afin d'ajuster les paramètres du modèle pour que celui-ci reproduise les observations connues du système (voir § 1.1.3, 1.1.4 et 1.1.5). La succession de ces étapes est schématisée dans la Figure 57.

Les méthodes de calibration consistent à ajuster la valeur d'un paramètre de manière à ce qu'une variable de sortie du modèle reproduise les observations de terrain. La calibration nécessite donc de définir 1) le ou les paramètres d'ajustement, 2) la ou les variables de sortie du modèle, 3) les données d'observation, et 4) la fonction objectif qui explicite la comparaison entre sorties du modèle issues des simulations et observations

de terrain issues de la réalité. En d'autres termes, la fonction objectif définit la mesure de l'écart entre une variable de sortie du modèle et les observations de cette variable et elle doit être minimisée au cours de la calibration.

Une solution à la calibration de modèles dont plusieurs éléments restent à déterminer réside dans les méthodes de calibration multi-objectifs. Celles-ci sont utilisées lorsque l'on cherche à faire correspondre différentes sorties d'un modèle à plusieurs observations du système étudié (Fenicia *et al.*, 2007). D'autres méthodes, dites "globales" et basées sur la définition d'une fonction objectif unique ont été envisagées. Elles n'ont pas été mises en œuvre parce qu'elles requièrent un temps de programmation beaucoup plus important. Parmi les méthodes multi-objectifs, nous avons utilisé une approche par "calibration pas à pas" (Fenicia *et al.*, 2005, 2007). Il s'agit pour chacun des 4 éléments listés précédemment de définir une fonction objectif, puis de calibrer le modèle successivement sur chacune de ces fonctions objectif (Figure 57). Chacune des calibrations successives a été réalisée soit manuellement, lorsque cela était possible, soit en utilisant la méthode du Simplex (voir § 1.1.2). Les paramètres d'ajustement, les variables de sorties du modèle et les observations de terrain utilisées pour chacun des 4 éléments sont présentées dans le Tableau 45.

Cependant, ces 4 éléments étant chacun une composante du modèle, leur estimation n'est pas indépendante. Or, afin de pouvoir estimer l'un d'entre eux, les autres doivent être fixés préalablement. De ce fait, la valeur obtenue pour l'élément en cours d'estimation dépend des valeurs fixées pour les autres. Nous avons alors répété 3 fois et successivement la calibration de chacun des éléments (Figure 57). Le nombre d'itérations est relativement faible en raison du nombre de simulations nécessaires et des temps de calculs correspondants. Afin d'évaluer l'évolution des ajustements au cours des 3 cycles de calibration, la valeur prise par chaque variable d'ajustement à une itération n sera comparée à la valeur issue de l'itération $n-1$, selon l'équation suivante :

$$\Delta_n = \frac{p_n}{p_{n-1}} \tag{73}$$

Où p_n et p_{n-1} représentent respectivement la valeur de la variable d'ajustement à la $n^{\text{ème}}$ et $n-1^{\text{ème}}$ répétition du cycle de la calibration multi-objectif.

La qualité des ajustements sera évaluée par comparaison des variables de sortie du modèle aux observations de terrain. Elle sera présentée lors de l'étape de validation des modèles (voir § 2).

Tableau 45. Variables d'ajustement et sorties du modèle utilisées pour la calibration de chacun des éléments à déterminer.

Elément du modèle à déterminer	Variable(s) d'ajustement	Fonction objectif		Méthode de calibration
		Sortie du modèle issue de simulations	Observation du système étudiée	
Effectifs initiaux	Facteur multiplicatif extérieur au modèle	Densités de poissons finales de la simulation	Densités de poissons observées (comptages UVC et pêches expérimentales)	Manuelle
Capturabilité	Capturabilité	Captures professionnelles	Captures professionnelles déclarées	Simplex
Facteur de ciblage de <i>P. leopardus</i> par les pêcheurs plaisanciers	Facteur de ciblage des plaisanciers pour <i>P. leopardus</i> et facteur multiplicatif des effectifs initiaux	Captures plaisancières	Estimation de captures plaisancières (voir Chapitre III § 3.5)	Simplex
Evolution de la population	Taux de mortalité naturelle des classes 0 et 1	Tendance simulée d'évolution des CPUE	CPUE observées dans les captures professionnelles déclarées	Manuelle

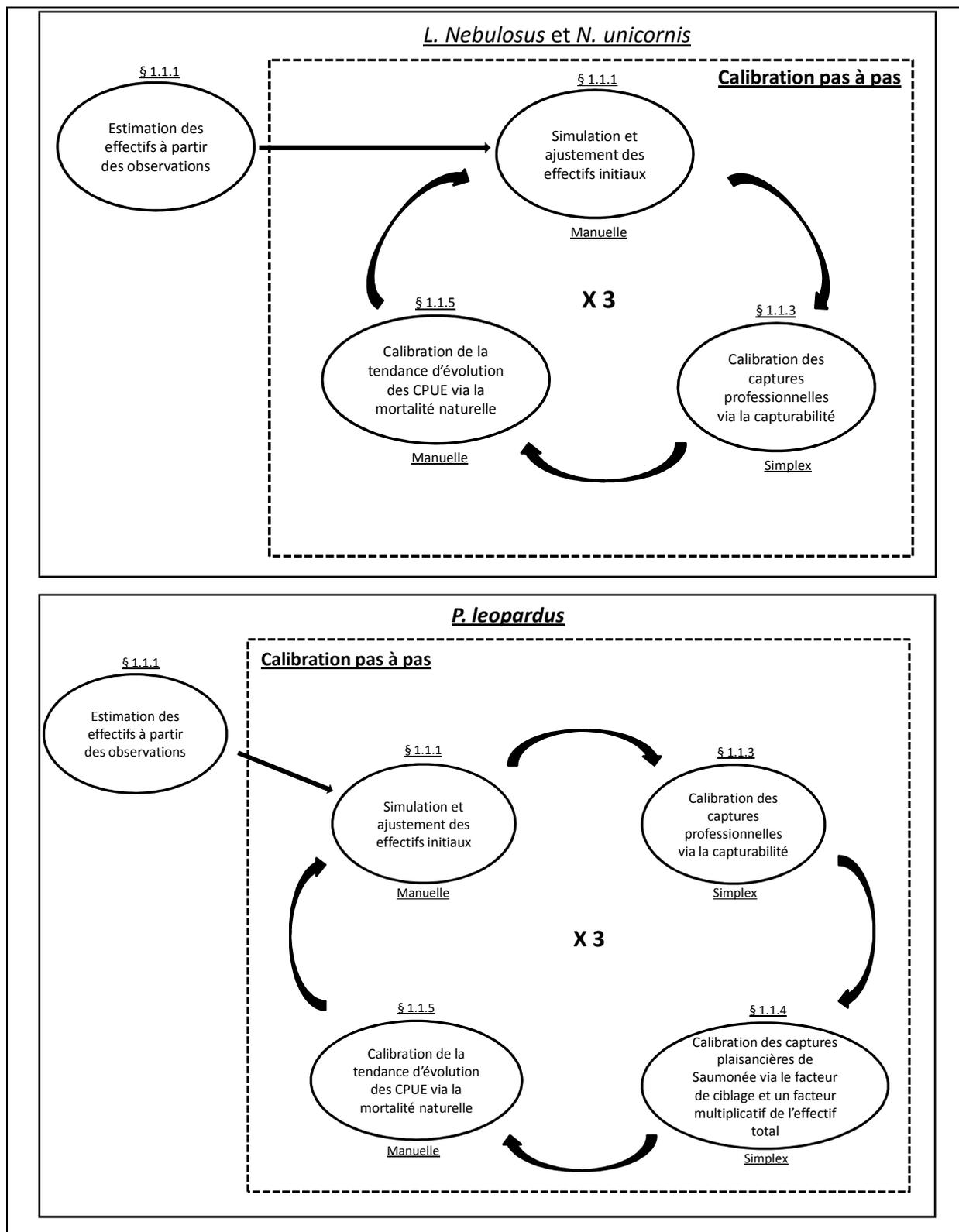


Figure 57. Schématisation des étapes d'estimation des effectifs initiaux et de la calibration pas-à-pas des différents éléments du modèle pour *L. nebulosus* et *N. unicornis* (haut) et *P. leopardus* (bas). Le numéro situé au dessus de chaque étape correspond au paragraphe expliquant la méthodologie employée. En-dessous de chaque étape de calibration, le type de méthode employé est précisé.

Le nombre et la durée des simulations réalisées pour cette procédure de calibration sont présentés dans le Tableau 46.

Tableau 46. Nombre et durée des simulations selon l'espèce pour chacun des 4 éléments à déterminer. Les valeurs indiquées correspondent respectivement au nombre de simulations, au nombre d'années simulées et à la durée de simulation.

	<i>L. nebulosus</i>	<i>P. leopardus</i>	<i>N. unicornis</i>
Effectifs initiaux	1 simulation 14 ans 1 heure	1 simulation 17 ans 1.5 heure	1 simulation 14 ans 1.75 heure
Calibration des captures annuelles	900 simulations 1 an 144 heures	900 simulations 1 an 180 heures	900 simulations 1 an 288 heures
Calibration de l'évolution des populations	50 simulations 14 ans 50 heures	50 simulations 17 ans 75 heures	50 simulations 14 ans 87.5 heures
Total (multiplié par 3 répétitions)	2 853 simulations 195 heures	2 853 simulations 256.5 heures	2 853 simulations 377.25 heures
Total général		8 559 simulations 34.5 jours	

1.1.1. Effectifs initiaux

Les évaluations de stocks, telles que pratiquées dans d'autres contextes où les statistiques de pêche existent, permettent d'estimer l'abondance de la ressource. Malheureusement de telles données n'existent pour aucune des ressources étudiées dans cette thèse.

Les suivis par comptage sous-marins (UVC) de l'ichtyofaune du Parc du Lagon Sud (voir Introduction § 2.4) ont été mis en place pour évaluer l'effet des réserves ou établir un bilan de santé des communautés mais pas pour en estimer les stocks (Wantiez, 2008, 2011). Ils constituent néanmoins les seules données disponibles sur les abondances de *P. leopardus* et *N. unicornis* avec une emprise spatiale suffisante. Concernant *Lethrinus nebulosus*, il existe différentes sources de données, comptages UVC (Kulbicki, com. pers.), pêches expérimentales (Kulbicki & Mou Tham, 2006) et chalutages (Wantiez, 1994) dont les protocoles d'échantillonnage ont eu divers objectifs mais pas l'estimation de stocks. A partir de ces données, Borsa *et al.* (2009) ont tout de même proposé une estimation de 3 150 tonnes pour le stock de *L. nebulosus* dans la zone du lagon Sud-ouest. Cependant, sa répartition spatiale et sa structure d'âge restent méconnues. Une estimation alternative du stock par zone et par classe d'âge est

proposée aux paragraphes suivants et elle sera comparée aux résultats de Borsa *et al.* (2009).

Les données issues des comptages UVC comprennent un nombre d'individus par classe très faible et le plan d'échantillonnage ne couvrent pas l'ensemble des zones du modèle. Par conséquent, elles n'ont pas permis de calculer des effectifs à l'échelle des classes et des zones. D'autre part, il n'a pas été possible d'utiliser les ogives de captures des données de pêches expérimentales à la palangre sans introduire de biais (Welch *et al.*, 2010) en l'absence de connaissance sur la sélectivité des engins utilisés lors des pêches expérimentales (Kulbicki & Mou Tham, 2006). Dans une première étape, nous proposons donc une estimation des effectifs par groupes de zones, toutes classes confondues, à partir des données de Wantiez (2011) et Kulbicki & Mou Tham (2006). Dans une seconde étape, ces effectifs sont répartis par zone et par classe grâce à des simulations, puis dans une troisième étape, les effectifs totaux sont réajustés par rapport aux estimations de la première étape.

❖ Estimation des effectifs par groupe de zones

A partir des données de comptage UVC (Wantiez, 2011; Wantiez, com. pers.) et des travaux de Kulbicki & Mou Tham (2006), les densités par espèce (nombre d'individus par unité de surface) ont été calculées toutes classes confondues (uniquement pour les classes observées dans les comptages), pour les 3 groupes de zones suivants : AMP du Grand Nouméa, hors AMP du Grand Nouméa, Corne Sud. Ces densités d'individus ont ensuite été extrapolées en effectifs (nombre d'individus) sur la base des surfaces des groupes de zones du modèle (équation (74)). Pour *L. nebulosus*, qui est une espèce de fond meuble très mobile (voir Chapitre II § 2.1.5), la densité a été supposée homogène sur l'ensemble de la région d'étude.

$$N_{esp,gz} = D_{esp,gz} * S_{esp,gz} \quad (74)$$

Où $N_{esp,gz}$ est l'effectif de l'espèce *esp* dans le groupe de zones *gz*, $D_{esp,gz}$ est la densité d'individus de l'espèce *esp* dans le groupe de zones *gz* calculé à partir des données de terrain et $S_{esp,gz}$ est la surface d'habitat de l'espèce *esp* dans le groupe de zones *gz* (c.-à-d. la somme des surfaces des zones de vie de l'espèce *esp* incluses dans le groupe *gz*). Les surfaces d'habitat calculées incluent uniquement les habitats des classes d'âge observées dans les comptages.

❖ Répartition des effectifs par classe et par zone à l'aide de simulations

Afin de répartir ces effectifs entre les classes d'âges et les zones, une simulation a été réalisée, pour chaque espèce, sur une durée égale au nombre de classes d'âge dans la population, plus l'âge à maturité A_{50} (voir Chapitre II § 2.1.2, 2.2.2 et 2.3.2 ; présent chapitre Tableau 46). A l'issue d'une simulation de cette durée, les individus introduits au temps zéro ne sont plus présents dans les effectifs⁴⁶ (leur durée de vie étant dépassée). Seuls les individus issus de la reproduction au cours de la simulation constituent alors les effectifs finaux. Passer par une simulation permet 1) d'appliquer une mortalité naturelle et par pêche spécifique à chaque classe d'âge et à chaque zone (selon l'effort décrit au Chapitre III), et 2) de répartir les effectifs entre les zones selon les migrations établies dans le modèle (voir Chapitre I § 5 et Chapitre II § 2.1.6, 2.2.6 et 2.3.6). Ainsi, la répartition des effectifs entre les classes et les zones résulte uniquement de processus modélisés, qu'ils soient biologiques (croissance, mortalité), écologiques (reproduction, mobilité) ou anthropiques (mortalité par pêche).

❖ Ajustement aux observations de terrain

Dans un troisième temps et afin de faire converger les effectifs simulés précédemment et les observations issues des données de terrain, les effectifs simulés ont été réajustés par groupe de zones toutes classes confondues. Des facteurs d'ajustement par groupe de zones ont été calculés à partir des observations (équation (75)). Ces facteurs sont communs à toutes les classes et toutes les zones d'un même groupe de façon à ne pas modifier la répartition des effectifs entre les classes et entre les zones d'un même groupe de zone.

$$FA_{esp, gz} = \frac{Dobs_{esp, gz}}{Dsimu_{esp, gz}} \quad (75)$$

Où $FA_{esp, gz}$ est le facteur d'ajustement pour l'espèce esp dans une zone appartenant au groupe gz , $Dobs_{esp, gz}$ et $Dsimu_{esp, gz}$ sont respectivement les densités observées et simulées de l'espèce esp dans le groupe de zones gz .

Les effectifs initiaux ont alors été calculés par classe et par zone de la façon suivante :

⁴⁶ A l'exception des rares individus très âgés s'accumulant dans le dernier groupe d'âge (groupe plus)

$$N_{esp,c,z} = Nsimu_{esp,c,z} * FA_{esp,gz} \quad (76)$$

Où $N_{esp,c,z}$ est l'effectif initial de la classe c de l'espèce esp dans la zone z appartenant au groupe de zones gz et $Esimu_{esp,c,z}$ est l'effectif issu des simulations pour la classe c de l'espèce esp dans la zone z appartenant au groupe de zones gz .

Au final, les effectifs initiaux des 3 espèces ont été déterminés pour chacune des classes d'âge, dans chacune des zones du modèle. Ce qui représente respectivement 190, 272 et 340 groupes, pour *Lethrinus nebulosus*, *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*.

Afin de proposer une estimation des stocks en termes de biomasse pour ces espèces, les poids par classes et par zones ont été calculés à partir des poids moyens individuels de chaque classe d'âge, selon l'équation suivante :

$$B_{esp,c,z} = E_{esp,c,z} * P_{esp,c} \quad (77)$$

Où $B_{esp,c,z}$ est la biomasse du stock de la classe c de l'espèce esp dans la zone z et $P_{esp,c}$ le poids d'un individu de la classe c de l'espèce esp .

Les biomasses par espèce et par groupe de zones ont ensuite été calculées selon l'équation suivante :

$$B_{esp,gz} = \sum_{gz} \sum_c^z B_{esp,c,z} \quad (78)$$

1.1.2. La méthode du Simplex

Plusieurs étapes de la calibration multi-objectif ont été réalisées à l'aide de la méthode du Simplex (Walters *et al.*, 1991). Cette méthode itérative vise à minimiser la fonction objectif qui est l'écart quadratique entre les valeurs observées et simulées, en recherchant la meilleure combinaison des paramètres d'ajustement.

Afin d'éviter la présence possible de minimums locaux dans l'espace des possibles de la fonction objectif, cette démarche a été réitérée 3 fois avec des valeurs initiales différentes des paramètres à ajuster.

1.1.3. Calibration des captures professionnelles

La calibration des captures professionnelles a été réalisée par ajustement des paramètres de capturabilité (probabilité de rencontre entre une unité d'effort standardisée et un poisson ; voir Chapitre II § 1) en utilisant la méthode du Simplex. Les déclarations mensuelles de la pêche professionnelle constituent l'unique source de données exploitable à cet effet. L'activité de pêche professionnelle ayant été paramétrée à partir de l'effort de pêche déclaré en 2008 et 2009 (voir Chapitre III § 2), la calibration a été réalisée à partir des données de capture sur ces mêmes années.

Pour chacune des 3 espèces, le modèle a été calibré avec 2 paramètres de capturabilité selon les classes d'âge exploitées. Les classes d'âge 0 et 1 étant considérées comme non capturées, leur capturabilité a été fixée à 0. Pour les autres classes, la valeur de la capturabilité a été différenciée selon 2 groupes de classes d'âges. Pour *L. nebulosus* et *N. unicornis*, les classes < 4 ans et ≥ 4 ans ont été distinguées. Pour *P. leopardus* les classes < 5 ans et ≥ 5 ans ont été distinguées. Par hypothèse, la capturabilité a été considérée comme constante au cours de l'année.

Les déclarations de pêche ne faisant pas mention de la taille des captures, les captures ont été considérées toutes classes confondues. Les valeurs de captures observées et simulées ont été comparées par mois et par métier. Elles ont ensuite été sommées sur l'année, tous métiers confondus. La fonction objectif s'écrit alors :

$$\sum_{met,t}(Cobs_{met,t} - Csimu_{met,t})^2 \quad (79)$$

Où *met* et *t* correspondent respectivement à un métier et un mois donnés, et *Cobs* et *Csimu* sont respectivement les captures observées et simulées.

L'Annexe 15 présente à titre d'exemple le script de calibration en langage JAVA réalisé pour la calibration de la capture professionnelle du modèle de *L. nebulosus*.

A contrario, les captures plaisancières ne font pas l'objet de déclaration ni d'observations régulières (voir Chapitre III § 3) ; leur estimation s'est appuyée sur une étude ponctuelle. Le modèle n'a pas été calibré sur les captures de la pêche plaisancière (sauf pour *P. leopardus*) qui sont directement ajustées dans le modèle aux captures professionnelles par l'intermédiaire des facteurs de standardisation des engins et des facteurs de ciblage des métiers (voir Chapitre III § 4).

1.1.4. Calibration des captures plaisancières de Saumonée

La calibration des captures plaisancières de Saumonée a été réalisée par ajustement des effectifs initiaux et du facteur de ciblage de l'espèce par les pêcheurs plaisanciers. Nous avons choisi d'ajuster les effectifs initiaux de *P. leopardus* par calibration du fait que l'estimation des stocks par la méthode employée (voir § 1.1.1) était visiblement trop faible (voir § 1.2.2). Ces effectifs initiaux ont été ajustés par un facteur multiplicatif appliqué à l'ensemble de la population. La répartition par classe et par zone n'a donc pas été modifiée lors de cette calibration. La méthode du Simplex a été utilisée. La fonction objectif utilisée est identique à celle employée lors de la calibration des captures professionnelles (équation (79)) à la seule différence qu'elle repose sur les estimations de captures plaisancières réalisées au Chapitre III § 3.5.

1.1.5. Calibration de l'évolution des populations

En l'absence d'évaluation des stocks, l'état et l'évolution des populations de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis* (voir § 1.1.1) n'est pas connu. Dans ce type de situation, les indices de Captures Par Unité d'Effort (CPUE) sont utilisés comme indicateurs de l'état des ressources (*e.g.* Richard & Schnute, 1986 ; Evans & Grainger, 2002). Les données de pêches professionnelles ont ainsi été utilisées lors de cette seconde étape de calibration. L'objectif a été de reproduire par simulation, pour chacune des ressources, la tendance linéaire des CPUE observées sur une période de 5 ans de 2004 à 2009. La fonction objectif s'écrit alors :

$$(a_{obs} - a_{simu})^2 \quad (80)$$

Où a_{obs} et a_{simu} sont respectivement les pentes observées et simulées de la tendance linéaire de l'évolution des CPUE sur 5 ans.

L'évolution des CPUE a été calibrée manuellement par l'ajustement des taux de mortalité pré-recrutement et de la classe 0. Ce choix résulte du fait 1) que ces paramètres influencent fortement la dynamique du stock (*e.g.* Roberts, 1996), 2) qu'ils sont reconnus comme étant particulièrement difficiles à estimer et donc sources d'incertitude (Murphy, 1982 ; Boehlert, 1996 ; Roberts, 1996 ; Sale, 2002), et 3) que

dans le modèle, leurs valeurs ne modifient pas les captures lors de la première année de simulation.

Les CPUE mensuelles observées sur la période 2004 – 2009 pour chaque espèce et leur tendance linéaire sont présentées dans la Figure 58. Pour les 3 espèces on note une diminution des CPUE sur la période 2004 – 2009 malgré une grande variabilité saisonnière et interannuelle. Sous l'hypothèse que l'efficacité des pêcheurs (connaissance des sites de pêche, maîtrise des engins, etc.) est constante, on peut en déduire que les ressources semblent diminuer.

A titre de comparaison, dans les observations réalisées par Wantiez (2011) lors du suivi du PLS sur la période 1998 – 2010, les densités et biomasses de *N. unicornis* diminuent en dehors des AMP. Par contre elles augmentent pour *P. leopardus* (sauf sur la station de Nouville). *L. nebulosus*, qui est une espèce de fonds meubles, n'apparaît pas dans ces comptages.

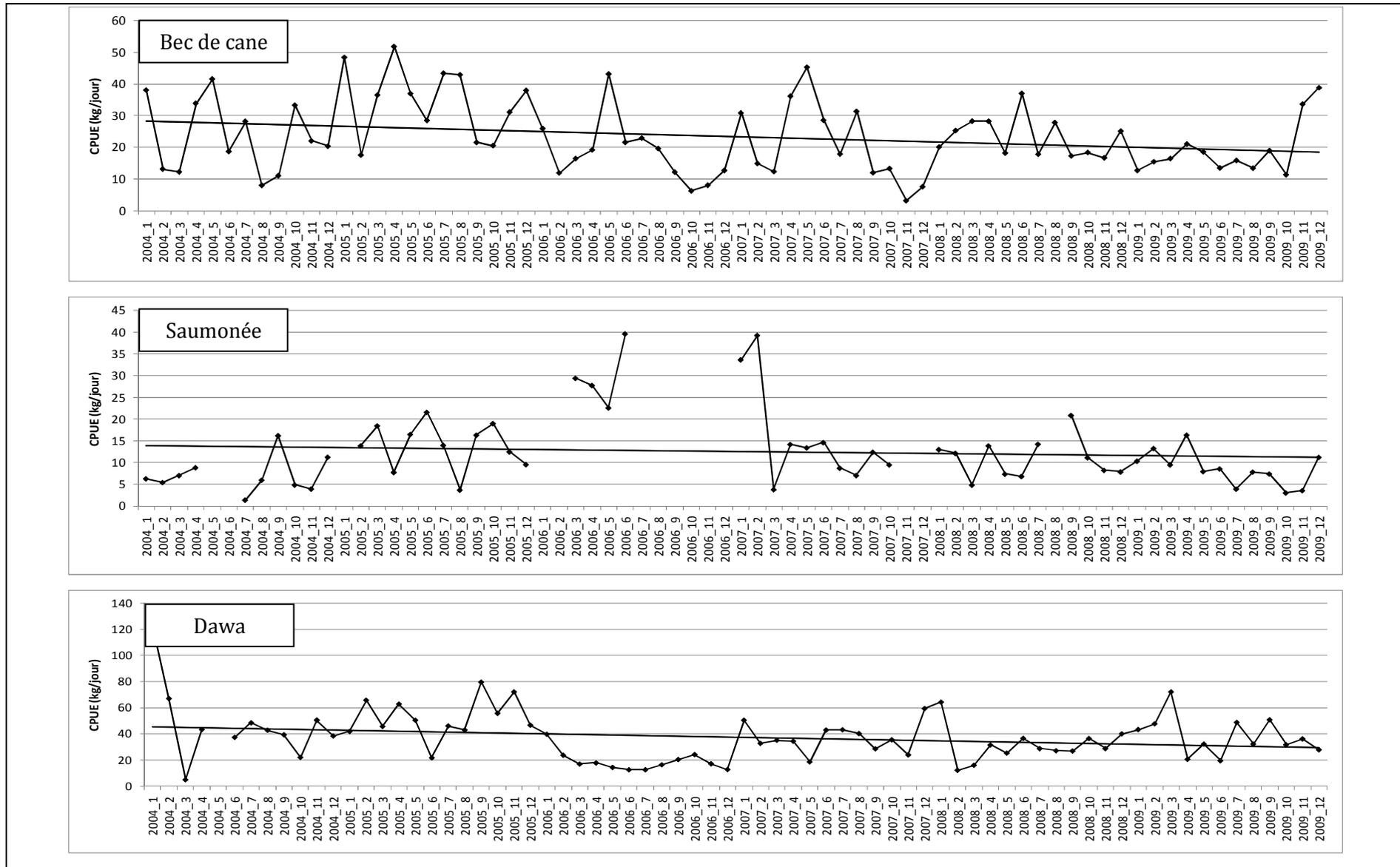


Figure 58. Evolution des CPUE professionnelles de Bec de cane (haut), Saumonée (centre) et Dawa (bas) sur la période 2004 - 2009.

1.2.Résultats

L'évolution des valeurs des paramètres d'ajustement lors des 3 répétitions du cycle de calibration multi-objectifs (voir § 1.1 équation (73)) est d'abord présentée. Les valeurs finales intégrées au modèle sont ensuite récapitulées pour chacune des étapes de la calibration. La qualité de l'ajustement entre les sorties du modèle et les observations du système étudié seront présentées au § 2 intitulé "Validation des modèles".

1.2.1. Evolution des valeurs des paramètres d'ajustement

Afin d'évaluer la pertinence des 3 répétitions du cycle de calibration multi-objectifs (Figure 57) sur la variation des valeurs des paramètres d'ajustement, la Figure 59 présente pour chacune des espèces l'évolution des Δ_n (voir § 1.1 équation (73)) calculés pour chacun des paramètres d'ajustement lors de chaque répétition du cycle.

Pour tous les paramètres et pour chaque espèce, les Δ_n convergent vers la valeur 1. Cette valeur est atteinte lorsque la valeur d'un paramètre d'ajustement déterminée par calibration est identique entre les cycles n et $n-1$. Pour tous les paramètres, la valeur a fortement évolué à l'issue de la première répétition, puis faiblement à l'issue des répétitions 2 et 3 indiquant la convergence des résultats de calibration, sauf dans le cas du facteur d'ajustement des effectifs initiaux de *L. nebulosus* et *N. unicornis*. Dans ce cas l'évolution est plus sensible au cours des 3 cycles mais se stabilise tout de même entre le 2^{ème} et 3^{ème} cycle avec un Δ_n proche de 1 à l'issue du 3^{ème} cycle. Ces résultats montrent que 3 répétitions du cycle de calibration multi-objectifs sont suffisantes pour permettre à chacun des paramètres d'ajustement de converger.

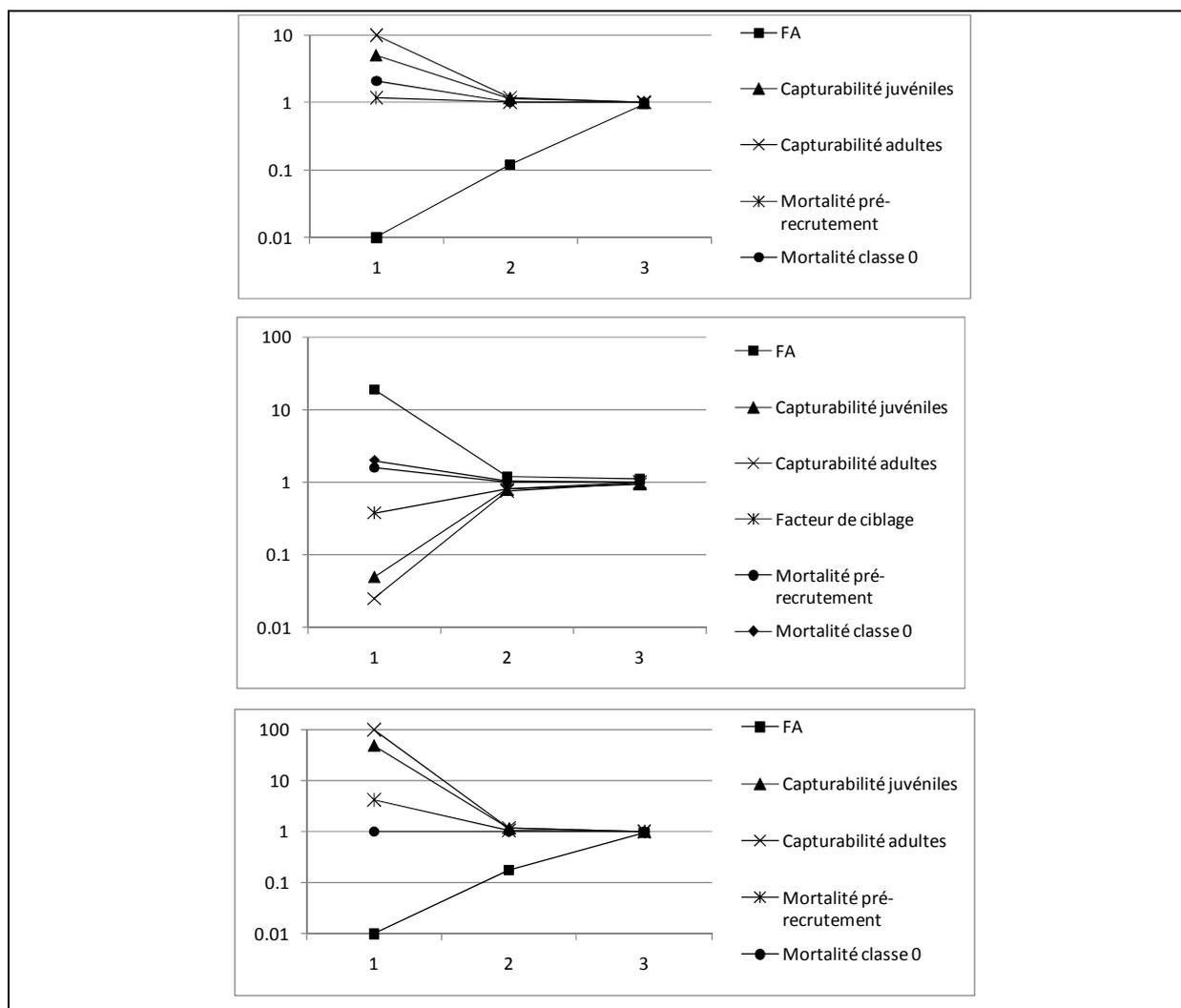


Figure 59. Evolution de la valeur du Δ_n de chaque paramètre d'ajustement (sur une échelle logarithmique) au cours des 3 cycles de calibration multi-objectifs du modèle de dynamique de population de *L. nebulosus* (haut), *P. leopardus* (centre) et *N. unicornis* (bas). Le paramètre FA vaut pour "facteur d'ajustement des effectifs initiaux".

1.2.2. Effectifs initiaux

L'estimation des abondances de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis* par groupe de zone toutes classes confondues à partir des densités observées lors des comptages UVC et des pêches à la palangre, est présentée dans le Tableau 47. Le détail des effectifs initiaux par zone et par classe établis à l'issue des cycles de la calibration multi-objectifs est présenté en Annexe 16.

Tableau 47. Estimation des effectifs de *P. leopardus*, *N. unicornis* et *L. nebulosus*, pour les groupes de zones : AMP du Grand Nouméa, hors AMP du Grand Nouméa et Corne Sud. Les densités sont issues de Wantiez (2011) pour *P. leopardus* et *N. unicornis*, et de Borsa *et al.*, (2009) pour *L. nebulosus*.

	Densité (ind./m ²)	Surface d'habitat en km ²	Abondance
<i>L. nebulosus</i>			
(classes ≥ 2)			
Hors AMP Grand Nouméa	0.0050	1082.0	5410000
AMP Grand Nouméa	0.0050	60.0	300000
Corne Sud	0.0050	1183.6	5918000
<i>P. leopardus</i>			
(classes ≥ 3)			
Hors AMP Grand Nouméa	0.0025	10.2	25500
AMP Grand Nouméa	0.0115	11.0	126500
Corne Sud	0.0034	52.9	179860
<i>N. unicornis</i>			
(classes ≥ 2)			
Hors AMP Grand Nouméa	0.0053	62.0	328600
AMP Grand Nouméa	0.0106	31.0	328600
Corne Sud	0.0043	163.3	702190

Concernant l'estimation des stocks, les biomasses sont présentées par groupe de zones toutes classes confondues (Tableau 48) et par groupe de zones uniquement pour les classes capturables (Tableau 49). Ces résultats sont développés ci-dessous par espèce.

Tableau 48. Estimation des stocks (en tonnes) de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis*, toutes classes confondues et par groupe de zones.

	<i>L. nebulosus</i>	<i>P. leopardus</i>	<i>N. unicornis</i>
Biomasse hors des AMP du Grand Nouméa	7883.7	24.52	264.69
Biomasse dans les AMP du Grand Nouméa	383.8	119.92	229.64
Biomasse dans la Corne Sud	6035.4	168.80	553.16
Biomasse totale	15898.7 ⁴⁷	313.24	1069.62 ²

⁴⁷ La biomasse totale est supérieure à la somme des biomasses de la colonne car le statut de protection n'est pas pris en compte pour les classes 0 et 1 (Chapitre II § 2.1.5, 2.2.5, et 2.3.5).

Tableau 49. Estimation des stocks (en tonnes) de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis*, selon le groupe de zones, uniquement pour les classes capturées.

	<i>L. nebulosus</i> (classes ≥ 3)	<i>P. leopardus</i> (classes ≥ 3)	<i>N. unicornis</i> (classes ≥ 4)
Biomasse hors des AMP du Grand Nouméa	4574.5	10.08	174.64
Biomasse dans les AMP du Grand Nouméa	253.7	59.76	154.26
Biomasse dans la Corne Sud	5003.9	83.47	370.62
Biomasse totale	9832.1	153.31	699.51

❖ *L. nebulosus*

Dans le modèle, les AMP ne montrent pas de densités de biomasse supérieures aux zones hors AMP. Ces résultats apparaissent en contradiction avec une étude de Chateau & Wantiez (2008) sur le comportement des individus, qui montre une concentration en présence de plaisanciers, mais le modèle ne prend pas en compte ce type de comportement. Les densités calculées à partir des abondances du Tableau 49 (non présentées ici) sont relativement homogènes dans la région d'étude. Ceci correspond au caractère mobile de l'espèce dont les effectifs tendent à s'homogénéiser entre les zones à l'échelle de l'année (voir Chapitre I § 5 et Chapitre II § 2.1.6). Le stock estimé à 9 800 t pour les classes capturables (Tableau 49), semble important au regard des estimations de captures professionnelles et plaisancières, respectivement de 20 t (moyenne annuelle entre 2008 et 2009) et de 5.8 t (estimation, voir Chapitre III § 3.5). Ces captures correspondent à un taux d'exploitation de 0.3% de la biomasse exploitée. La comparaison de la biomasse toutes classes confondues et des classes capturables montre que 38% de la biomasse totale du stock est constituée par des individus de moins de 3 ans.

Borsa *et al.* (2009) avaient estimé le stock de Bec de cane dans le lagon Sud-ouest à 3 150 t, soit 5 fois moins que les 15 900 t estimées dans la présente étude. Les auteurs ne précisent cependant pas si toutes les classes d'âges sont comprises dans leur estimation, notamment les plus jeunes comme c'est le cas dans la présente étude. De plus, Borsa *et al.* (2009) précisent eux-mêmes que "*les méthodes utilisées vont sous-estimer, parfois fortement, les densités (...) [et que] (...) les résultats obtenus sont probablement très conservateurs*". D'autre part, Borsa *et al.* (2009) avancent des captures de 1 000 à 2 000 t sur l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie en s'appuyant sur

les travaux de Labrosse *et al.* (2000) et Poignonec (2007) en Province Nord et sur des données non publiées de la CPS dans les autres zones. Sans avancer de chiffres, ils considèrent que le niveau d'exploitation de cette espèce est proche de son maximum dans le lagon Sud-ouest. Nos résultats entrent donc en contradiction avec ces conclusions.

Le détail des effectifs initiaux de *L. nebulosus* introduits dans le modèle lors des analyses de scénarios est présenté en Annexe 16.

❖ *P. leopardus*

Il ressort des estimations d'effectifs qu'une part importante du stock de *P. leopardus* dans le Grand Nouméa serait située dans les AMP (Tableau 48 et Tableau 49). Les réserves auraient ainsi un rôle important dans le maintien du stock. Les effectifs par classe (voir Annexe 16) montrent de plus que les AMP accueilleraient des densités 4 fois plus importantes de grands individus (≥ 10 ans, soit 48 cm) par rapport aux zones hors réserve, constituant ainsi un stock de géniteurs garant d'une reproduction favorable. Cependant, ce dernier effet est limité par le fait que *P. leopardus* est une espèce protogyne hermaphrodite, la proportion de mâles augmentant à partir de 11 ans (voir Chapitre II § 2.2.2). Bien qu'ayant mis en évidence une taille moyenne supérieure dans les réserves, les comptages du suivi du Parc du Lagon Sud ne montrent pas la présence d'individus particulièrement gros (> 40 cm) dans les réserves (Wantiez, 2011). Cette situation serait plutôt observée dans la réserve Merlet, une réserve intégrale mise en place en 1970 (soit 11 à 19 ans plus tôt que les réserves du Grand Nouméa) et sur les formations de fond dur plus profondes (Wantiez, com. pers.).

Dans un premier temps et au regard des captures professionnelles et plaisancières, il est apparu que la biomasse estimée hors AMP des classes capturables de *P. leopardus* dans le Grand Nouméa (10 t ; Tableau 49) était bien inférieure aux captures réalisées dans cette même zone, qui s'élèvent à environ 147 t pour les plaisanciers et 550 kg pour les professionnels (voir Chapitre III § 2.2.2 et 3.5). *P. leopardus* étant une espèce relativement peu mobile et dont au maximum 0.5% de l'effectif d'une zone peut en sortir mensuellement selon les déplacements modélisés (voir Chapitre I § 5 et Chapitre II § 2.2.6), la biomasse présente dans les AMP et la Corne Sud et qui en sortirait reste faible avec un maximum annuel de 8 t. Ceci résulterait en un stock maximum

potentiellement accessible aux pêcheurs du Grand Nouméa de 18 t, soit un peu plus d'un dixième des captures estimées dans le Grand Nouméa (voir Chapitre III § 3.5). Par conséquent, 1) soit les captures ont été fortement surestimées, 2) soit la mobilité de l'espèce est bien supérieure de façon à ce que la partie du stock située dans les réserves et dans la Corne Sud alimente la partie du stock située hors des AMP dans le Grand Nouméa, 3) soit il existe un apport important d'individus depuis l'extérieur de la région d'étude, ou 4) soit l'estimation du stock de *P. leopardus* basée sur les densités observées en UVC et sur les surfaces d'habitat de l'espèce, sous-estime largement les effectifs. Les 3 premières hypothèses ont été écartées lors de la paramétrisation du modèle (voir Chapitres I, II et III) et ne pourraient expliquer à elles seules ces différences. En effet, la biomasse totale des classes capturables (≥ 3 ans) dans l'ensemble de la région d'étude représente 153 t (Tableau 49), ce qui est insuffisant pour supporter les 147 t de captures plaisancières sans engendrer une chute brutale du stock en une année. L'hypothèse la plus probable nous est apparue comme l'omission d'une partie du stock lors des estimations.

Ce décalage pourrait s'expliquer par la non prise en compte, faute de données, d'une partie de l'habitat potentiel de l'espèce constituée de petites formations coralliennes sur fond de lagon, (voir Chapitre I § 2 et Chapitre II § 2.2.5). Wantiez (1992) a montré dans le lagon Nord, que les effectifs d'espèces inféodées à un habitat récifal (dont *P. leopardus*) et présents sur les fonds meubles pouvaient constituer une part importante (12 000 t pour le lagon Nord) des stocks totaux de ces espèces. Bien que présentant de très faibles densités de ces poissons, les surfaces de fonds meubles concernées étant très importantes comparativement aux surfaces de récifs, une part importante des stocks pourrait s'y trouver.

Il est ainsi apparu nécessaire de réévaluer les stocks de *P. leopardus* présents dans la région d'étude. Ce qui a été présenté lors de la méthode de calibration des captures plaisancières au § 1.1.4. Les résultats de la calibration nous ont amenés à multiplier les effectifs issus des estimations précédentes par 20. Le taux d'exploitation calculé sur les classes capturables est alors de 5%. Le détail des effectifs initiaux de *P. leopardus* introduits dans le modèle lors des analyses de scénarios est présenté en Annexe 16.

❖ *N. unicornis*

N. unicornis est une espèce moyennement mobile dont 88% des effectifs restent dans leur zone de vie respective, à l'échelle de l'année (voir Chapitre I § 5 et Chapitre II § 2.3.6). La répartition de la biomasse selon les groupes de zones fait apparaître une concentration des effectifs dans les zones en réserve. Les stocks estimés à 700 t (Tableau 49) pour les classes capturables semblent pouvoir supporter les captures professionnelles et plaisancières, respectivement d'une valeur de 12 t (moyenne annuelle entre 2008 et 2009) et de 28 t (voir Chapitre III § 3.5). Le taux d'exploitation calculé sur la partie capturable du stock serait de 6%. Le détail des effectifs initiaux de *N. unicornis* introduits dans le modèle lors des analyses de scénarios est présenté en Annexe 16.

1.2.3. Captures annuelles

Les valeurs finales des paramètres utilisés comme variables d'ajustement lors de la calibration des captures annuelles (voir § 1.1.3 et 1.1.4) ont été obtenues à l'issue de 3 répétitions de la calibration multi-objectif (Tableau 50). Il s'agit de la capturabilité dans le cas de *L. nebulosus* et *N. unicornis* ainsi que du facteur de ciblage des métiers plaisanciers et du facteur multiplicatif de l'effectif dans le cas de *P. leopardus*.

Tableau 50. Valeurs des paramètres du modèle déterminées par calibration.

	Valeur du paramètre
<i>L. nebulosus</i>	
Capturabilité des classes 2 à 3	1.87*10 ⁻⁷
Capturabilité des classes 4 à 9	7.31*10 ⁻⁴
<i>P. leopardus</i>	
Capturabilité des classes 2 à 4	0.371
Capturabilité des classes 5 à 15	0.082
Facteur de ciblage des métiers de pêche plaisancière	0.305
Facteur multiplicatif de l'effectif initial	20
<i>N. unicornis</i>	
Capturabilité des classes 2 à 3	4.809*10 ⁻⁶
Capturabilité des classes 4 à 9	0.043

1.2.4. Evolution des populations

Les valeurs des paramètres utilisés comme variables d'ajustement lors de la calibration de l'évolution des stocks (voir § 1.1.5) ont été obtenues à l'issue des 3 répétitions de la calibration multi-objectif (Tableau 51). Il s'agit des taux de mortalité pré-recrutement et de la classe 0.

Tableau 51. Valeurs des mortalités naturelles ajustées par calibration.

	Mortalité naturelle pré-recrutement	Mortalité naturelle classe 0
<i>L. nebulosus</i>	6.9	3
<i>P. leopardus</i>	6	4
<i>N. unicornis</i>	4.3	4.7

2. Validation des modèles

La validation d'un modèle complexe est une tâche difficile (Railsback, 2001) et subjective (Sterman, 1984; Konikow & Bredehoeft, 1992) dont le but est de s'assurer que le modèle est une représentation satisfaisante du système étudié au regard des objectifs d'application de ce modèle (Kleinjen, 1995). Pour Saltelli (2006), on ne peut pas affirmer qu'un modèle est valide dans le sens où il traduirait la réalité car celle-ci restera toujours trop complexe pour être parfaitement formalisée. Sargent (2007) propose une revue des techniques de validation. Ces considérations sont discutées par Mahévas (2009) qui rappelle que rigoureusement ce processus suppose de séparer les données qui servent à la conceptualisation du système et à l'estimation des paramètres, de celles qui permettront la validation du modèle. Dans la présente étude, les seules données d'observation du système disponibles sont les déclarations de captures professionnelles⁴⁸. Le modèle de la pêche a été paramétré à partir des données d'effort de pêche (voir Chapitre III § 2) et les données de déclarations de captures ont été utilisées lors de la de la calibration (voir § 2). Ces dernières ont de nouveau servi lors de l'étape de validation, faute de données supplémentaires. La quantité de données disponible n'a pas permis de considérer 2 jeux de données distincts pour la calibration et la validation du modèle. La calibration a été réalisée au niveau le plus fin de la

⁴⁸ Les comptages UVC de suivi des ressources ne constituent pas une évaluation des stocks (voir partie 1) et n'ont pas été utilisés pour calibrer le modèle.

description de l'activité de pêche, les métiers, alors que la validation a été effectuée à un niveau d'agrégation plus élevé, les stratégies (voir Chapitre III § 1 et présent chapitre § 1.1). Les estimations de captures plaisancières et les valeurs simulées ont aussi été comparées afin de s'assurer de la cohérence du modèle pour ces activités de pêche.

D'après Sterman (1984), les tests statistiques classiques de comparaison (*e.g.* t-test) ne constituent pas des analyses adaptées pour la validation des modèles de dynamique, notamment en raison de l'impossibilité de vérifier les hypothèses sous-jacentes à ces tests. Pour cet auteur, il n'existe pas de tests objectifs et/ou absolus de validation. Sans écarter la nécessité de comparer les données historiques avec les sorties du modèle, Sterman (1984) rappelle l'insuffisance de cette démarche qui doit s'accompagner d'un processus issu des regards subjectifs que portent le modélisateur et le gestionnaire sur le comportement et les sorties du modèle guidés par les objectifs de l'étude.

Nous avons comparé les captures mensuelles observées au cours d'une année (valeurs moyennées sur 2008 et 2009) aux valeurs simulées, puis mesuré l'écart qui les sépare à travers la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE en anglais) (équation (81)). Cette mesure présente l'avantage d'être exprimée dans la même unité que la variable analysée et de donner plus d'importance aux écarts dont la valeur absolue est plus grande. Pour une discussion sur les mesures de l'erreur des prédictions, voir par exemple Pindyck & Rubinfeld (1976) et Sterman (1984).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{t=1}^n (Simu_t - Obs_t)^2} \quad (81)$$

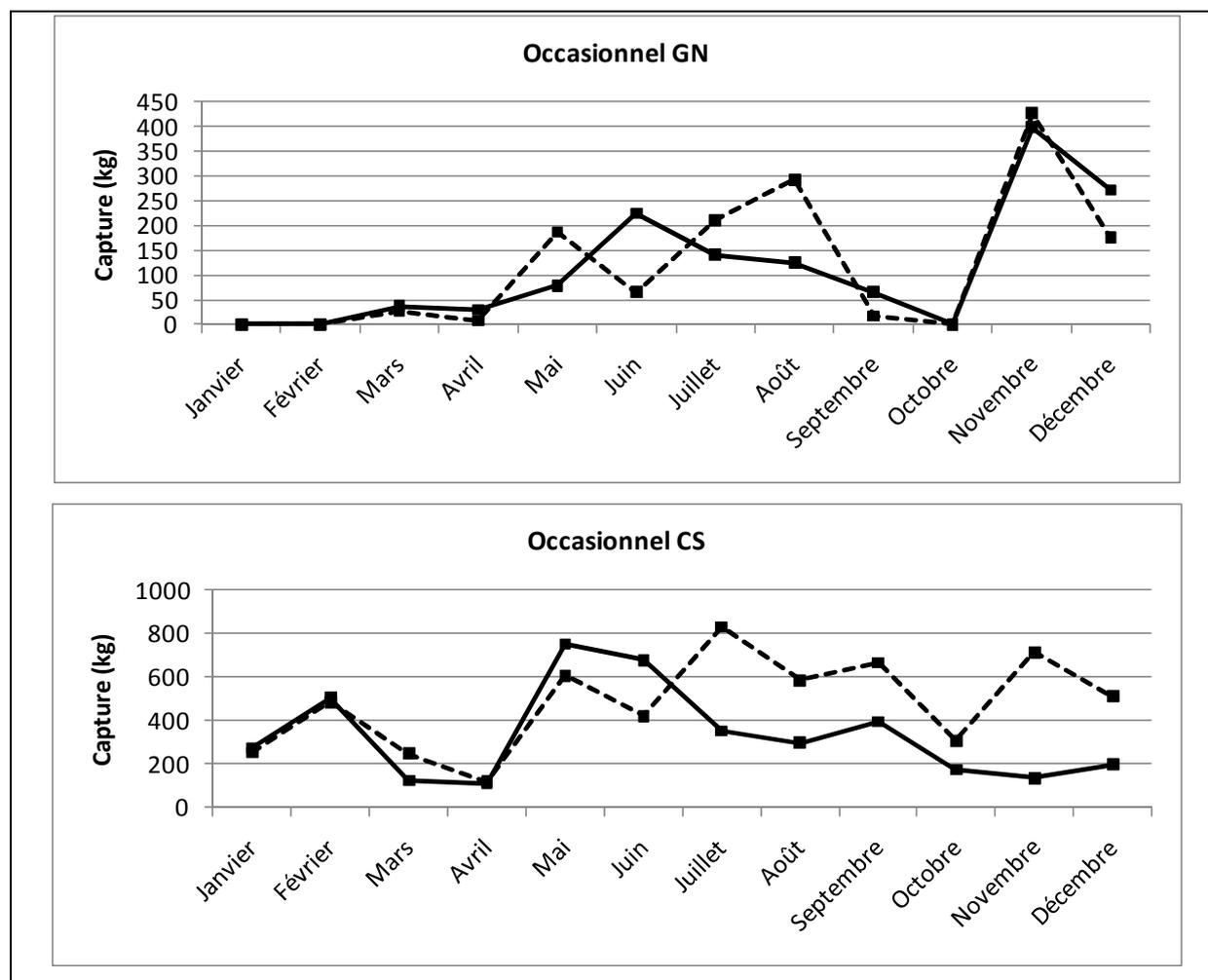
Où n correspond au nombre d'observations.

Les RMSE ont été calculées par stratégie et par zone en comparant les valeurs mensuelles simulées et observées sur l'ensemble de l'année ($n = 12$), afin d'obtenir une statistique globale du comportement du modèle au cours de l'année. Les erreurs mensuelles s'accumulent, qu'elles soient positives ou négatives. Les RMSE peuvent ainsi être importantes même si l'écart sur la capture totale annuelle semble faible.

Les résultats sont présentés par espèce et illustrés par une carte représentant l'effort et la capture annuels par unité de surface.

2.1. *Lethrinus nebulosus*

La comparaison des captures professionnelles de Bec de cane par mois, par zone (Grand Nouméa, Corne Sud) et pour chaque stratégie est présentée dans la Figure 60. Pour chaque stratégie et chaque zone, les saisons de pêche sont bien respectées, bien que des différences apparaissent selon le mois entre valeur simulée et valeur observée. Cet écart mensuel varie entre 0 et 250 % selon les mois. A l'échelle annuelle, les écarts entre les valeurs et les RMSE sont relativement faibles (Figure 61 et Tableau 52).



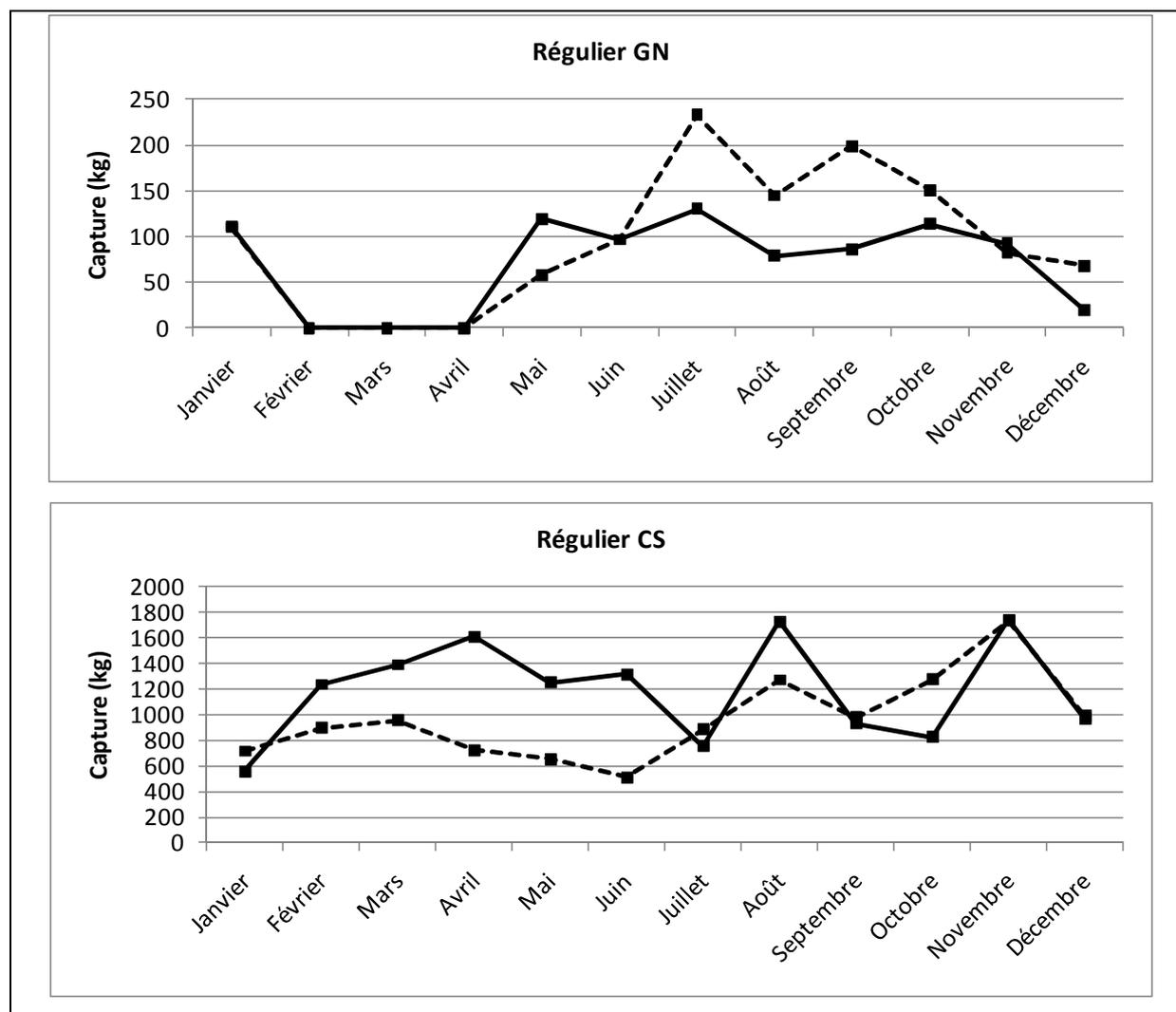


Figure 60. Comparaison, par stratégie de pêche professionnelle et par zone, des captures de Bec de cane moyennes observées sur 2008 et 2009 (traits pleins) et des captures simulées (traits pointillés).

Concernant les activités de pêche plaisancière (rappelons que le modèle n'a pas été calibré sur ces valeurs), la capture annuelle simulée est de 47 % supérieure à la valeur estimée (Figure 61). Cependant, la valeur estimée repose sur peu de données (voir Chapitre III § 3.5) et pourrait avoir été sous-estimée si l'on se rapporte au travail de Borsa *et al.* (2009) (§ 1.2.2).

Au regard de ces comparaisons, le modèle de dynamique de la population de *Lethrinus nebulosus* et des activités de pêche qui l'exploitent a été jugé conforme aux observations et a été validé pour la suite de cette étude.

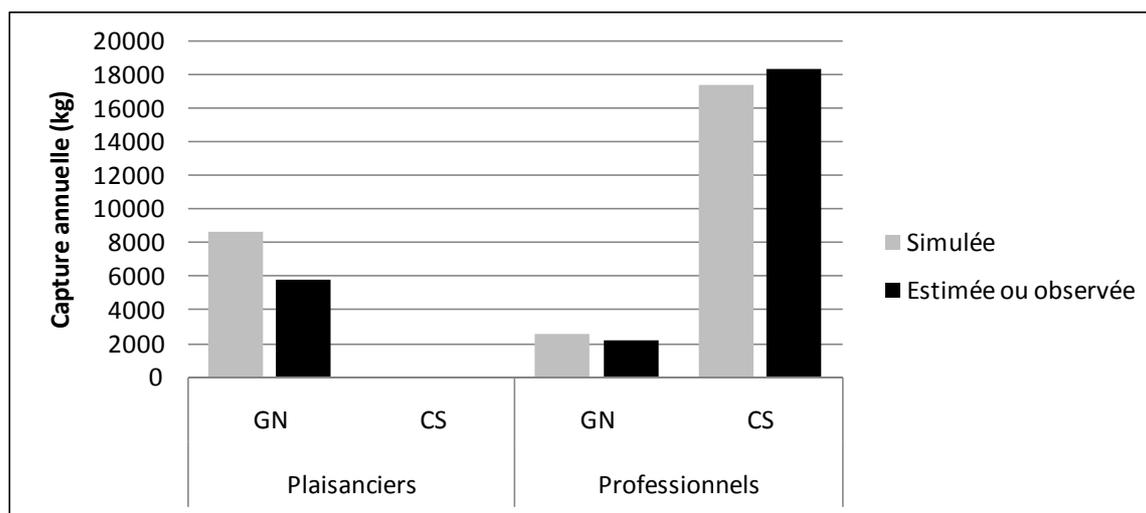


Figure 61. Comparaison des captures annuelles de Bec de cane par zone pour les pêcheurs professionnels et plaisanciers.

Tableau 52. Comparaison des captures professionnelles de Bec de cane (en kg), observées (en gras) et simulées, par stratégie et par zone, et valeurs de RMSE correspondantes.

Stratégie	Zone	Capture annuelle	RMSE
Régulier	GN	849 1 143	54
	CS	14 310 11 593	461
Occasionnel	GN	1 373 1 412	83
	CS	4 009 5 756	280
Total	--	20 541 19 904	--

L'effort annuel par unité de surface (en nombre d'heures de pêche cumulées par l'ensemble des navires par an et par km²) des stratégies ciblant le Bec de cane dans le Grand Nouméa semble suivre 2 gradients : le gradient côte - récif barrière avec un effort maximal à la côte et un gradient latitudinal avec un effort maximal au centre (Figure 62). Pour la partie intermédiaire du lagon, l'effort maximal se trouve par contre au Nord. Les captures par unité de surface sont plus importantes dans les secteurs du centre mais ne montrent pas de différences importantes avec les autres secteurs. L'effort et les captures du Grand Nouméa résultent principalement des stratégies de pêche plaisancière. A l'inverse, la Corne Sud supporte un effort et des captures provenant quasi exclusivement de stratégies de pêche professionnelles (Figure 62). L'effort par unité de surface y est relativement faible et les captures par unité de surface apparaissent légèrement supérieures à celles du Grand Nouméa. L'effort total annuel

par zone des stratégies ciblant le Bec de cane et les captures associées sont présentés en Annexe 17.

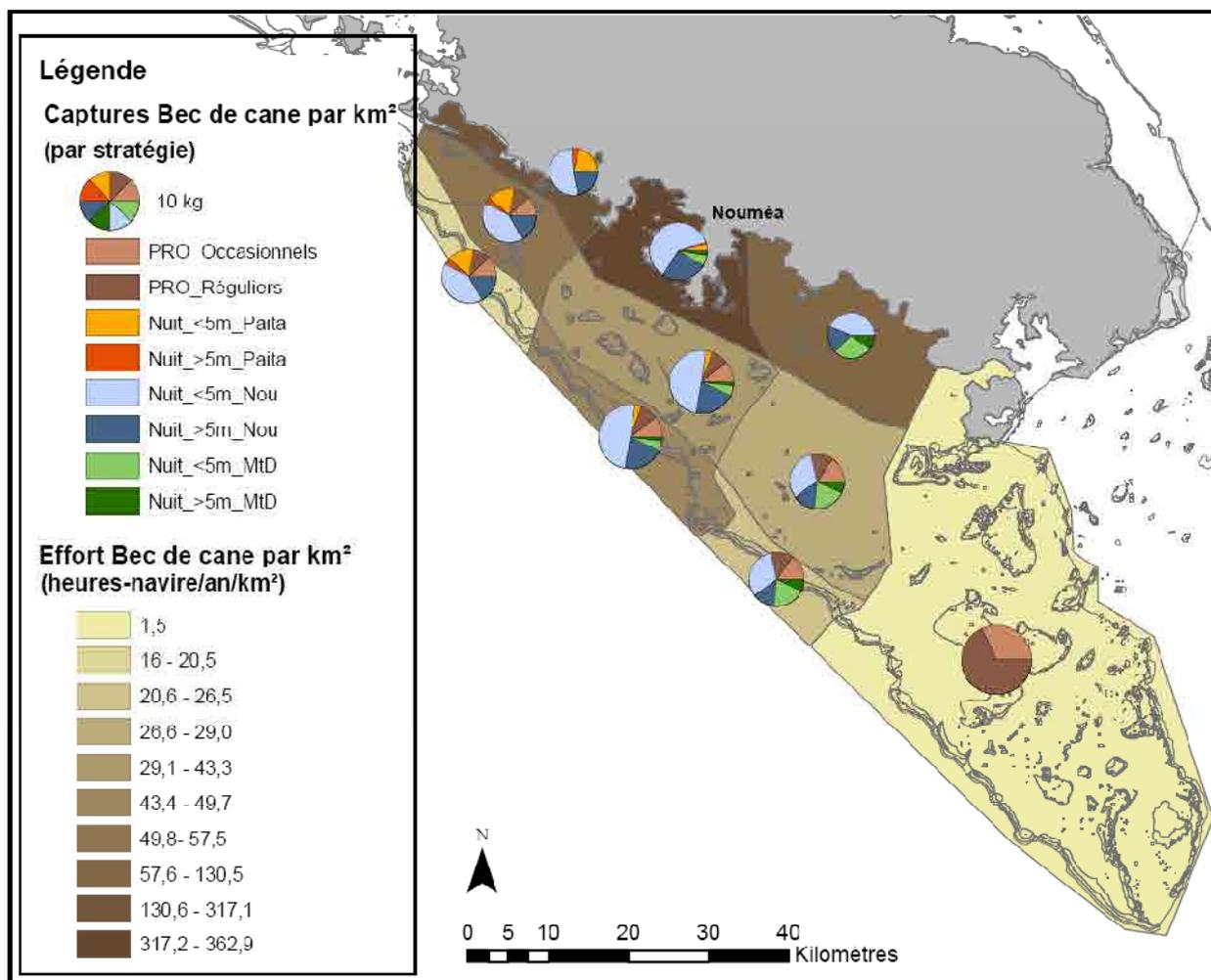


Figure 62. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant le Bec de cane et les captures associées par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "Nuit" = plaisanciers de nuit, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou" = Nouméa et "MtD" = Mont Dore.

2.2. *Plectropomus leopardus*

La comparaison des captures professionnelles de Saumonée par mois, par zone (Grand Nouméa, Corne sud) et pour chaque stratégie est présentée dans la Figure 63. Pour chaque stratégie et chaque zone, les saisons de pêche sont bien respectées, bien que des différences apparaissent selon le mois entre valeur simulée et valeur observée. Cet écart est faible, sauf dans quelques cas comme en septembre pour les pêcheurs occasionnels, en juin et août pour les pêcheurs réguliers dans le Grand Nouméa ou en décembre dans la Corne Sud. L'écart atteint jusqu'à 270 % de la valeur observée. A l'échelle annuelle, la

comparaison des valeurs annuelles et le calcul des RMSE montrent par contre des écarts relativement faibles (Figure 64 et Tableau 53).

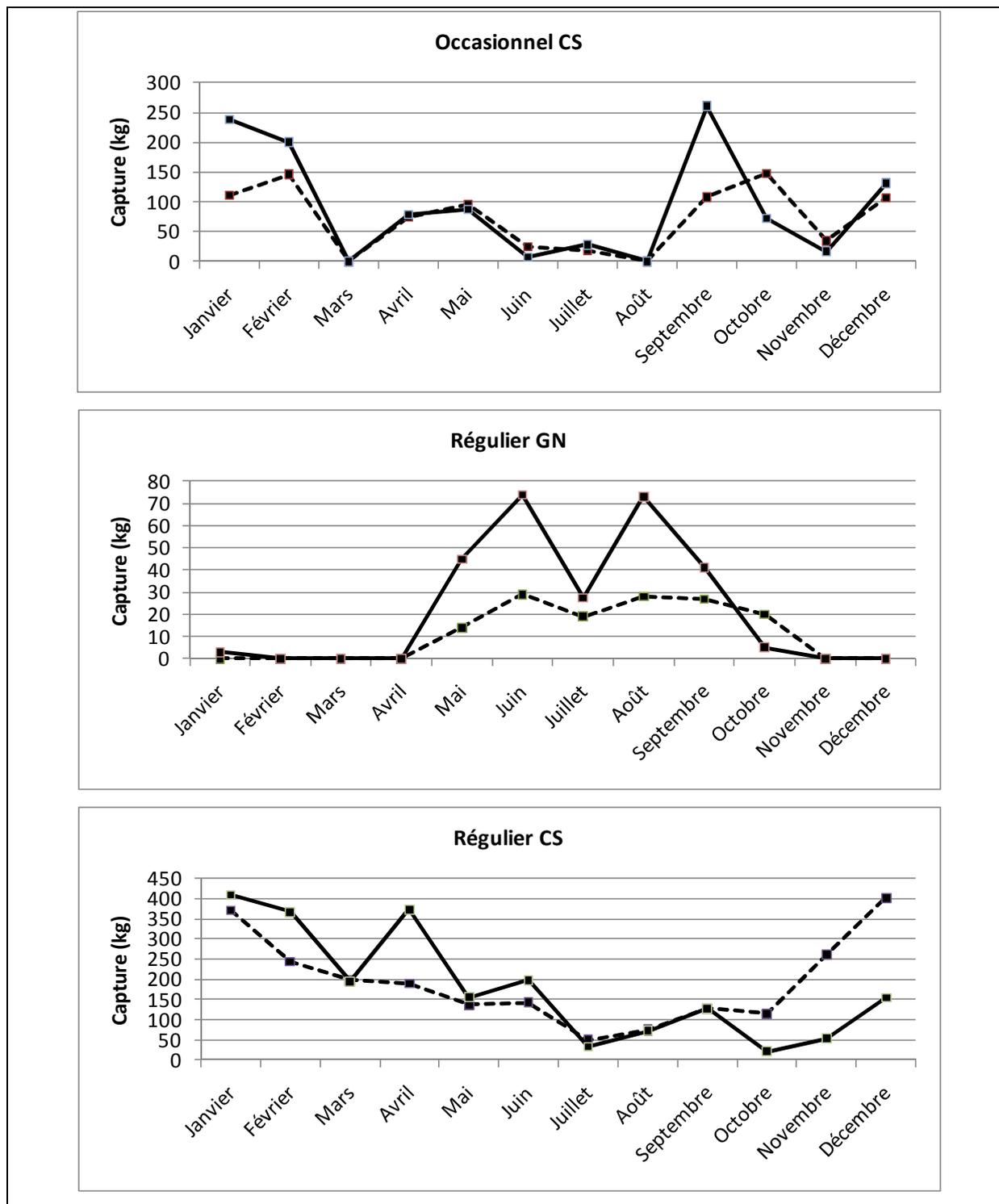


Figure 63. Comparaison, par stratégie de pêche professionnelle et par zone, des captures de Saumonée moyennes observées sur 2008 et 2009 (traits pleins) et des captures simulées (traits pointillés).

Concernant les activités de pêche plaisancière (sur lesquelles le modèle a été calibré), la capture annuelle simulée diffère de moins de 10% de la valeur estimée (Figure 64).

Au regard de ces comparaisons, le modèle de dynamique de la population de *Plectropomus leopardus* et des activités de pêche qui l'exploitent a été jugé conforme aux observations et a été validé pour la suite de cette étude.

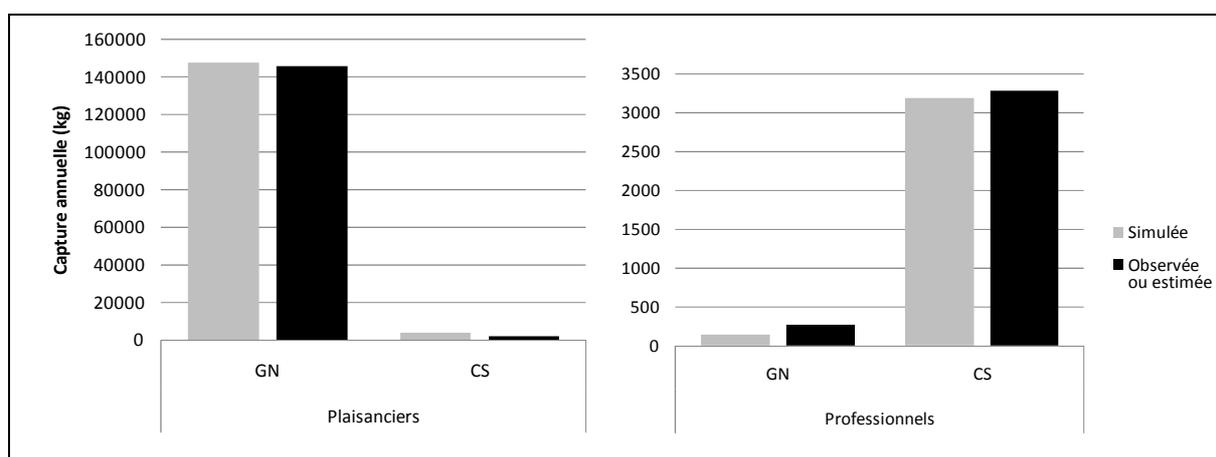


Figure 64. Comparaison des captures annuelles de Saumonée par zone pour les pêcheurs professionnels et plaisanciers.

Tableau 53. Comparaison des captures (en kg) professionnelles de Saumonée, observées (en gras) et simulées, par stratégie et par zone, et valeurs de RMSE correspondantes.

Stratégie	Zone	Capture annuelle	RMSE
Régulier	GN	269 138	21.4
	CS	2164 2318	117.8
Occasionnel	GN	0 0	0
	CS	1122 868	64.4
Total	--	3554 3324	--

L'effort annuel par unité de surface (en nombre d'heures de pêche cumulées par l'ensemble des navires par an et par km²) des stratégies ciblant la Saumonée se concentre principalement sur les récifs intermédiaires et dans les secteurs Nord (Figure 65). Les récifs frangeants de la ville de Nouméa subissent une pression de pêche moins importante que ceux des autres communes dont l'urbanisation est beaucoup moins dense. Les captures par unité de surface apparaissent très différentes selon les secteurs avec des rendements importants sur les récifs intermédiaires et dans les secteurs Nord.

La Corne Sud subit une pression de pêche faible et montre des rendements faibles car celle-ci est relativement peu exploitée par les pêcheurs plaisanciers qui réalisent la quasi-totalité des pêches de Saumonée. On observe ainsi une corrélation entre densité d'effort et densité de capture, ce qui va dans le sens d'un taux d'exploitation de la population assez faible, comme cela avait été avancé lors de l'estimation des stocks. L'effort total annuel par zone des stratégies ciblant la Saumonée et la capture associée sont présentés en Annexe 17.

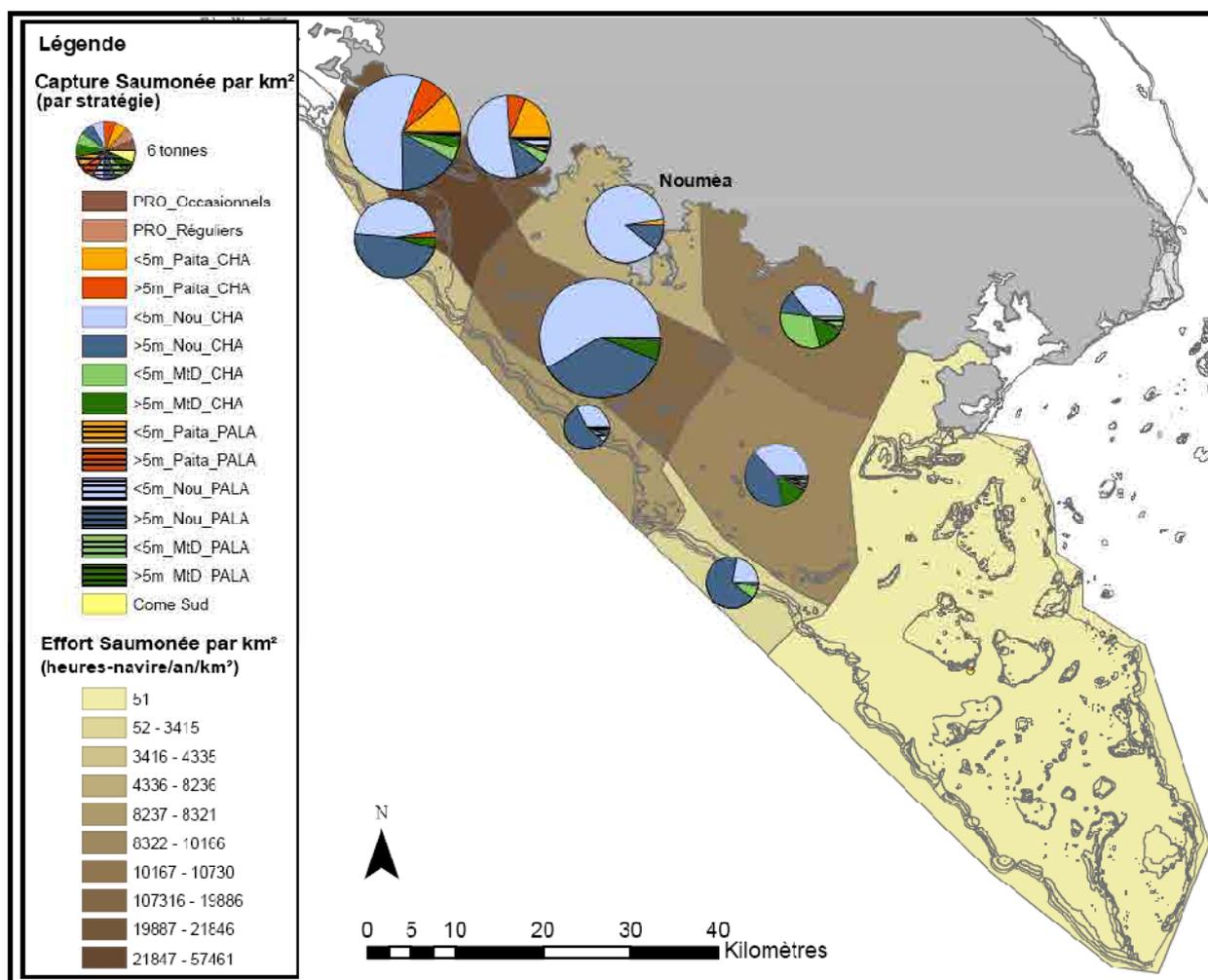
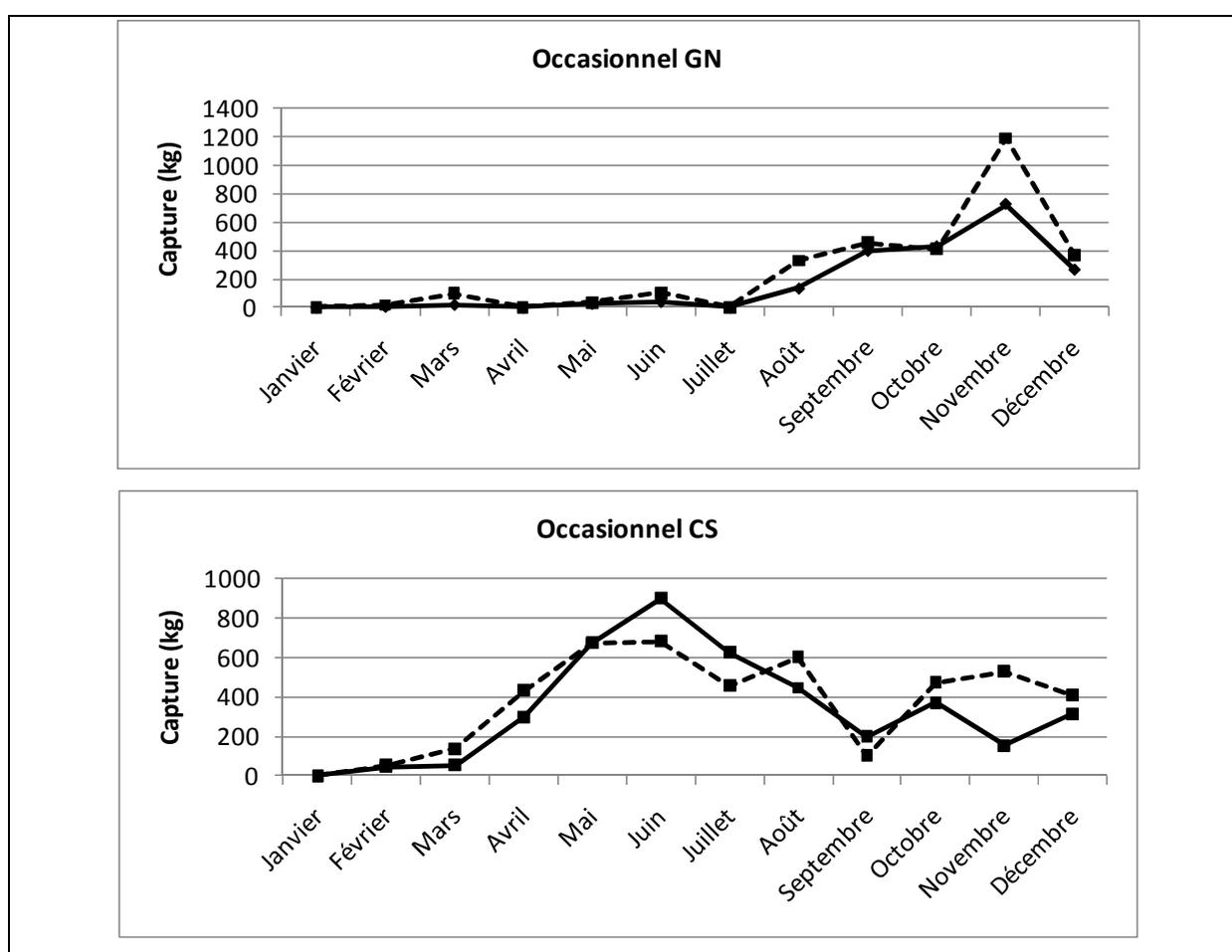


Figure 65. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant la Saumonée et la capture associée par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou" = Nouméa, "MtD" = Mont Dore, "CHA" = chasseurs sous-marins et "PALA" = pêcheurs à la palangrotte.

2.3. *Naso unicornis*

La comparaison des captures professionnelles de Dawa par mois, par zone (Grand Nouméa, Corne sud) et pour chaque stratégie est présentée dans la Figure 66. Pour chaque stratégie et chaque zone, les saisons de pêche sont bien respectées, bien que des différences apparaissent selon le mois entre valeur simulée et valeur observée. Cet écart est faible, sauf dans quelques cas comme en janvier et juillet pour les pêcheurs réguliers exerçant dans le Grand Nouméa, où l'écart atteint jusqu'à 333%. A l'échelle annuelle, la comparaison des valeurs annuelles et le calcul des RMSE montrent par contre des écarts relativement faibles (Figure 67 et Tableau 54).



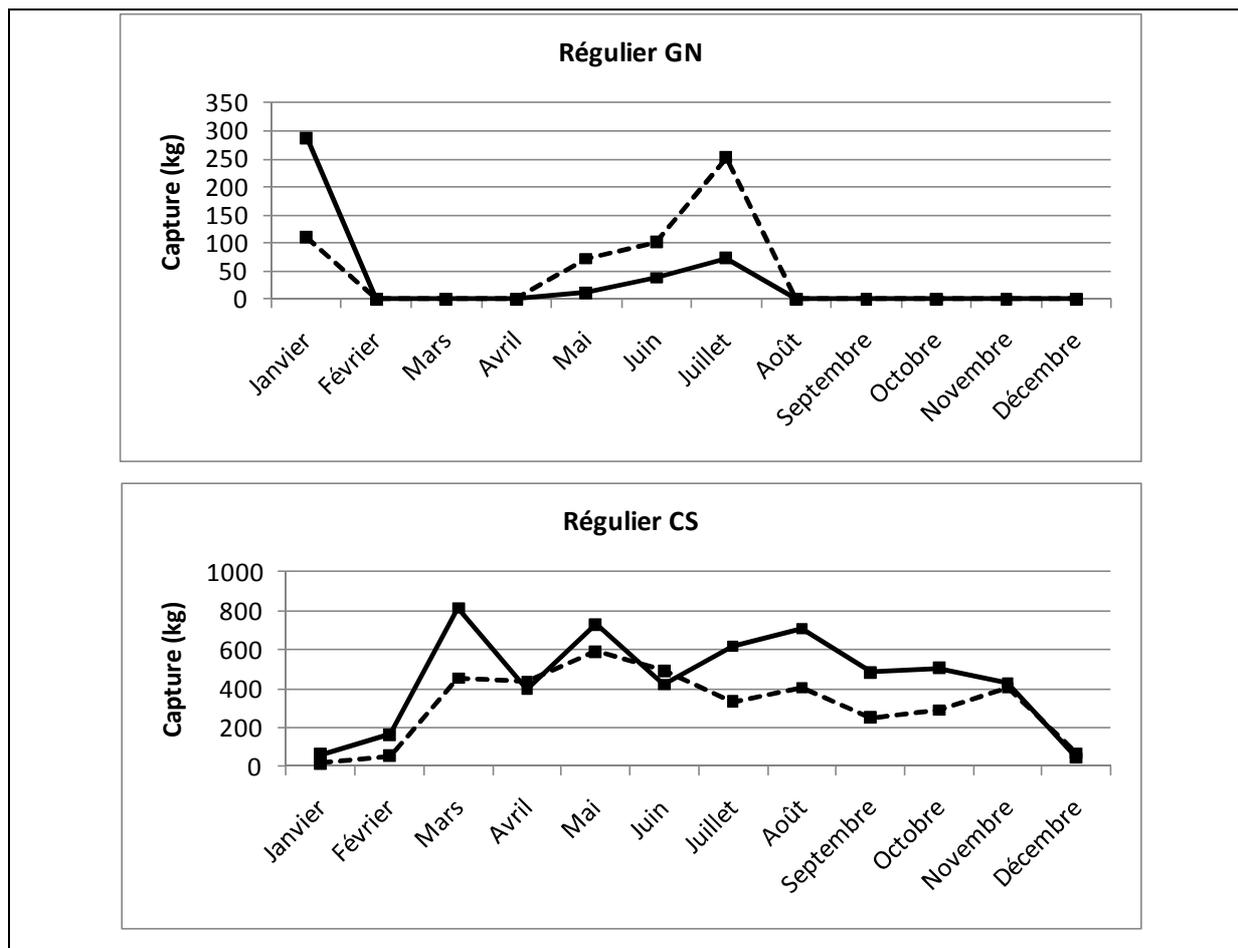


Figure 66. Comparaison, par stratégie de pêche professionnelle et par zone, des captures de Dawa moyennes observées sur 2008 et 2009 (traits pleins) et des captures simulées (traits pointillés).

Concernant les activités de pêche plaisancière (sur lesquelles le modèle n'a pas été calibré), la capture annuelle simulée est de 13 % inférieure à la valeur estimée (Figure 67).

Au regard de ces comparaisons, le modèle de dynamique de la population de *Naso unicornis* et des activités de pêche qui l'exploitent a été validé.

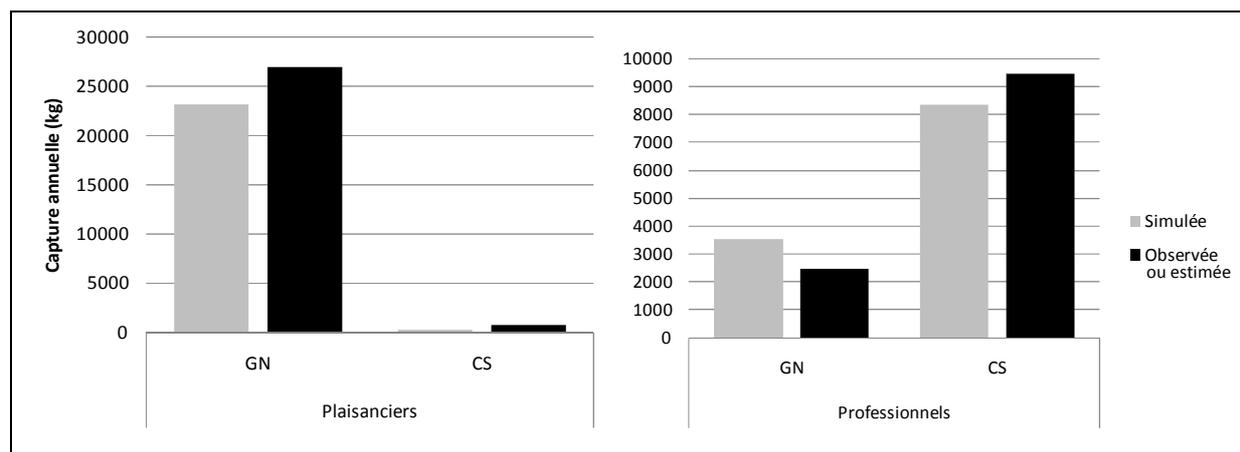


Figure 67. Comparaison des captures annuelles de Dawa par zone pour les pêcheurs professionnels et plaisanciers.

Tableau 54. Comparaison des captures professionnelles de Dawa, observées (en gras) et simulées, par stratégie et par zone, et valeurs de RMSE correspondantes.

Stratégie	Zone	Capture annuelle	RMSE
Régulier	GN	411 538	77
	CS	5386 3804	193
Occasionnel	GN	2048 3013	152
	CS	4087 4564	157
Total	--	11931 11919	--

L'effort annuel par unité de surface (en nombre d'heures de pêche cumulées par l'ensemble des navires par an et par km²) des stratégies ciblant le Dawa se concentre principalement sur les récifs intermédiaires et dans les secteurs Nord (Figure 68). Les récifs frangeants de la ville de Nouméa subissent une pression de pêche moins importante que ceux des autres communes dont l'urbanisation est beaucoup moins dense. Les captures par unité de surface apparaissent très différentes selon les secteurs avec des rendements importants sur les récifs intermédiaires et dans les secteurs Nord. La Corne Sud subit une pression de pêche faible et montre des rendements faibles car celle-ci est relativement peu exploitée. Les captures y sont quasi exclusivement réalisées par les pêcheurs professionnels. On observe ainsi une corrélation entre densité d'effort et densité de capture, qui va dans le sens d'un taux d'exploitation de la population assez faible, comme cela avait été avancé lors de l'estimation des stocks.

L'effort total annuel par zone des stratégies ciblant le Dawa et les captures associées sont présentées en Annexe 17.

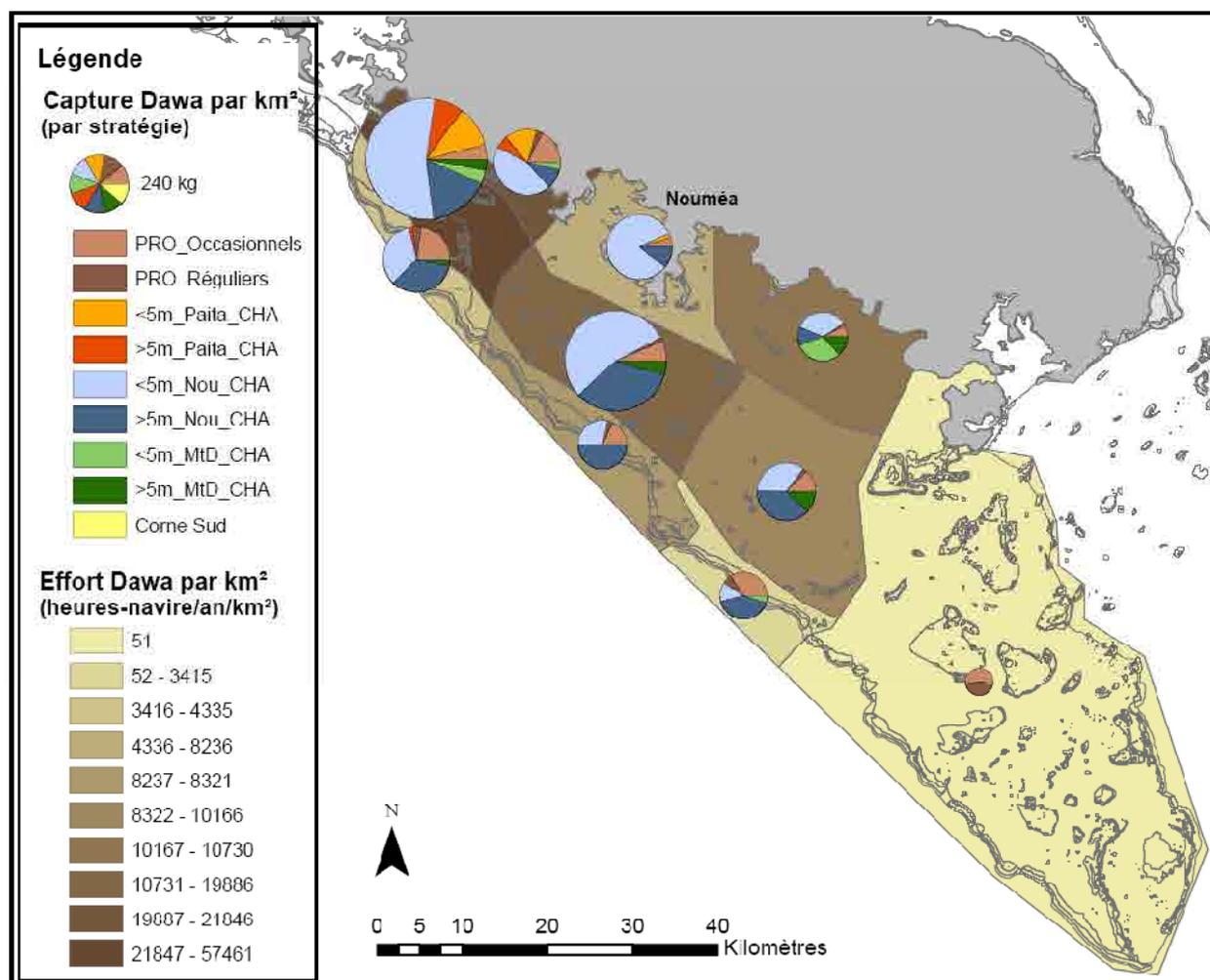


Figure 68. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant le Dawa et la capture associée par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou" = Nouméa, "MtD" = Mont Dore et "CHA" = chasseurs sous-marins.

3. Analyse de sensibilité

Une fois le modèle validé, il reste néanmoins de l'incertitude sur les valeurs de certains paramètres méconnus ou inconnus et sur certaines hypothèses émises sur l'écologie des espèces (relation stock-recrutement, connectivité entre les zones, etc.). L'incertitude sur ces hypothèses, c'est-à-dire l'incertitude sur le type de relations qui décrit un processus de l'écologie d'une espèce, est appelée "incertitude structurelle". La propagation dans le modèle d'incertitudes structurelles et d'incertitudes liées aux observations et

estimations des paramètres du modèle induit une incertitude sur les résultats de simulation. La propagation des incertitudes dans les modèles d'évaluation de stocks en halieutique a été largement étudiée depuis longtemps et à travers des approches très variées (Pelletier, 1991 ; Cochrane, 1999 ; Punt & Donovan, 2007 ; et bien d'autres). Ces incertitudes devraient être prises en compte dans les évaluations (Fowler, 1999 ; Gerber & Hepell, 2004 ; Sethi *et al.*, 2005 ; Cariboni *et al.*, 2007 ; Deroba & Bence, 2008) mais en pratique ceci reste difficile pour des pêcheries multispécifiques.

En général, seul un petit nombre de paramètres est responsable de la plus grande part de l'incertitude sur les résultats d'un modèle (Campolongo *et al.* 2007). L'analyse de sensibilité a pour objectif d'identifier et de hiérarchiser les sources de la variabilité des résultats du modèle (Kleijnen, 1987, 1995, 1997, 2005 ; Kleijnen *et al.*, 2004 ; Saltelli *et al.*, 2000, 2004, 2008). Ces analyses permettent par la suite de prioriser l'acquisition des informations manquantes pour l'étude et la gestion des ressources halieutiques. En corollaire, l'analyse de sensibilité permet de limiter le nombre de paramètres pour lesquels l'incertitude doit être prise en compte lors de l'évaluation de différents scénarios de gestion (voir § 4).

3.1.Méthodologie

L'important temps de calcul requis par les analyses de sensibilité nécessite de façon générale 1) de limiter l'analyse à un certain nombre de paramètres en écartant les paramètres comportant peu d'incertitude ou ceux dont la faible influence est déjà reconnue, et 2) d'utiliser des méthodes d'optimisation des plans de simulation de manière à obtenir le plus d'informations à partir d'un nombre restreint de simulations. La méthode d'analyse de sensibilité est ainsi choisie en fonction des temps de simulations (avec le matériel informatique utilisé), du temps disponible pour réaliser l'analyse et du nombre et de la nature des sources d'incertitude (structurelle, estimation de paramètre discret ou estimation de paramètre continu). Dans cet objectif, nous avons réalisé dans la présente étude une sélection *a priori* des sources d'incertitude à étudier afin de limiter le nombre de paramètres. Cette sélection s'est basée 1) sur l'étude de la conception du modèle ISIS-Fish, dont certains paramètres ne peuvent avoir par

construction que peu ou pas d'effet sur les sorties du modèle étudiées, et 2) sur le niveau connaissance des paramètres. Il n'est en effet pas nécessaire d'étudier l'effet d'un paramètre qui est connu avec précision. Puis nous avons analysé séparément les effets de l'incertitude issue des valeurs des paramètres sélectionnés et les effets de l'incertitude structurelle, qui nécessitent des méthodes différentes.

❖ Incertitudes sur les valeurs des paramètres

Une analyse de sensibilité a été menée sur les paramètres sélectionnés en combinant la technique dite du "criblage" ("group-screening" en anglais) à un plan de simulation élaboré selon la méthode du plan factoriel fractionnaire (Droesbeke *et al.*, 1997). Le group-screening consiste à combiner plusieurs facteurs de manière à limiter l'analyse à un nombre restreint de nouveaux paramètres (Kleijnen, 1987 ; Saltelli *et al.*, 2000). Cette méthode repose sur l'hypothèse que tous les facteurs d'un groupe affectent les sorties du modèle dans le même sens mais pas forcément avec la même amplitude, et que ceux-ci n'interagissent pas entre eux. Le plan de simulations factoriel fractionnaire a ensuite permis d'optimiser le nombre de simulations nécessaire et d'ordonner les facteurs selon leur influence sur les sorties du modèle. Nous nous sommes limités aux seuls effets principaux des paramètres grâce à un plan factoriel fractionnaire de résolution IV. L'analyse de la sensibilité du modèle à l'incertitude a été menée sur 2 variables de sortie du modèle : la capture totale et la biomasse de la population.

Dans un premier temps, la méthode de Morris (Morris, 1991) avait été préférée pour réaliser l'analyse de sensibilité par plan d'expérience. Plus coûteuse en simulations, cette méthode est particulièrement adaptée pour mettre en évidence les principales sources d'incertitude dans un modèle tout en prenant en compte les interactions entre les paramètres. Cependant, plusieurs problèmes rencontrés lors des simulations ne nous ont pas permis de mener la méthode de Morris à son terme. La méthode par plan factoriel fractionnaire a ensuite été utilisée car moins coûteuse en temps de simulation. En effet, cette dernière permet de choisir le niveau des interactions entre les paramètres à prendre en compte ce qui limite le nombre de simulations à réaliser. Les détails de la méthode de Morris sont présentés en Annexe 18.

Les domaines d'incertitude de chaque paramètre ont été fixés en déterminant les valeurs minimales et maximales de chacun d'entre eux, à partir des données

bibliographiques (voir Chapitre II) ou à partir d'un intervalle de $\pm 20\%$ considéré comme raisonnable (De Castro *et al.*, 2001 ; Elkalay *et al.*, 2003). Ces 2 valeurs extrêmes ont été utilisées afin de tester l'effet de l'incertitude pour chaque paramètre. L'effet de l'incertitude a été testé sur 2 variables de sortie : la biomasse du stock et la capture totale en fin de simulation. De manière à analyser l'incertitude issue de chaque paramètre et à permettre leur comparaison, un modèle d'analyse de variance a été ajusté sur chacune des variables de sortie du modèle et un indice de sensibilité a été calculé à partir du rapport des sommes partielles des carrés sur les sommes totales des carrés issus de l'analyse de variance :

$$IS_p = \frac{SC_p}{\sum_k SC_i} \quad (82)$$

Où IS_p est la valeur de l'indice de sensibilité pour le paramètre p , SC_p est la somme de carrés pour le paramètre p et SC_i est la somme de carrés pour le paramètre i , avec k le nombre de paramètres testés dans le plan d'expérience. Cet indice permet ainsi de quantifier la part de variance imputable au paramètre p .

Dans l'ensemble des 3 modèles de dynamique de population, un total de 140 paramètres incertains a été identifié, 77 pour la biologie et l'écologie des espèces, et 63 pour les pêcheries. Ceux-ci ont été scindés en 18 groupes (Tableau 55).

Tableau 55. Liste des paramètres et groupes de paramètres inclus dans l'Analyse de sensibilité. Le nombre de paramètres vaut pour 1 seule espèce. Les paramètres sélectionnés concernant la biologie et l'écologie des espèces sont les mêmes pour les 3 espèces, seuls les intervalles d'incertitude peuvent changer.

Groupe	Abréviation dans l'analyse de sensibilité	Nombre de paramètres inclus dans le groupe (respectivement pour <i>L. nebulosus</i> , <i>P. leopardus</i> et <i>N. unicornis</i>)	Intervalle de variation des paramètres
Taille maximale de l'espèce	Linf	1	Voir Chapitre II Annexe 4
Mortalité naturelle pré-recrutement	MortNatpr	1	±20%
Mortalité naturelle des juvéniles	MortNat1	4, 3 et 1	Voir Chapitre II Annexe 4 ou ±20%
Mortalité naturelle des adultes	MortNat2	5, 12 et 8	Voir Chapitre II Annexe 4 ou ±20%
Fécondité	Repro	11, 15 et 11	±20%
Maturité sexuelle	A ₅₀	3, 2 et 3	Voir Chapitre II Annexe 4 ou ±50% ⁴⁹
Taux de migration (m _{esp})	Mig	12, 10 et 12	±20%
Sélectivité de la ligne à main professionnelle	Selec_LignePro	3, 3 et 0	±20%
Sélectivité du filet	Selec_Filet	3, 0 et 3	±20%
Sélectivité de la palangrotte plaisancière	Selec_Pala	3, 3 et 0	±20%
Sélectivité de la chasse sous-marine	Selec_Fusil	0, 3 et 3	±20%
Facteur de standardisation de la ligne à main professionnelle	Fstd_LignePro	1, 1 et 0	±20%
Facteur de standardisation du filet	Fstd_Filet	1, 0 et 1	±20%
Facteur de standardisation de la palangrotte plaisancière	Fstd_Pala	1, 1 et 0	±20%
Facteur de standardisation de la chasse sous-marine	Fstd_Fusil	0, 1 et 1	±20%
Facteurs de ciblage des métiers professionnels	Fcib_Pro	4, 2 et 2	±20%
Facteurs de ciblage des métiers plaisanciers	Fcib_Plais	3, 20 et 10	±20%
Nombre de navires plaisanciers	Nb_Navires	6	±20%

⁴⁹ Lorsque l'âge de maturité est de 2 ans (cas de *N. unicornis*) le plus petit changement de classe d'âge mature possible est de 1 an, soit 50% de l'âge de référence.

Le plan factoriel fractionnaire n'a pas permis d'intégrer le paramètre "nombre de navires" des flottilles plaisancières pour des raisons techniques liées au modèle ISIS-Fish et ce bien que l'estimation du nombre de navires plaisanciers soit apparue comme une source d'incertitude dans le modèle (voir Chapitre III § 3.3.6). Par conséquent, l'effet de l'incertitude de ce paramètre sur les sorties du modèle a été testé séparément et pour chacune des 3 espèces. Pour cela, un intervalle de $\pm 20\%$ a été utilisé, puis les écarts engendrés sur les valeurs de sortie du modèle ont été comparés à ceux observés lors de l'analyse de sensibilité par plan de simulation.

❖ Incertitudes structurelles

L'influence de différentes hypothèses concernant le recrutement de l'espèce *Plectropomus leopardus* sur les sorties du modèle (biomasse de la population et captures) a été étudiée. Cette espèce présente une variabilité interannuelle importante du recrutement sous forme de pics assurant le renouvellement des populations (voir Chapitre II § 2.2.2). La variation du recrutement annuel a été modélisée via la variation du taux de mortalité naturelle pré-recrutement. Nous avons comparé les conséquences d'une hypothèse de recrutement régulier et directement lié au stock (voir Chapitre II § 2.2.2) à celles d'un recrutement annuel aléatoire. En l'absence d'informations précises sur les mécanismes qui régissent ce recrutement, nous avons testé une variation aléatoire basée sur une distribution de loi normale (d'espérance 6.625 et d'écart-type 15) du taux de mortalité pré-recrutement (M_{pr}). L'espérance (E) de cette loi normale a été fixée de manière à ce que $E[\exp(M_{pr})] = \exp(6)$, où 6 est la valeur de M_{pr} issue de la paramétrisation. L'écart-type a été fixé arbitrairement de manière à obtenir une fréquence de pics de recrutement relativement faible, correspondant à ce qui est historiquement perçu par les experts. Une succession de 35 simulations d'une durée de 15 ans a été réalisée afin d'évaluer l'influence de ce type de recrutement.

❖ Durées de simulation

Le choix du nombre d'années de simulation résulte d'un compromis entre la durée de vie de l'espèce, le temps de simulation⁵⁰ nécessaire avec la capacité informatique disponible, le temps imparti à l'analyse de sensibilité et l'échelle fixée par les gestionnaires pour évaluer l'effet des mesures de gestion. Les simulations ont ainsi été

⁵⁰ Le temps de simulation correspond au temps de calcul nécessaire pour simuler la dynamique de la population sur le nombre d'années choisi.

réalisées sur une durée de 5 ans. Cette durée a permis d'obtenir des temps de simulation acceptables et correspond à l'échelle fixée par les gestionnaires pour évaluer l'effet des mesures de gestion. L'influence des paramètres sur les sorties du modèle a ainsi été évaluée à relativement court terme par rapport à la longévité des espèces (voir Chapitre II § 2.1.1, 2.2.1 et 2.3.1). L'incertitude liée au type de recrutement chez *P. leopardus* a été en revanche étudiée sur une durée supérieure de 15 ans, qui correspond au nombre de classes d'âge. Ceci a été rendu possible par un nombre de simulations nécessaires très inférieur à celui des analyses de sensibilité par plan d'expérience.

❖ Temps de simulation

L'analyse de sensibilité a nécessité 137 simulations pour un temps de calcul de 6 jours dont la répartition est présentée dans le Tableau 56. A cela s'ajoutent les temps de simulations réalisés initialement pour l'analyse de sensibilité par méthode de Morris, soit 411 simulations pour 12 jours de calcul.

Tableau 56. Présentation du nombre de simulations et des temps de calculs pour les analyses de sensibilité selon l'espèce pour chacune des 3 opérations réalisées. Les valeurs indiquées correspondent respectivement au nombre de simulation, au nombre d'années simulées et au temps de simulation. Ces informations sont aussi données à titre indicatif pour la méthode de Morris qui avait été utilisée au préalable.

	<i>L. nebulosus</i>	<i>P. leopardus</i>	<i>N. unicornis</i>
Plans de simulation factoriels fractionnaires	32 simulations 5 ans 11 heures	32 simulations 5 ans 40 heures	32 simulations 5 ans 19 heures
Nombre de navires plaisanciers	2 simulations 5 ans 1heure	2 simulations 5 ans 2heures 15 minutes	2 simulations 5 ans 1heure 25minutes
Type de recrutement	--	35 simulations 15 ans 65 heures	--
Total		137 simulations 6 jours	
Plan de simulation par méthode de Morris	137 simulations 5 ans 47 heures 162	137 simulations 5 ans 171 heures 7.1	137 simulations 5 ans 81 heures 3.4

3.2.Résultats

3.2.1. Analyse de sensibilité par plan d'expérience

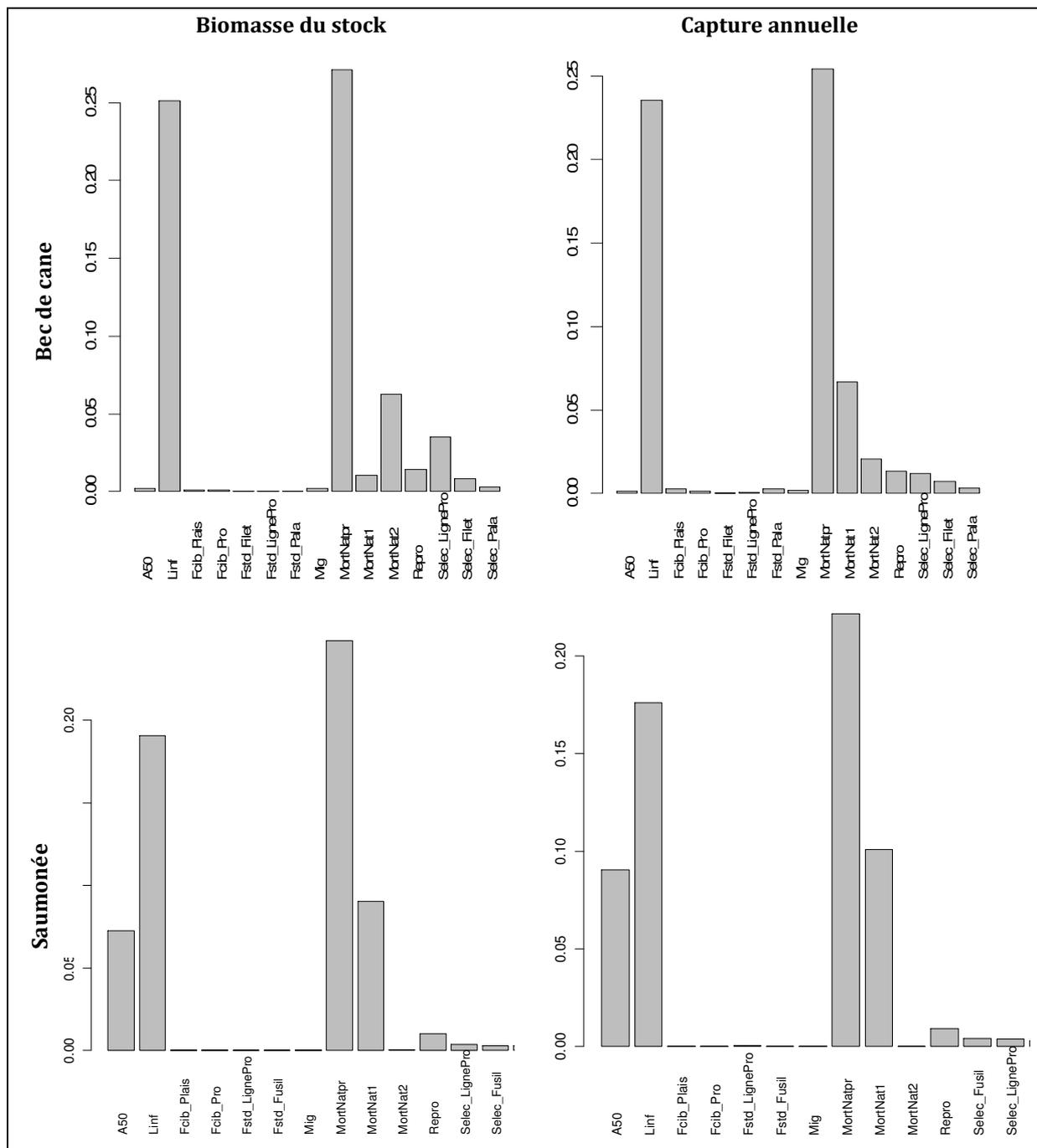
L'influence des paramètres testés a été analysée sur la base de leur indice de sensibilité (équation (82)) et représentée graphiquement par espèce et par variable de sortie dans le la Figure 69.

La taille maximale (*L_{inf}*) utilisée dans l'équation de croissance est l'un des principaux facteurs qui conditionne la biomasse des stocks et les captures qui en découlent, notamment pour le Dawa. En revanche, si l'on s'intéresse à l'abondance du stock (résultats non présentés ici), l'effet de ce paramètre est quasi nul. L'effet observé sur la biomasse du stock est principalement lié à l'état de celui-ci au départ de la simulation et non à l'évolution du stock sur 5 années. En effet, lorsque la taille maximale *L_{inf}* de l'équation de Van Bertalanffy est plus grande, les individus sont de taille et donc de poids supérieur à un âge donné (voir Chapitre II). Le paramètre *L_{inf}* ayant ainsi davantage d'effets sur la situation initiale de la biomasse que sur l'évolution du stock, nous avons fait le choix de ne pas le prendre en compte dans la suite, notamment lors de l'analyse des scénarios de gestion sous incertitude (voir § 4).

D'autre part, le recrutement joue un rôle prépondérant dans l'état des stocks et donc sur les captures qui en découlent. Ce résultat est conforme à ce qui est habituellement reconnu en écologie (Murphy, 1982 ; Boehlert, 1996 ; Roberts, 1996 ; Sale, 2002). L'effet de l'incertitude sur le recrutement, traité ici à travers la mortalité pré-recrutement, dépasse les effets de la mortalité des autres stades (juvéniles et adultes), à l'exception du cas de la capture de Dawa, pour laquelle l'indice de sensibilité est relativement faible et inférieur à la mortalité naturelle des adultes. Dans le cas de la Saumonée, la mortalité naturelle des adultes a peu d'effet.

Dans le cas du Bec de cane, l'âge à maturité n'intervient pas comme un paramètre sensible, malgré l'incertitude sur ce paramètre (voir Chapitre II § 2.1.2). Afin de confirmer ce résultat, l'effet de l'âge de maturité chez le Bec de cane a été analysé indépendamment des autres paramètres du plan de simulation. Sur une période de 15 ans, un âge de maturité de 5 ans (Borsa *et al.*, 2009) ou de 8 ans (Loubens, 1980a), n'entraîne pas de différences de plus de 2% dans la biomasse du stock et la capture annuelle. Ceci s'explique par la forte mortalité naturelle des premiers stades de vie, par la durée de vie de l'espèce et par la prédominance des plus gros individus dans la production d'œufs en raison de la relation de fécondité de type puissance (voir Chapitre II § 2.1.2). De plus, une durée de simulation inférieure à la durée de vie de l'espèce n'a pas permis de mesurer les effets sur plusieurs générations. Pour la Saumonée, l'âge de maturité apparaît comme un paramètre sensible. Ceci peut s'expliquer par 2 raisons. Premièrement, une mortalité naturelle encore élevée à l'âge de maturité qui va

fortement modifier le nombre de géniteurs en fonction de cet âge. Deuxièmement, la Saumonée étant une espèce protogyne hermaphrodite, ce sont les plus petits individus (femelles) qui sont responsables de la fécondité de la population et donc du recrutement. Pour le Dawa, l'âge de maturité n'apparaît pas comme un paramètre sensible du modèle.



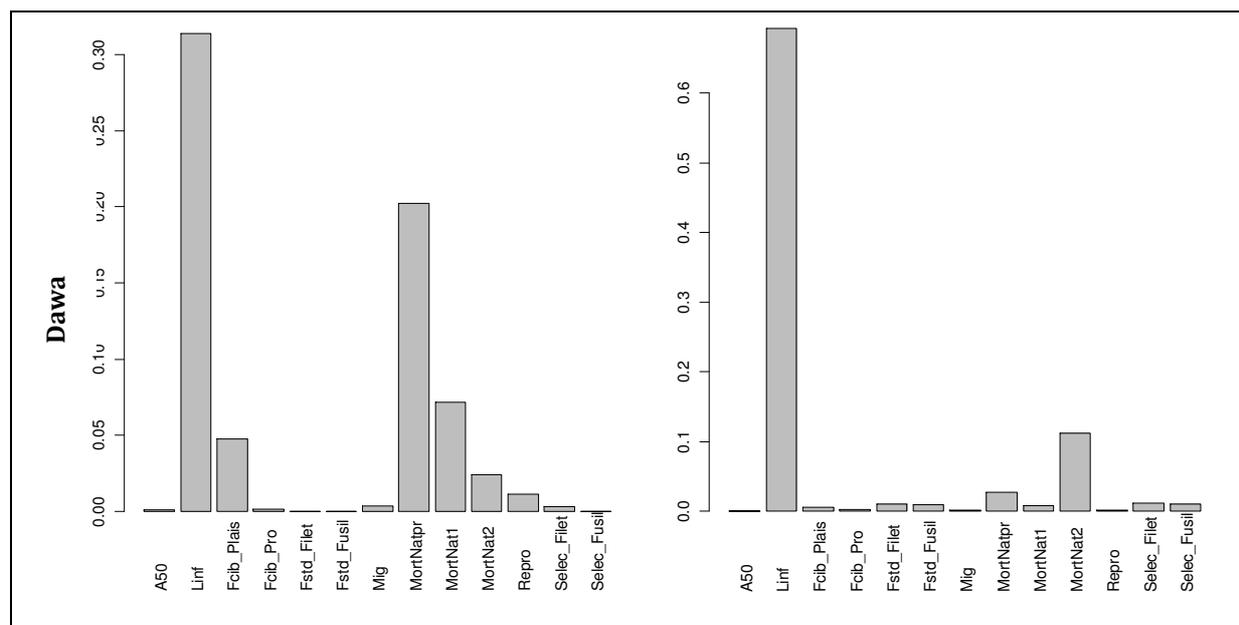


Figure 69. Indices de sensibilité des paramètres analysés par espèce, pour la biomasse du stock et la capture annuelle. Les abréviations des noms de paramètres sont données dans le Tableau 55.

Il ressort de cette analyse que la mortalité naturelle pré-recrutement est le paramètre le plus sensible après la taille maximale *Linf*, dont les raisons de l'effet nous ont amené à écarter ce paramètre. Nous avons ainsi poursuivi l'analyse de l'effet de la mortalité naturelle pré-recrutement en quantifiant son effet sur les sorties du modèle.

3.2.2. Effet du recrutement sur la dynamique des populations

L'effet du recrutement sur la dynamique des stocks a été quantifié en modélisant la dynamique des stocks sous différentes conditions. Pour le Bec de cane et le Dawa, la relation stock-recrutement a été conservée. Pour la Saumonée, l'effet d'un recrutement annuel variable a été étudié afin d'évaluer l'effet de cette incertitude structurelle.

❖ Quantification de l'effet du recrutement sur les dynamiques de *Lethrinus nebulosus* et *Naso unicornis*

Cinq valeurs du taux instantané de mortalité naturelle pré-recrutement chez le Bec de cane et le Dawa ont été testées à l'intérieur de l'intervalle d'incertitude défini pour le plan factoriel fractionnaire (voir § 3.1) : + 20%, + 10%, référence, - 10% et - 20%. Les simulations ont été réalisées sur une durée de 8 ans (Figure 70 et Figure 71). Celle-ci a été allongée par rapport à l'échelle de travail des gestionnaires (5 ans) afin d'en évaluer

l'effet à plus long terme. Ceci a été possible en raison du faible nombre de simulations nécessaires et donc du temps de calcul tout à fait raisonnable.

Une diminution de 10% du taux instantané de mortalité naturelle entraîne chez Bec de cane une augmentation de 60% du stock et chez le Dawa un doublement du stock sur 8 ans. Une augmentation de 20% du taux de mortalité conduit rapidement à une très forte croissance du stock pour chacune des 2 espèces. En raison de la relation de type exponentielle négative qui lie le recrutement au taux instantané de mortalité (voir Chapitre III § 1, équation (18)) une augmentation du paramètre de mortalité naturelle entraîne une variation moins importante du stock qu'une diminution de cette mortalité. Une augmentation de 10% ou 20 % du taux de mortalité entraîne respectivement une diminution de 40% et de 60% du stock chez le Bec de cane et le Dawa au terme des 8 ans. D'autre part, à l'échelle de temps des gestionnaires (5 ans), une diminution de 20% du taux de mortalité entraîne chez le Bec de cane une augmentation de 182% de la biomasse et chez le Dawa une augmentation de 242 %. A l'inverse, une augmentation du taux de mortalité entraîne chez le Bec de cane une diminution de 47% de la biomasse et chez le Dawa une diminution de 30%.

L'analyse de sensibilité par plan d'expérience et la quantification de l'effet de la mortalité naturelle pré-recrutement montrent que ce paramètre influence fortement l'état des populations de Bec de cane et de Dawa même sur une période relativement courte par rapport à la durée de vie des espèces. Par conséquent, l'incertitude sur ce paramètre a été considérée dans les analyses de scénarios de gestion.

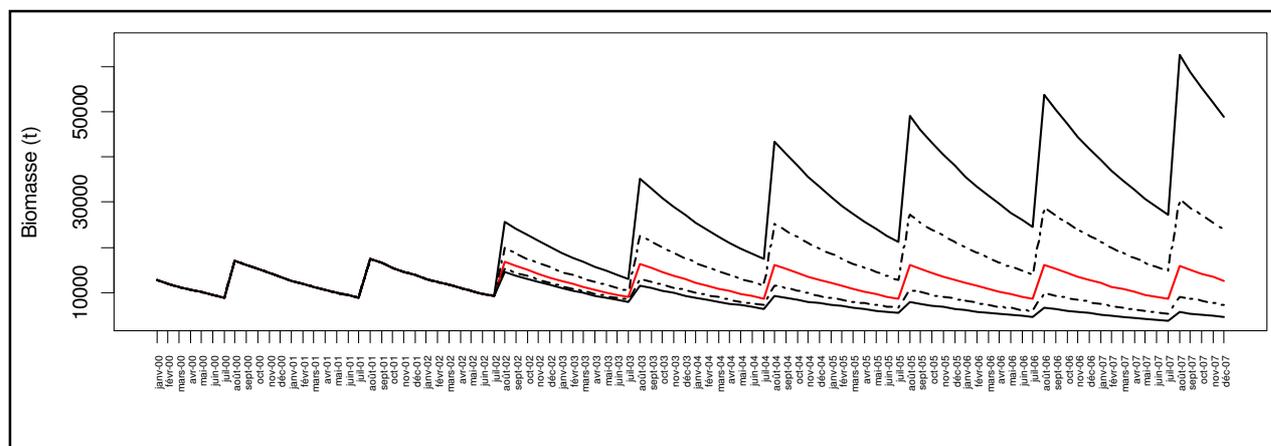


Figure 70. Dynamique de la biomasse du stock de Bec de cane (classes 2 à 9 ans) pour différentes valeurs de mortalité pré-recrutement. La courbe rouge correspond à la valeur de référence (c.-à-d. dont la valeur de mortalité naturelle est issue de la calibration), les courbes en pointillés correspondent à une variation de $\pm 10\%$ et les courbes pleines correspondent à une variation de $\pm 20\%$.

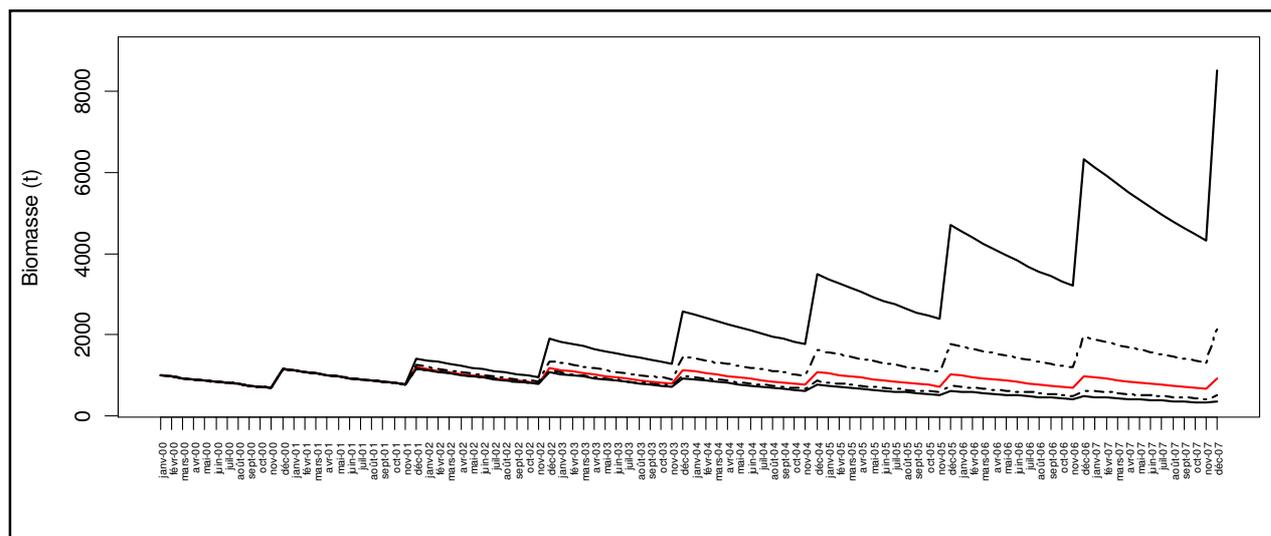


Figure 71. Dynamique de la biomasse du stock de Dawa (classes 2 à 9 ans) pour différentes valeurs de mortalité pré-recrutement. La courbe rouge correspond à la valeur de référence (c.-à-d. dont la valeur de mortalité naturelle est issue de la calibration), les courbes en pointillés correspondent à une variation de $\pm 10\%$ et les courbes pleines correspondent à une variation de $\pm 20\%$.

❖ Effet d'un recrutement variable sur la dynamique de *Plectropomus leopardus*

Parmi les 35 simulations de la dynamique de la Saumonée avec un recrutement annuel variable, les pics correspondent aux très bonnes années de recrutement (Figure 72). Sur l'ensemble des simulations, le recrutement annuel se situe autour du recrutement de référence (c.-à-d. du recrutement issu d'une relation stock recrutement dont la valeur de mortalité naturelle est issue de la calibration) (Figure 73), avec les 2^{ème} et 3^{ème} quartiles de distribution des 35 simulations se situant très proches de la valeur de référence. Les 1^{er} et 4^{ème} quartiles sont plus dispersés, montrant des situations où le recrutement est respectivement 10 fois inférieur ou supérieur à la valeur de référence.

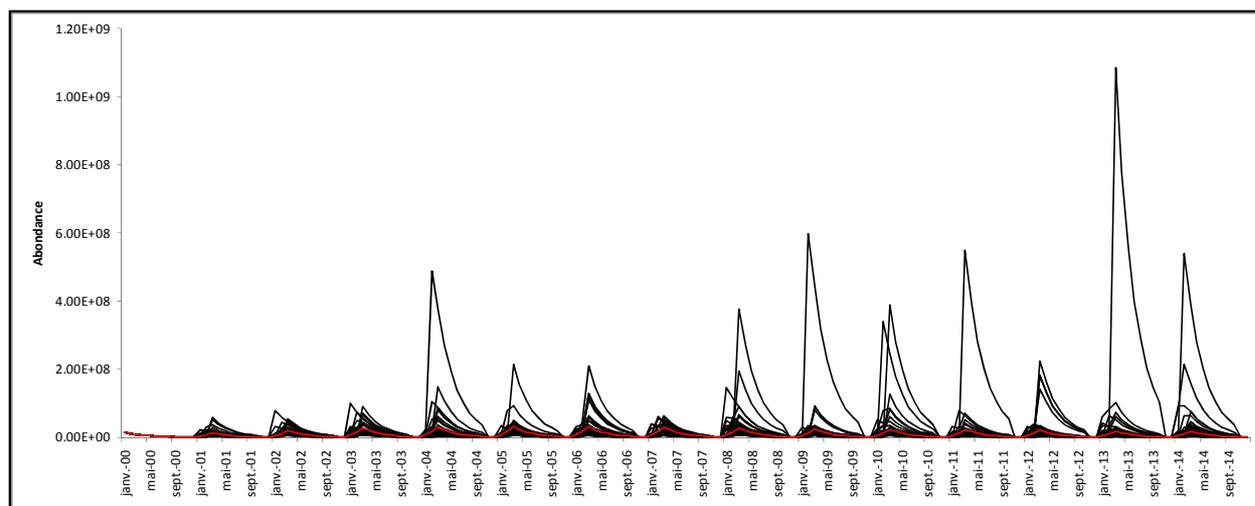


Figure 72. Nombre de recrues de Saumonée pour les 35 simulations sur une période de 15 ans. La courbe rouge représente le recrutement issu d'une relation stock recrutement.

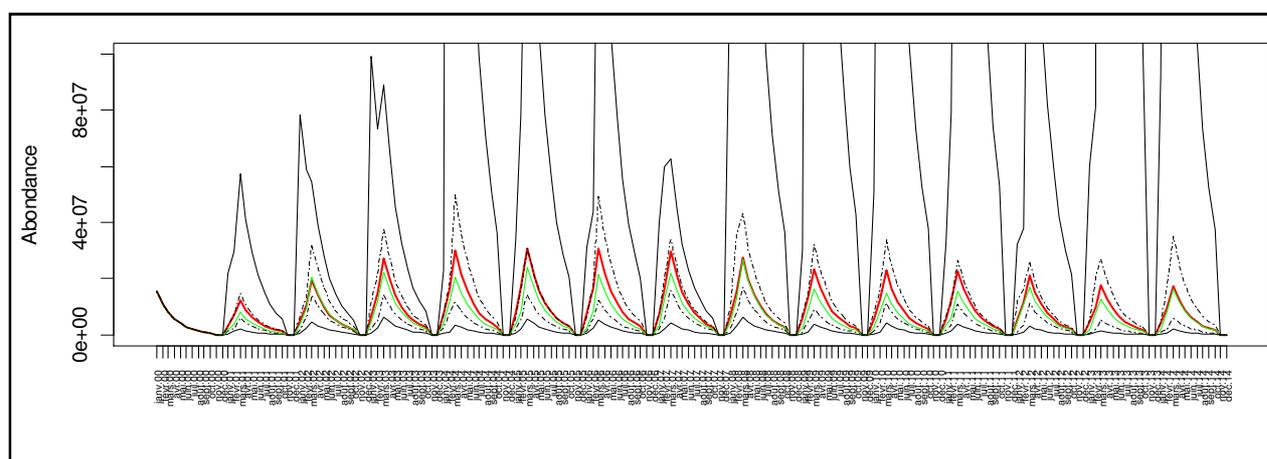


Figure 73. Zoom de la Figure 72 sur le recrutement de la Saumonée sur 15 années de simulation. La courbe rouge représente le recrutement issu d'une relation stock-recrutement ; la courbe verte représente la médiane des 35 simulations ; les courbes en pointillés représentent les 2^{ème} et 3^{ème} quartiles ; les courbes pleines représentent les 1^{er} et 4^{ème} quartiles.

La biomasse du stock dans des conditions de référence, augmente les 6 premières années puis diminue ensuite (Figure 74). Dans les cas d'un recrutement annuel variable l'apparition d'un bon recrutement une année t (matérialisé par la présence d'un pic de biomasse) entraîne une augmentation de la biomasse de la population les années suivantes et ce quel que soit l'état du recrutement les années suivant le pic. La population de Saumonée est ainsi entretenue plusieurs années par un pic de recrutement favorable. Ce processus se traduit par une cohorte dominante dans la population et la structure de taille de la population évolue avec le déplacement de cette cohorte dans les classes d'âge. Ces résultats corroborent les observations de Ferreira et Russ (1995) et de Russ (1996) en Australie. Le peu d'effet sur le stock des années de

mauvais recrutement s'explique par la durée de vie de l'espèce et la présence d'une population relativement importante avec un faible taux d'exploitation. La courbe de référence issue d'un taux de mortalité pré-recrutement constant se situe au niveau de la médiane des 35 répétitions lors des premières années, puis passe en dessous au fur et à mesure des années jusqu'à atteindre le 1^{er} quartile. Ceci montre une tendance de la biomasse de la population à être supérieure à la situation de référence en cas de recrutement aléatoire (Figure 75).

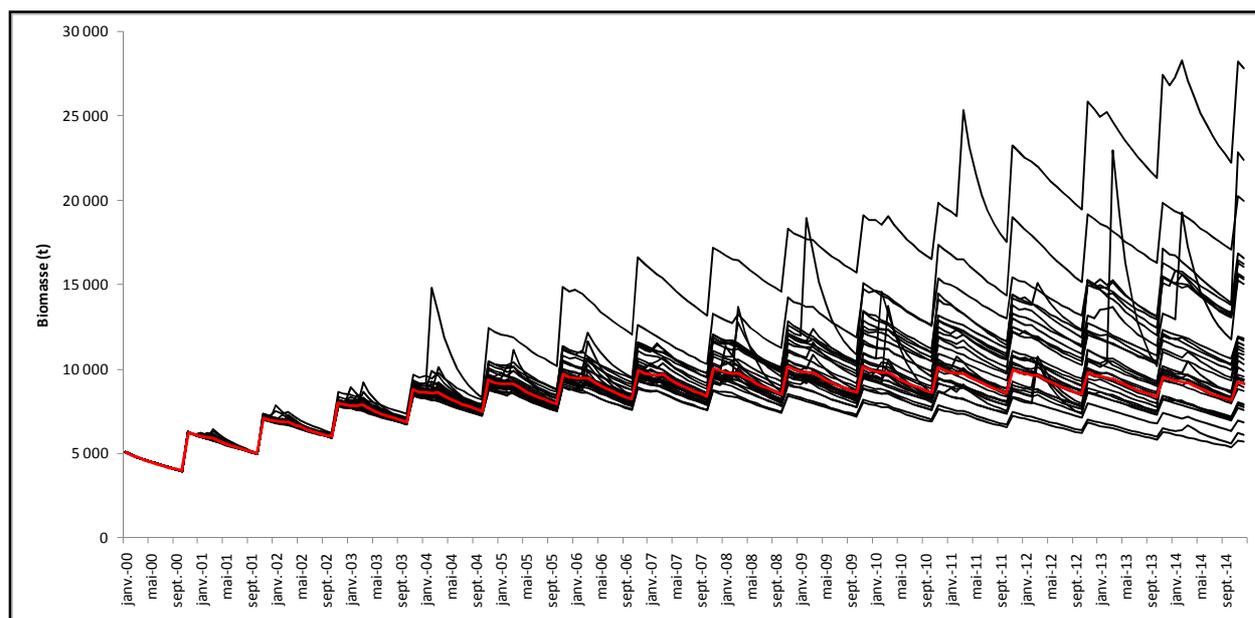


Figure 74. Evolution de la biomasse du stock de Saumonée sur une période de 15 ans pour 35 simulations de recrutement aléatoire.

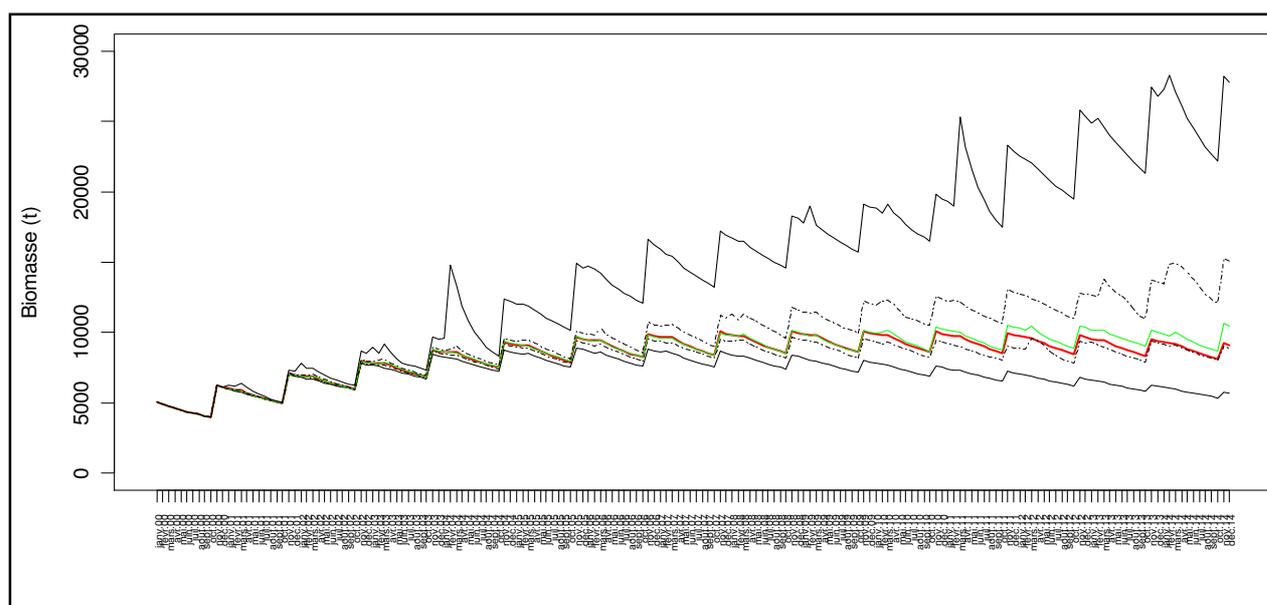


Figure 75. Distribution de la biomasse du stock de Saumonée pour les 35 simulations. La courbe rouge représente le recrutement issu d'une relation stock recrutement ; la courbe verte représente la médiane des 35 simulations ; les courbes en pointillé représentent les 2^{ème} et 3^{ème} quartiles ; les courbes pleines, représentent les 1^{er} et 4^{ème} quartiles.

3.2.3. Effet du nombre de navires plaisanciers

La variation de $\pm 20\%$ du nombre de navires plaisanciers entraîne des écarts de -2% à $+1.6\%$ pour la biomasse des stocks et de -10% à $+6\%$ pour les captures après 5 ans de simulation (Tableau 57). Ces écarts sont très proches de ceux produits par l'incertitude sur la sélectivité des engins (identiques à $\pm 10\%$ en moyenne) (voir § 3.2.1). Au vu de ces résultats et de l'incertitude qui réside dans l'estimation du nombre de navires plaisanciers (voir Chapitre III § 3.3.6), ce paramètre sera intégré à l'analyse des scénarios de gestion sous incertitude.

Tableau 57. Effet de la variation du nombre de navires plaisanciers sur la biomasse des stocks et les captures après 5 ans de simulation.

Variable de sortie du modèle considéré	Variation du nombre de navires plaisanciers	Bec de cane	Saumonée	Dawa
Biomasse du stock	+20%	+0.2%	+1.4%	+1.6%
	-20%	-0.01%	-1.7%	-2%
Capture	+20%	+11%	+5%	+6%
	-20%	-11%	-10%	-6%

4. Analyse de scénarios sous incertitude

Le principal objectif de la mise en place d'un modèle de dynamique des principales ressources ichthyologiques du Lagon Sud-ouest est de tester l'effet de différentes mesures de gestion. Dans une première étape, nous avons élaboré 4 scénarios de gestion en collaboration avec les gestionnaires. Les scénarios de gestion sont ensuite évalués grâce à la réponse du modèle tout en prenant en compte les effets des principales sources d'incertitudes sur les prédictions de ce modèle. Alors que l'**analyse de sensibilité** a permis d'identifier les principales sources d'incertitude dans le modèle, l'**analyse sous incertitude** va permettre de déterminer la variabilité des sorties du modèle induite par les sources d'incertitude sélectionnées.

4.1. Les scénarios de gestion

Les mesures de gestion ont pour objectif de réguler à la fois la pêche professionnelle et la pêche plaisancière. Ces deux activités sont suivies et gérées par des services distincts

de la Province Sud. Le Bureau des Pêches de la Direction du Développement Rural (DDR) s'intéresse à l'activité professionnelle et le Service de la mer et de la protection du lagon⁵¹ de la Direction de l'Environnement (DENV) est concerné par l'activité plaisancière. Afin d'élaborer des scénarios de gestion en adéquation avec les attentes des gestionnaires, nous avons organisé plusieurs discussions et entretenu des échanges réguliers avec ces deux services. Quatre scénarios ont ainsi été élaborés afin de tester différentes mesures de gestions. Le premier scénario dit de *statu quo* correspond à la situation actuelle avec les mesures de gestion existantes. Trois autres scénarios comprennent une mesure de gestion additionnelle :

- scénario 1 : *statu quo* ;
- scénario 2 : mise en place d'une AMP supplémentaire ;
- scénario 3 : mise en place d'une taille minimale de capture pour chacune des espèces ;
- scénario 4 : augmentation du nombre de permis de pêche professionnelle.

Les mesures de gestion introduites dans les scénarios s'appliquent de la même manière à tous les pêcheurs, qu'ils soient plaisanciers ou professionnels. La réponse des pêcheurs aux différentes mesures de gestion, notamment en termes de report d'effort, est explicitée ci-dessous pour chaque scénario. Les effets des différentes mesures seront évalués au regard d'objectifs de gestion différents, 1) l'état des stocks halieutiques, et 2) les captures annuelles.

❖ Scénario 1 : *Statu quo*

Ce scénario constitue le scénario de référence, à savoir la présence d'un réseau d'AMP dans le lagon, un quota journalier de 40 kg pour les plaisanciers et des restrictions sur les engins (voir Introduction § 2, Figure 3 et Tableau 3).

❖ Scénario 2 : Création d'une AMP

Sept positionnements d'AMP ont été proposés à partir de 2 critères fixés par les gestionnaires selon leurs objectifs de gestion :

⁵¹ Suite à une restructuration de la DENV en 2012, l'organisation des services a été modifiée et le Service de la mer n'existe plus en tant que tel. Il a été remplacé par le Service de la conservation, de la biodiversité et le Service des aires protégées.

- l'AMP doit inclure principalement des fonds meubles ;
- la localisation de l'AMP doit permettre son intégration aux zones de patrouille de la protection du lagon du Grand Nouméa.

Parmi les différentes propositions faites, une seule délimitation a été retenue par les gestionnaires. L'AMP se situe dans le secteur Sud-intermédiaire pour une surface totale de 109 km² dont 107.5 km² de fonds meubles et 1.5 km² de récif (Figure 76).

Dans le modèle, la mise en place de cette réserve a en pratique requis de créer une zone de population dédiée dans le secteur Sud-intermédiaire pour les espèces étudiées (voir Chapitre I § 4). Dans ce scénario, les pêcheurs n'ont pas accès à cette zone de population qui devient de fait une réserve. Cette réserve représente une surface de 108 km² sur l'habitat adulte du bec de cane, de 1 km² sur l'habitat de la Saumonée et de 2 km² sur l'habitat du Dawa⁵².

En accord avec les gestionnaires, il a été supposé que l'effort de pêche s'exerçant antérieurement dans cette zone se reporterait à proximité immédiate de cette zone pour les plaisanciers, c'est-à-dire :

- pour les métiers ciblant le Bec de cane, dans le reste du secteur Sud-intermédiaire ;
- pour les métiers ciblant la Saumonée et le Dawa, 50% de l'effort se reporte dans le secteur Sud-intermédiaire et les 50% restants dans le secteur Sud-Barrière (voir Chapitre I Figure 13).

Concernant les professionnels, l'effort s'exerçant antérieurement dans cette zone se reporte de façon homogène sur l'ensemble du Grand Nouméa car dès le départ l'effort de pêche professionnel a été réparti de façon homogène dans cette partie du lagon en raison du manque de précision des données de déclaration (voir Chapitre III § 2.1).

⁵² De nombreux récifs isolés sur fond de lagon sont présents dans les limites de cette nouvelle AMP, mais n'étant pas cartographiés, l'habitat correspondant n'a pas été pris en compte dans le modèle et n'intervient donc pas dans les surfaces d'habitat présentées.

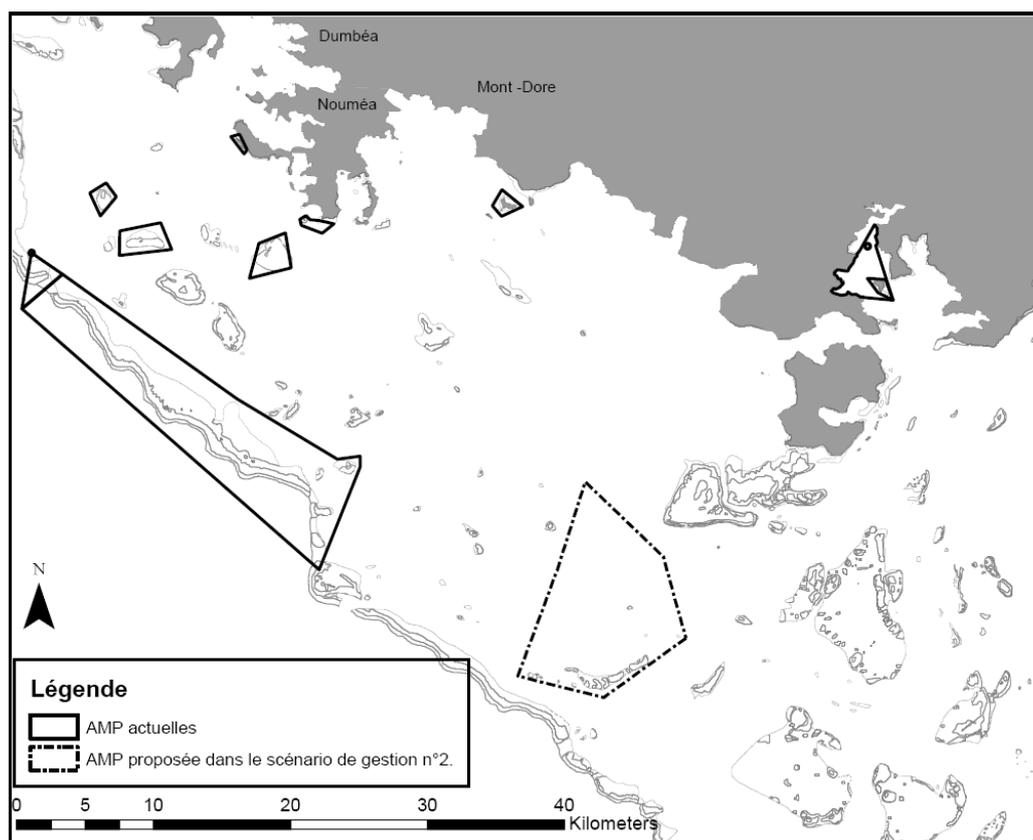


Figure 76. Délimitation de l'AMP modélisée dans le scénario de gestion alternatif N°2. Cette délimitation inclut le récif Uimé et les fonds meubles au Nord de celui-ci.

❖ Scénario 3 : Tailles minimales de capture

La taille minimale de capture de chacune des espèces a été fixée à l'âge à maturité A_{50} . Les individus deviennent ainsi totalement accessibles à la pêche à $A_{50}+1$ ans (Tableau 58). Cette mesure s'applique à tous les pêcheurs, quel que soit l'engin utilisé. Les tailles correspondant aux A_{50} sont relativement petites pour le Bec de cane et la Saumonée en comparaison des prises des pêcheurs aussi bien professionnels que plaisanciers lors des enquêtes de terrain. Cette mesure peut donc s'avérer peu restrictive au regard des pratiques actuelles. La taille minimale (41 cm) pour le Bec de cane est la même que sur la côte Ouest australienne, où cette mesure est jugée efficace (Marriott *et al.*, 2010), mais inférieure à celle de la côte Est australienne où la taille minimale est fixée à 45 cm. La taille minimale pour la Saumonée (32 cm) et le Dawa (18 cm) est inférieure à celles fixées sur la Grande Barrière de Corail avec respectivement 38 cm et 25 cm.

Tableau 58. Ages et tailles minimales de capture pour chacune des 3 espèces.

	<i>L. nebulosus</i>	<i>P. leopardus</i>	<i>N. unicornis</i>
Taille minimale de capture	5 ans (41 cm)	4 ans (32 cm)	2 ans (18 cm)

Dans le cas d'une mesure de gestion par taille minimale de capture, il est probable que l'effort de pêche se déplace vers les plus gros individus. Pour la chasse sous-marine où le poisson est visualisé avant la capture et pour la pêche professionnelle du Bec de cane au filet qui cible plutôt les jeunes individus, un changement de ciblage vers les plus gros individus a été établi (Tableau 59). Cependant, les pêcheurs sous-marins recherchent déjà les plus gros individus et les pêcheurs professionnels au filet sont limités dans la possibilité de cibler de plus gros individus qui fréquentent peu les habitats exploités. Pour les autres métiers, qui ne peuvent distinguer la taille des individus lors de la capture, aucun report d'effort en fonction de la taille n'a été établi. Par conséquent, la quantité d'effort reportée sur de plus gros individus est limitée et la mise en place d'une taille minimale de capture aura surtout pour effet de diminuer la capture totale. Sous cette hypothèse, cette mesure protège les petits individus et contribue à diminuer le taux d'exploitation.

D'autre part, pour les métiers à la ligne et au filet, le comportement supposé des pêcheurs lors de la capture d'individus sous la taille minimale est de relâcher ces individus (Tableau 59). Pour la chasse sous-marine, il a été supposé que les individus capturés sous la taille minimale sont conservés ou rejetés morts, ce qui dans les 2 cas revient à les faire sortir de la population.

Au final, pour ce scénario, la réponse des pêcheurs est identique pour les professionnels et les plaisanciers. Elle diffère seulement en fonction de l'engin utilisé.

Lors des résultats sur l'évaluation des scénarios de gestion (voir § 4.3) le terme "débarquement" désignera le poisson ramené à terre, soit la biomasse de tous les individus pêchés auxquels seront soustraits les individus relâchés.

Tableau 59. Comportement des pêcheurs vis-à-vis de la mise en place d'une taille minimale de capture. La notation "x%" correspond à une diminution de x% de l'effort ciblant les individus sous-taille et au report de cet effort vers les autres individus.

Catégorie de métiers	Bec de cane		Saumonée		Dawa	
	Report d'effort de pêche	Taux de relâche des individus sous-taille capturés	Report d'effort de pêche	Taux de relâche des individus sous-taille capturés	Report d'effort de pêche	Taux de relâche des individus sous-taille capturés
Professionnels à la ligne	Nul	1	Nul	1	--	--
Professionnel au filet	50%	1	--	--	50%	1
Plaisanciers à la ligne	Nul	1	Nul	1	--	--
Plaisanciers en chasse sous-marine	--	--	70%	0	70%	0

Les taux de survie des individus après relâche restent difficiles à déterminer et il existe peu de données sur ce sujet. Elles concernent essentiellement les activités de la pêche sportive dite de "catch and release", mais la mise en œuvre des méthodes d'observation reste complexe (Pollock & Pine, 2007). Un taux de mortalité de 18% calculé sur plusieurs espèces a été proposé par Bartholomew & Bohnsack (2005). Dans une étude sur l'instauration d'une taille minimale de capture pour la Saumonée sur la Grande Barrière de Corail, Little *et al.* (2009a) ont utilisé le taux arbitraire de 85% de survie. Cependant, en l'absence de données concernant les espèces étudiées dans la présente étude, nous avons fixé les taux de survie à dire d'expert (Tableau 60).

Tableau 60. Taux de survie des individus après relâche. Les taux de survie sont communs aux engins ligne à main et filet (mais dans les faits, chaque espèce est plus particulièrement capturée par un des 2 engins).

	Bec de cane	Saumonée	Dawa
Taux de survie	0.7	0.6	0.4

❖ Scénario 4 : Evolution du nombre de pêcheurs professionnels

La DDR a exprimé le souhait d'évaluer la possible augmentation du nombre de permis de pêche professionnelle par l'introduction de 10 navires de pêche supplémentaires dans la stratégie des pêcheurs "Réguliers", c'est-à-dire ceux dont l'activité est la plus importante dans le modèle. Ceci correspond à un triplement du nombre de pêcheurs dans la stratégie.

4.2.Méthodologie

L'analyse de sensibilité nous a permis de mettre en évidence la prépondérance de l'effet de la mortalité pré-recrutement sur la dynamique des populations étudiées parmi l'ensemble des paramètres incertains. L'influence de ce paramètre sur l'évolution des ressources (voir § 3.2.2) a conduit à privilégier une approche par analyse d'hypothèses concernant sa valeur. Cette approche était plus adaptée qu'une approche stochastique où un recrutement aléatoire aurait été simulé. D'une part, le temps de simulation aurait considérablement augmenté et d'autre part, l'interprétation des résultats aurait été plus complexe. Nous avons donc considéré 2 hypothèses pour la mortalité pré-recrutement. Cette approche avait également été privilégiée par Kraus *et al.* (2009) et Lehuta (2010), pour des situations contrastées en terme de variations dues aux conditions environnementales.

L'évaluation de scénarios de gestion sous incertitude se déroulera en 2 temps (Figure 77). Dans un premier temps, une hypothèse H1 de référence avec une valeur de mortalité pré-recrutement issue de la paramétrisation et de la calibration a été considérée, et un plan de simulation a été réalisé afin d'évaluer l'effet de l'incertitude d'une sélection de 5 paramètres. Puis dans un second temps, chacun des 4 scénarios de gestion a été testé sous 2 hypothèses différentes concernant la mortalité pré-recrutement, afin de quantifier l'incertitude lié à ce paramètre.

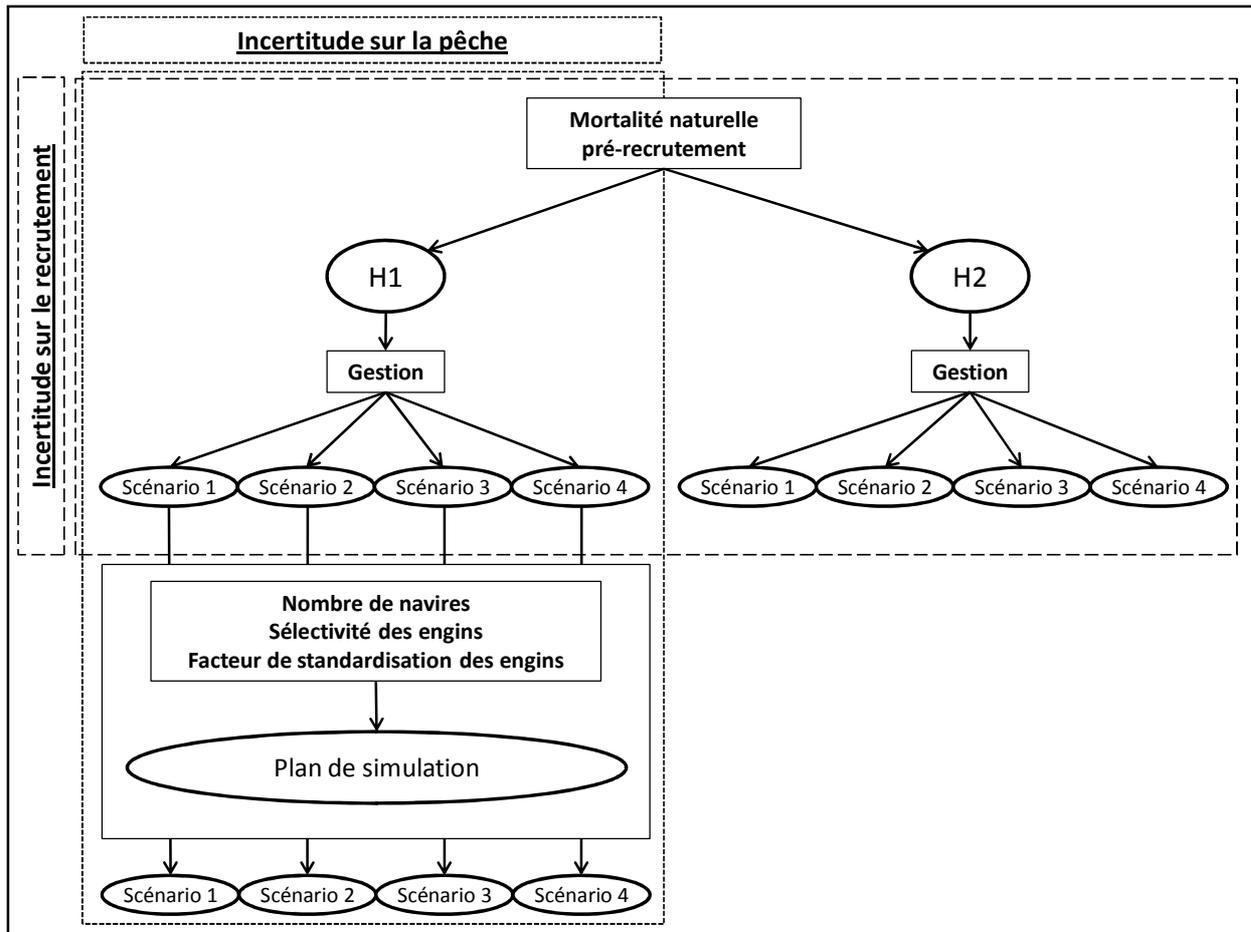


Figure 77. Schématisation de la démarche d'analyse de scénarios de gestion sous incertitude, réalisée pour chacune des 3 espèces.

L'évaluation des 4 scénarios de gestion sous l'incertitude d'une sélection de 5 paramètres a été réalisée grâce à un plan de simulation complet. Les paramètres incertains ont été sélectionnés de façon à prendre en compte l'incertitude sur la composante pêcherie des modèles : nombre de navires, sélectivité et facteur de standardisation des engins. Ils sont moins sensibles pour le modèle que certains paramètres de la biologie ou de l'écologie des espèces telles que la mortalité naturelle ou la reproduction. Nous les avons inclus dans l'analyse car les incertitudes qui les affectent sont potentiellement importantes comme l'a montré la paramétrisation des activités de pêche (voir Chapitre III), du fait des lacunes en termes de résolution, de nature et de quantité de données disponibles. Les plans de simulation comprennent chacun $2^5 = 32$ simulations. Les 5 paramètres incertains prennent soit leur valeur minimale soit leur valeur maximale (comme cela avait été fait lors de l'analyse de sensibilité au § 3.1). Les sorties du modèle étudiées sont la biomasse de chacune des

ressources et les captures associées. Les durées de simulation ont été fixées à 8 ans. Le nombre de simulations à réaliser nous a en effet permis d'étudier l'effet des scénarios de gestion sur une durée supérieure aux simulations du précédent plan de simulation (voir § 3.1). De plus, une durée de 5 ans nous étant apparue courte, nous avons fait le choix d'augmenter cette durée d'analyse à 8 ans.

Les 2 hypothèses sur la mortalité naturelle pré-recrutement ont été choisies sur la base des résultats de l'analyse de sensibilité (voir § 3.2.2) de manière à avoir un cas de figure où les populations sont en déclin et l'autre où les populations croissent. Nous n'avons pas considéré de cas avec une valeur de mortalité pré-recrutement plus élevée, car les populations sont déjà en déclin dans l'hypothèse H1 de référence. Les 2 hypothèses sur la mortalité naturelle pré-recrutement sont les suivantes :

- Hypothèse **H1** : la valeur de mortalité naturelle pré-recrutement issue de la paramétrisation et de la calibration (voir § 1.2.4) où les populations sont en déclin.
- Hypothèse **H2** : dans le cas du Bec de cane et du Dawa correspond à une plus faible mortalité avec une diminution de 10% du taux de mortalité naturelle et dans le cas de la Saumonée correspond à l'une des 35 simulations avec recrutement aléatoire présentant notamment un pic de recrutement. Pour les 3 espèces cette hypothèse correspond à une croissance de la population. La diminution de 10% dans le cas du Bec de cane et du Dawa a été préférée aux 20% de la borne supérieure de l'intervalle d'incertitude fixé lors de l'analyse de sensibilité, pour laquelle une très forte croissance des populations a été observée (voir § 3.2.2). Dans le cas de la Saumonée, le cas de figure sélectionné correspond à une simulation présentant un fort pic de recrutement à la 4^{ème} année nous permettant d'analyser l'évolution du stock sur plusieurs années avant et après ce pic de recrutement.

Sur la base de ces deux hypothèses, la démarche d'analyse des scénarios de gestion sous incertitude a été menée en parallèle pour chacune des deux hypothèses ci-dessus (Figure 77). Les sorties du modèle étudiées (biomasse de la population et captures) et la durée de simulation (8 ans) sont les mêmes qu'à l'étape précédente. Les temps de simulation sont présentés dans le Tableau 61.

Tableau 61. Nombre de simulations et temps de calculs pour les analyses de scénarios de gestion sous incertitude selon l'espèce pour chacune des 2 opérations réalisées. Les valeurs indiquées correspondent respectivement au nombre de simulation, au nombre d'années simulées et au temps total de simulation.

	Bec de cane	Saumonée	Dawa
Plans d'expérience complets (incertitude sur la pêche)	32*4 simulations 8 ans 112 heures	32*4 simulations 8 ans 256 heures	32*4 simulations 8 ans 144 heures
Analyse sous H1 et H2 (incertitude sur le recrutement)	8 simulations 8 ans 7 heures	8 simulations 8 ans 16 heures	8 simulations 8 ans 9 heures
Total		408 simulations 23 jours	

4.3.Résultats

4.3.1. Analyse des scénarios de gestion sous incertitude par plan d'expérience

La biomasse des stocks et les débarquements totaux de chacun des scénarios ont été comparés sous l'hypothèse H1 au bout de 8 années de simulation. La prise en compte de l'incertitude sur les activités de pêche a été intégrée par une présentation des résultats sous forme de boxplots (*e.g.* Legendre & Legendre, 1998 ; Crawley, 2007). Ce mode de représentation a permis d'illustrer la distribution des sorties du modèle sur l'ensemble des simulations réalisées pour chaque scénario de gestion.

Pour le Bec de cane, la Saumonée et le Dawa (Figure 78), le scénario AMP montre très peu d'effet à l'échelle de la région d'étude, que ce soit sur la biomasse des populations ou sur les captures. Cet effet est quasi nul chez le Bec de cane et le Dawa. Pour la Saumonée, la mise en place de l'AMP a peu d'effet sur la population mais montre une légère diminution de 5% des captures par rapport au scénario *statu quo*. Par contre, à l'échelle des zones on constate que la mise en place de l'AMP a eu un effet positif à l'intérieur de son périmètre pour la Saumonée et le Dawa (Tableau 62). En revanche, dans les zones adjacentes qui ont subi le report d'effort (Sud-Intermédiaire et Sud-Barrière) on constate un effet négatif sur ces mêmes espèces avec une diminution allant de -2.0% à -32.3% selon l'espèce et la zone. La population de Bec de cane n'a elle pas réagit à la mise en place de l'AMP en raison notamment de la mobilité élevée de cette espèce. On remarque que la Saumonée qui est l'espèce dont la mobilité est la plus faible dans le modèle a vu la biomasse de sa population croître davantage (+128.3%) dans l'AMP que le Dawa (+15.7%). Il faudrait cependant étudier d'avantage les différences de

croissance de ces espèces pour comprendre avec certitudes les raisons de cette différence de réponse. Il ressort donc de l'évaluation du scénario 2 que la mise en place d'une AMP a eu peu d'effet à l'échelle de la population mais a eu des effets parfois importants à l'intérieur de la zone protégée (effet positif lié à la protection) ainsi que dans les zones adjacentes (effet négatif lié au report d'effort).

Tableau 62. Variation de la biomasse des populations dans chacune des zones du modèle entre le scénario 1 (*statu quo*) et le scénario 2 (AMP), en pourcentage par rapport au scénario 1 (*statu quo*). La zone mise en AMP dans le scénario 2 est "Sud-AMP" dans le cas du Bec de cane et "Sud-Int-AMP" dans les cas de la Saumonée et du Dawa. Les valeurs ont été calculées avec le modèle paramétré selon les valeurs de références.

Zone	Bec de cane	Zone	Saumonée	Dawa
Sud-AMP	0.2	Sud-Int-AMP	128.3	15.7
Corne Sud	0.0	Corne Sud	0.01	-0.2
Sud	-0.2	Sud-Int	-32.3	-9.6
Centre-AMP	0.0	Sud-Barr	-10.5	-2.0
Centre	0.0	Sud-Côte	0.0	-0.2
Nord	0.0	Centre-Inter-AMP	0.0	-0.1
		Centre-Inter	-0.1	-0.3
		Centre-Barr-AMP	0.0	-0.1
		Centre-Barr	-0.1	-0.2
		Centre-Côte-AMP	--	-0.2
		Centre-côte	-0.2	-0.2
		Nord-Int	-0.2	-0.3
		Nord-Barr	-0.2	-0.4
		Nord-Côte	-0.2	-0.4

Pour le Bec de cane et le Dawa, le scénario introduisant 10 pêcheurs professionnels supplémentaires affecte la biomasse et les captures. Sous ce scénario, les biomasses de Bec de cane et de Dawa ont respectivement diminué de 1.4% et 6.6% par rapport au scénario *statu quo* après 8 ans de simulation. Ces diminutions de biomasse ont été entraînées par une augmentation des captures qui sont supérieures de 54% et 80% lors de la 8^{ème} année. Pour la Saumonée, l'augmentation du nombre de pêcheurs professionnels a peu d'effet sur la biomasse du stock et sur les captures en raison d'une forte dominance des captures plaisancières pour cette espèce (98%). On constate cependant que l'incertitude sur la biomasse augmente sous ce scénario.

Concernant le scénario 3 sur la taille minimale de capture, les 3 espèces réagissent différemment. Chez le Bec de cane, cette mesure de gestion montre un effet très marqué sur les débarquements qui sont presque divisés par 2 (Figure 78) mais dont les bénéfices pour le stock restent relativement limitées en raison du faible taux

d'exploitation de la population (voir § 1.1.1). La différence de biomasse pour le stock est de 100 tonnes au bout de 8 ans, soit moins de 1% de la biomasse totale. L'écart des débarquements entre le scénario 1 (*statu quo*) et le scénario 3 (taille minimale) est composé en moyenne de 99% de rejets. Les captures à proprement parler sont donc très peu impactées par cette mesure. Ceci montre un report limité des captures vers les plus gros individus. L'efficacité de cette mesure est ainsi fortement dépendante du taux de survie des individus relâchés. Chez le Dawa, cette mesure de gestion n'a pas d'effet que ce soit sur la biomasse de la population ou sur les débarquements (Figure 78). Ceci s'explique par une taille minimale de capture relativement faible (18 cm) qui, comme nous l'avons évoqué au § 4.1, n'impacte quasiment pas les captures. Chez la Saumonée, l'instauration d'une taille minimale de capture montre un effet plus important sur les débarquements avec une diminution de 28% à la 8^{ème} année de simulation, pour une augmentation du stock de 2 à 3% par rapport au scénario 1 (*statu quo*). Les rejets résultant de l'application d'une taille minimale de capture sont en moyenne de 96 t, pour une capture totale moyenne de 250 t. On constate donc que la capture à proprement parler est supérieure dans le cas du scénario 3 (taille minimale) que dans le scénario 1 (*statu quo*). Ceci est dû en partie à une légère augmentation de la population de Saumonée, mais surtout à un déplacement des captures vers de plus gros individus. Pour la Saumonée, ce changement de ciblage a été important grâce à la possibilité pour les chasseurs sous-marins de sélectionner leur prise (voir § 4.1) et dont les captures représentent la majorité des prises de cette espèce.

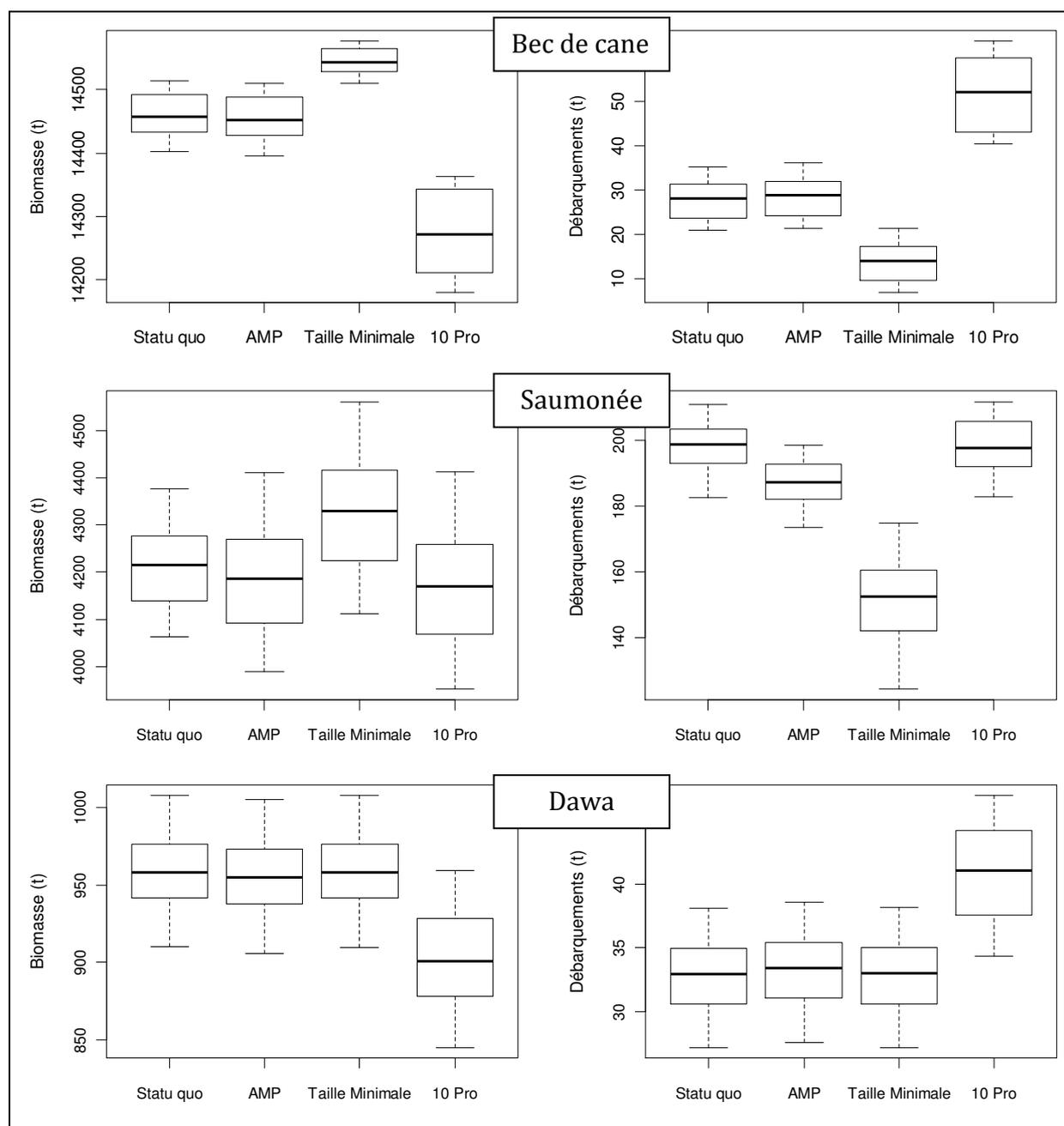


Figure 78. Comparaison de l'effet de différents scénarios de gestion sur la biomasse des populations de Bec de cane, Saumonée et Dawa (gauche) et des débarquements (droite), après 8 années de simulation. Les boxplots représentent les quartiles de distribution des valeurs issues des 32 simulations réalisées pour chaque scénario. Les traits horizontaux représentent les valeurs médianes de la biomasse et des captures.

4.3.2. Analyse de scénarios de gestion sous différentes hypothèses de recrutement

Les effets de l'incertitude sur la mortalité naturelle pré-recrutement et les effets des différents scénarios de gestion ainsi que leurs interactions ont été appréhendés au travers de l'évolution de la biomasse des populations et des captures (Figure 79 à

Figure 85). Dans l'ensemble, les 3 espèces répondent de la même manière avec une dynamique de population principalement liée aux hypothèses sur la mortalité naturelle pré-recrutement et dans une moindre mesure par les différentes mesures de gestion testées (Figure 79 à Figure 81). Ces derniers n'induisent pas de changements de tendance de la dynamique sur une période de 8 ans :

- Pour le Bec de cane, les 4 scénarios se distinguent difficilement à l'intérieur de chacune des 2 hypothèses (Figure 79).
- Pour le Dawa seul l'effet sur la biomasse d'un ajout de 10 pêcheurs professionnels supplémentaires apparaît plus marqué (Figure 80).
- Pour la Saumonée, l'évolution de la population sous H2 se démarque de celle sous H1 à partir de la seconde année de simulation, témoin d'un recrutement légèrement supérieur à la valeur de référence, puis à la 4^{ème} année à la suite d'un fort recrutement. Après ce fort pic de recrutement le stock croît rapidement sous H2 et se démarque très nettement de la situation sous H1 (Figure 81). On remarque cependant que la pente décroît lors de cette augmentation du stock. Une simulation sur une plus longue durée (14 ans) a permis de vérifier que la biomasse de la population diminuait en l'absence de nouveaux pics de recrutement (Figure 82), comme cela est le cas sous l'hypothèse H1 où la population croît les 5 premières années puis décroît. Ceci illustre le fait que la population de Saumonée est entretenue par des cohortes dominantes dont le renouvellement dépend des événements de fort recrutement.

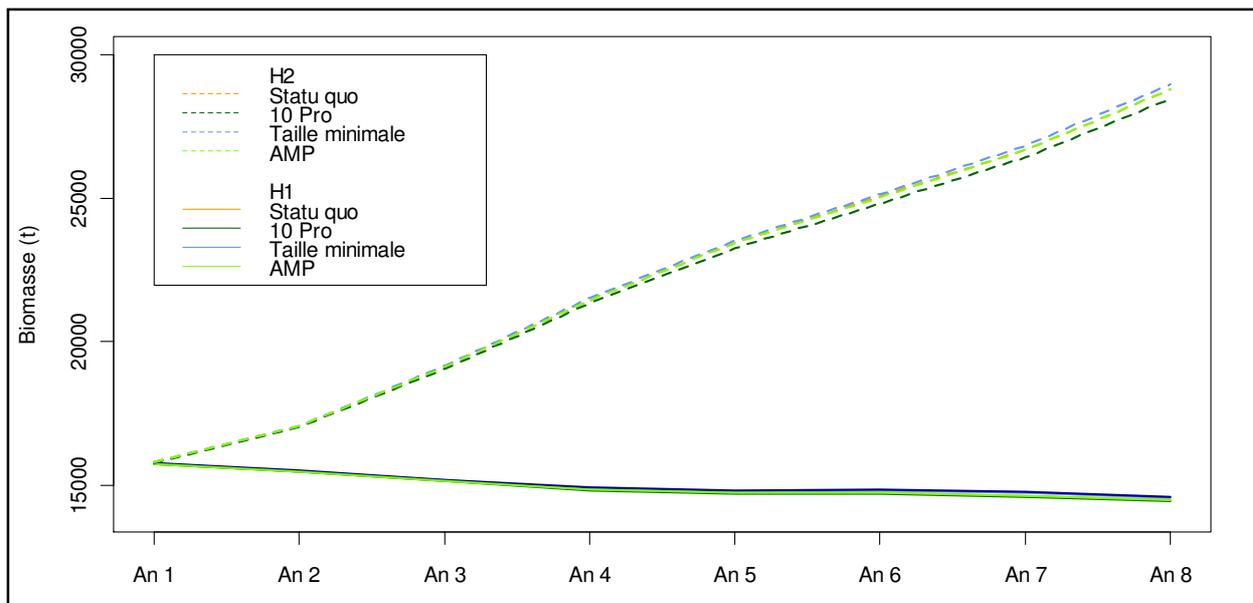


Figure 79. Evolution de la biomasse de la population de Bec de cane au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

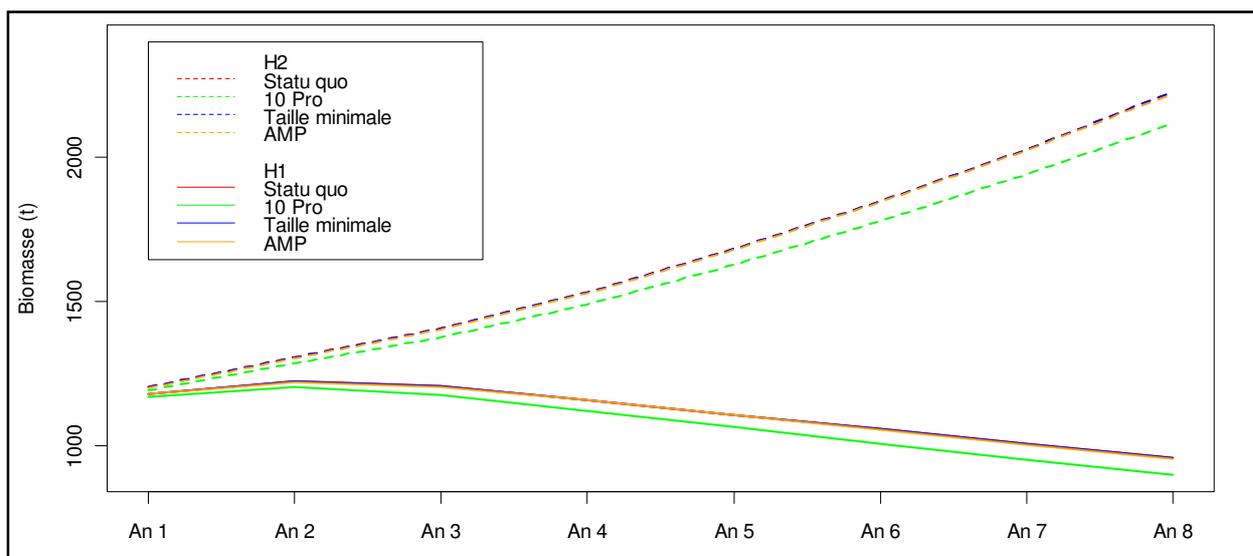


Figure 80. Evolution de la biomasse de la population de Dawa au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

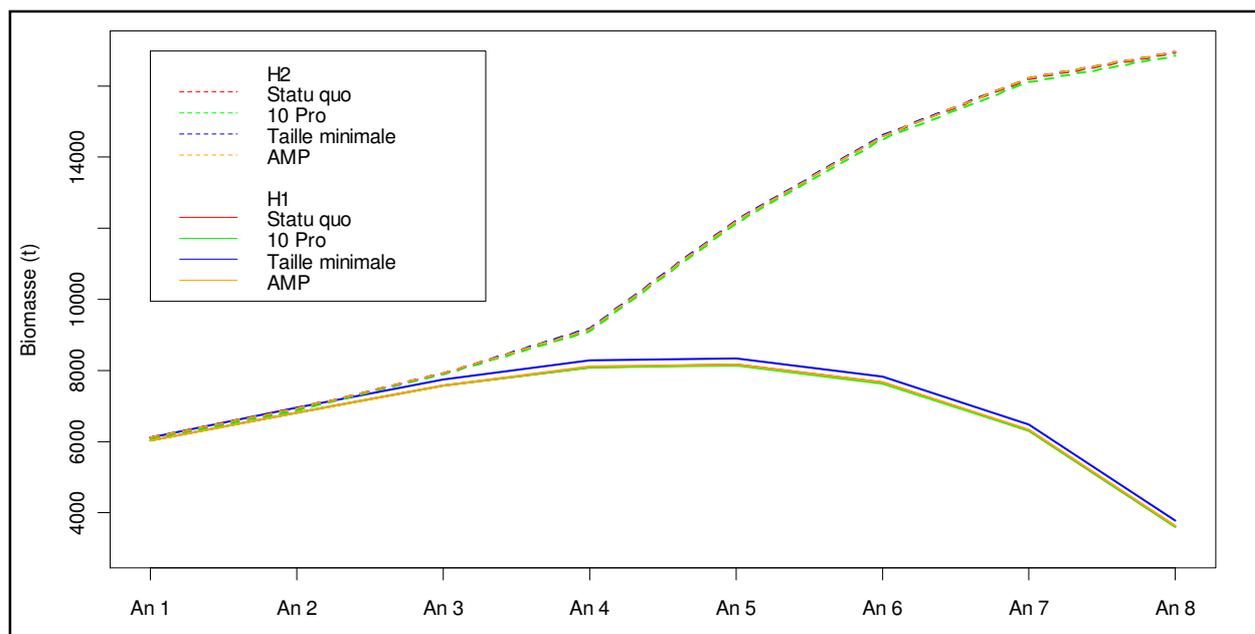


Figure 81. Evolution de la biomasse de la population de Saumonée au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 (lignes pleines) et H2 (lignes pointillées) et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

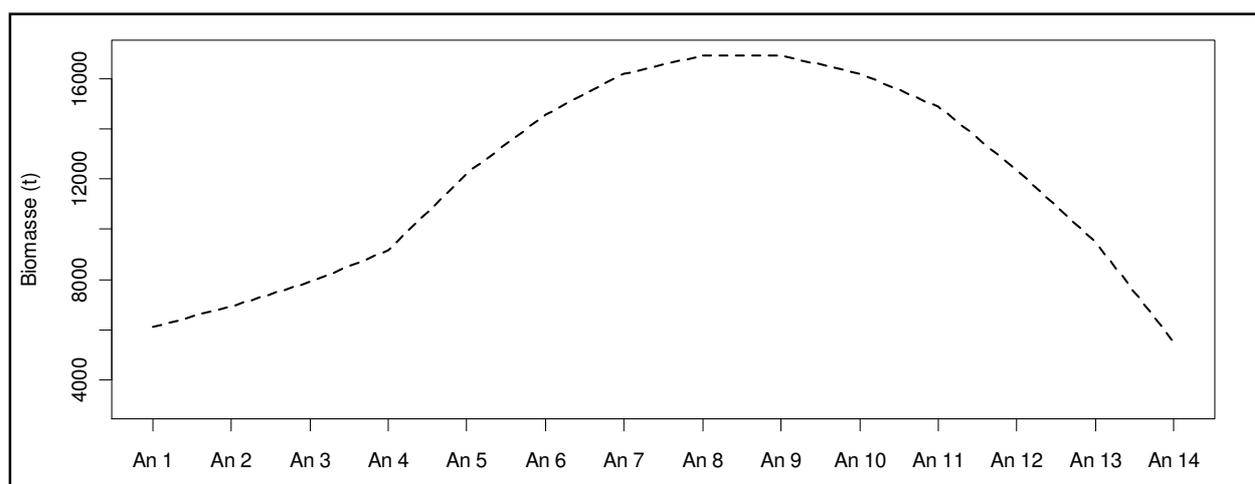


Figure 82. Evolution de la biomasse de la population de Saumonée au mois de décembre de chaque année sur 14 ans de simulation sous l'hypothèse H2, pour le scénario 1 *statu quo*. Un seul pic de recrutement a été modélisé à l'année 5.

L'effet de la mortalité naturelle pré-recrutement sur l'évolution des captures est moins sensible et les résultats diffèrent plus selon les espèces (Figure 83 à Figure 85). Pour le Bec de cane, les différents scénarios de gestion influencent plus les captures que l'hypothèse de mortalité naturelle, sauf pour le scénario AMP qui reste très proche de la situation de *statu quo*. L'introduction de 10 pêcheurs professionnels supplémentaires dans le scénario 4 se traduit par une augmentation de 85% de la capture totale de Bec de cane par rapport au *statu quo* et ce quelque soit l'hypothèse H1 ou H2. De même, la

mise en place d'une taille minimale de capture dans le scénario 3, entraîne une diminution de 57% des débarquements.

La prépondérance de l'effet des scénarios sur l'hypothèse de recrutement tend à se modifier avec le temps. Les individus n'étant que peu capturés avant l'âge de 4 ans, l'arrivée dans la pêcherie des individus issus d'un meilleur recrutement sous H2, ne se fait qu'après la moitié de la durée de simulation. Une simulation sur une durée plus longue nous amènerait dans une situation où l'effet de la mortalité naturelle serait plus important que celui des mesures de gestion. Par conséquent, les effets de l'instauration d'une taille minimale de capture ou d'une augmentation du nombre de pêcheurs, s'ils sont visibles à relativement court terme, pourraient devenir rapidement plus faibles que ceux liés à l'hypothèse sur la mortalité naturelle pré-recrutement.

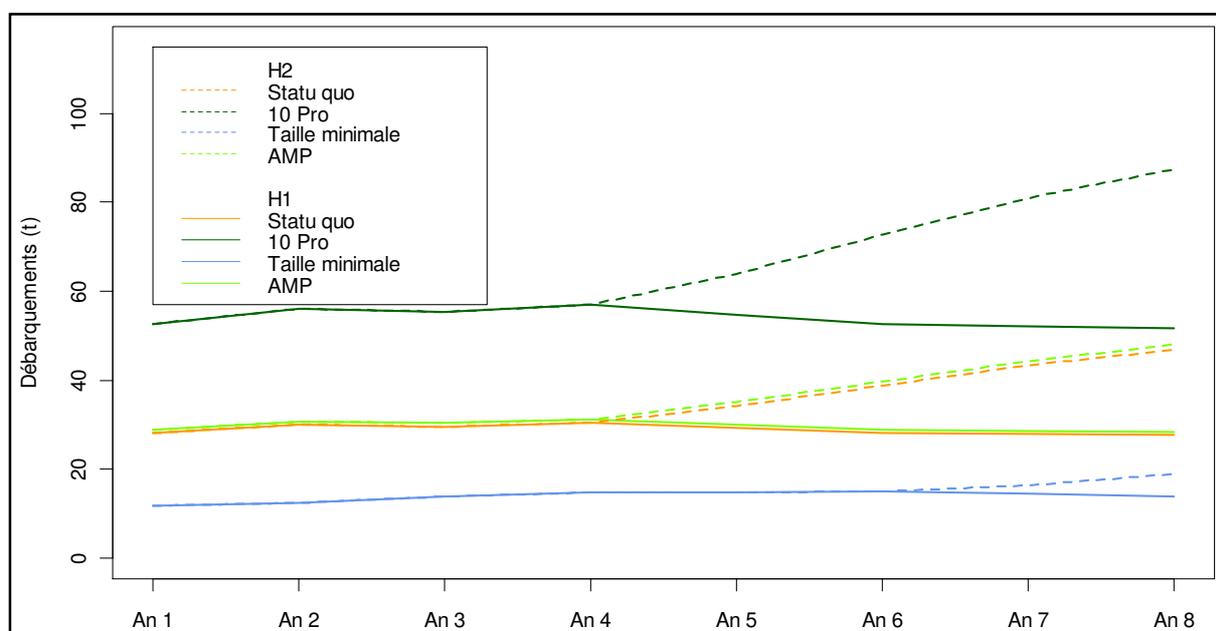


Figure 83. Evolution des débarquements annuels de Bec de cane sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

Dans le cas du Dawa, l'effet de la mortalité naturelle pré-recrutement apparaît dès la 3^{ème} année car les individus sont plus précocement pêchés. On observe ainsi, au bout de 8 années de simulation, un effet de la mortalité naturelle plus important que celui des différentes mesures de gestion. De nouveau, la mesure de gestion AMP dont la courbe de scénario est confondue avec celle du scénario *statu quo* montre peu d'effet. L'instauration d'une taille minimale de capture n'a eu de même que très peu d'influence sur les captures. Ceci s'explique par une taille à maturité (utilisée comme taille

minimale de capture), assez faible par rapport aux tailles capturées par les pêcheurs (voir § 4.1).

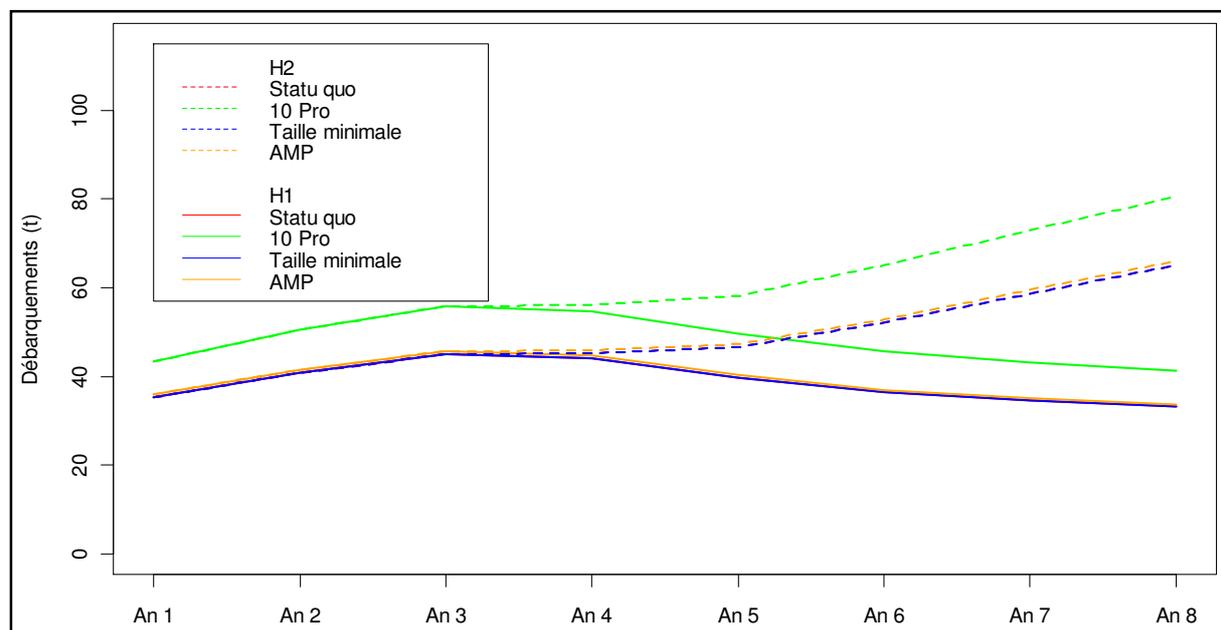


Figure 84. Evolution des débarquements annuels de Dawa sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

Dans le cas de la Saumonée, les captures sous les hypothèses H1 et H2 sur la mortalité naturelle pré-recrutement se différencient à partir de la 5^{ème} année de simulation (quel que soit le scénario de gestion), c'est-à-dire 1 an après le pic de recrutement (Figure 85). Les scénarios de gestion ne montrent que très peu d'effet, sauf dans le cas d'une taille minimale de capture. Cette mesure de gestion montre un effet important dès la première année, attestant d'une proportion de capture en dessous de la taille minimale importante au début du scénario *statu quo*. De plus, les scénarios 1 (*statu quo*), 2 (AMP) et 4 (10 Pro) suivent des tendances différentes après la 6^{ème} année de simulation en fonction de l'hypothèse de mortalité naturelle alors que les conséquences du scénario 3 (taille minimale) restent similaires sous H1 et H2 (Figure 85). Cet effet est lié à la durée de simulation et à l'âge d'entrée des individus dans la pêcherie. En effet, les dynamiques de la population se différencient à partir de la 3^{ème} et surtout 4^{ème} année suite à des pics de recrutement (Figure 81). Les individus issus de ces pics de recrutement restent de taille inférieure à la limite de capture autorisée pendant toute la durée de la simulation. Une durée de simulation plus importante montrerait probablement une forte augmentation de la capture de Saumonée avec l'entrée dans la pêcherie de la

cohorte issue du principal pic de recrutement. De telles simulations n'ont pas pu être réalisées pour des raisons de temps. Ceci laisse à penser que les captures de Saumonée peuvent être très variables selon les années, en fonction de l'intervalle de temps entre les pics et de leur intensité, ce qui est corroboré par les dires des experts (Wantiez, com. pers.) et des pêcheurs professionnels. L'arrivée dans la pêcherie d'une forte cohorte issue d'un pic de recrutement permet l'augmentation soudaine des captures (par exemple entre les années 6 et 7 de la Figure 85) et entretient un niveau de capture élevé pendant plusieurs années (par exemple années 7 et 8 de la Figure 85). L'effet du scénario 3 (taille minimale) sur les captures dépend ainsi de la structure de la population. Lors de l'arrivée d'une forte cohorte dans la population, cette mesure de gestion aura beaucoup d'effet, puis cette mesure aura largement moins d'effet lorsque les individus de cette cohorte auront dépassé la taille minimale de capture.

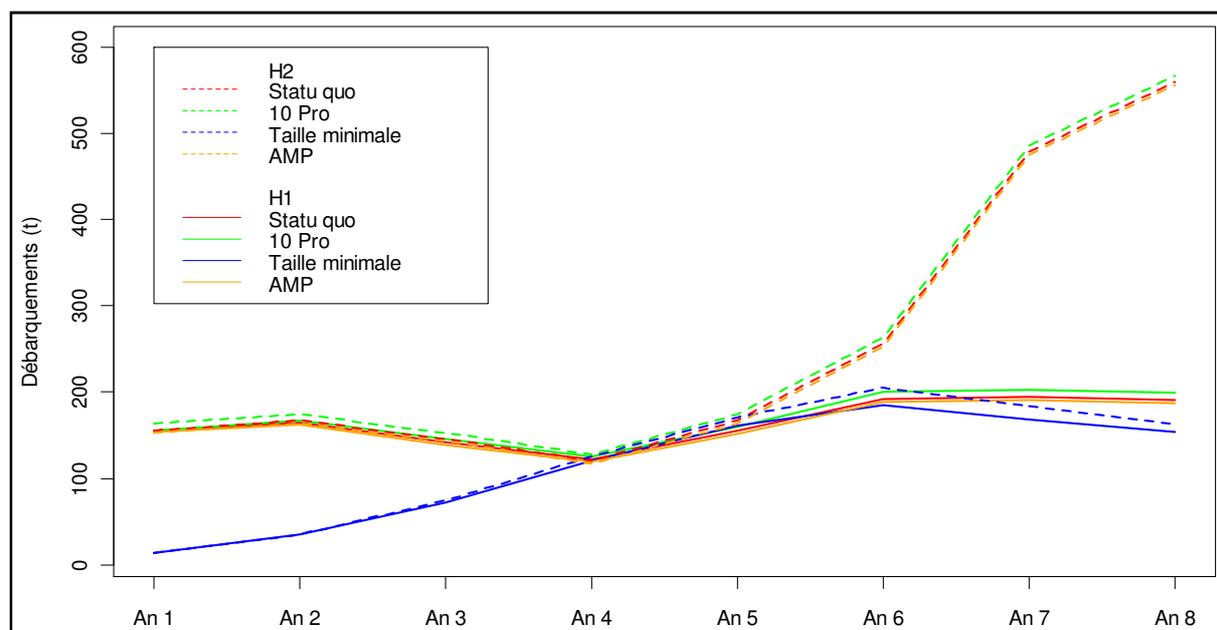


Figure 85. Evolution des débarquements annuels de Saumonée sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

5. Discussion - Conclusion

5.1. Retour sur les principaux résultats

A partir de la paramétrisation issue des chapitres précédents, nous avons commencé par proposer une démarche permettant, en l'absence d'évaluation de stocks et à partir

des données disponibles, de décrire la situation des populations de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis* et d'établir les conditions initiales des simulations. Les résultats obtenus ont permis d'estimer les stocks de ces espèces à respectivement 15 899 t, 5 076 t et 1 070 t dans la région du lagon Sud-ouest. Concernant le Bec de cane, cette estimation est supérieure à l'estimation de 3 150 t de Borsa *et al.* (2009) qui n'incluent pas les très jeunes individus et qui reconnaissent une sous-estimation probable. Pour les 2 autres espèces, ces résultats sont novateurs. Cependant, ils ne peuvent pas se substituer à la nécessité d'une évaluation réelle de ces ressources (il en est de même pour le Bec de cane) et doivent être considérés avec prudence. D'après les captures décrites au Chapitre III, la situation de ces ressources fait apparaître des taux d'exploitation faibles, alors que les CPUE de pêche professionnelle sont en diminution sur la période 2004-2009. Cette apparente contradiction peut s'expliquer de différentes façons. Premièrement, la période de 5 ans sur laquelle les tendances de CPUE ont été établies peut être le reflet d'une évolution à court terme. En effet, nous avons montré lors des simulations de scénarios qu'étant donné les durées de vie des espèces (au delà de 20 ans), l'évolution d'une population pouvait changer de tendance sur des périodes supérieures à 5 ans, notamment dans le cas de la Saumonée avec un recrutement par pics. Deuxièmement, le niveau de description de l'effort de pêche (voir Chapitre III § 2.1.1) peut avoir biaisé les calculs. Troisièmement, il n'est pas à exclure que les stocks aient été surestimés par l'utilisation de données récoltées dans un but autre que l'évaluation de stocks.

Au regard des résultats de comparaison entre des observations de captures et les sorties du modèle, l'étape de validation a cependant permis de considérer le comportement du modèle comme satisfaisant.

Les résultats de l'analyse de sensibilité et ceux de l'analyse de scénarios sous incertitude ont montré que dans la situation supposée des stocks actuels, la dynamique des populations est principalement gouvernée par le recrutement, la pêche ayant un impact relativement limité. Dans le cas de la Saumonée, nous avons aussi montré la sensibilité du modèle à l'âge de maturité. Cela étant, les mesures de gestions testées au travers des 4 scénarios ont montré des effets contrastés.

La taille minimale de capture a montré un effet sur la biomasse des populations et sur les captures chez le Bec de cane et la Saumonée pour lesquelles les captures sous la taille minimale étaient relativement importantes dans le scénario *statu quo*. Les bénéfices pour les populations restent cependant relativement faibles en comparaison des diminutions de captures en raison des faibles taux d'exploitation. Dans le cas du Bec de cane, les pêcheurs reportent peu leur effort sur des individus plus gros et les rejets sont importants. L'efficacité de l'instauration d'une taille minimale de capture pour la protection de la population de Bec de cane repose ainsi sur un taux de survie élevé des individus relâchés. Pour la Saumonée, les rejets sont moindres sous l'hypothèse que les chasseurs sous-marins (qui visualisent leurs prises avant capture) modifient bien leur ciblage vers les plus gros individus.

La mise en place d'une AMP supplémentaire dans le scénario 2 n'a pas ou peu montré d'effet sur les populations quelle que soit l'espèce considérée. Ceci s'explique notamment par une petite surface d'habitat mise en réserve par rapport à l'ensemble de la surface présent dans la région d'étude. Cependant, cette mesure de gestion a eu des effets parfois importants à l'intérieur de la zone protégée (effet positif lié à la protection) ainsi que dans les zones adjacentes (effet négatif lié au report d'effort) pour la Saumonée et le Dawa. Le Bec de cane qui est une espèce très mobile n'a pas montré d'augmentation de la biomasse de sa population à l'intérieur de l'AMP.

Dans le scénario 4, l'introduction de 10 pêcheurs professionnels supplémentaires a montré un effet sur les populations de Bec de cane et de Dawa mais pas chez la Saumonée dont les captures sont très majoritairement réalisées par les plaisanciers. Pour cette dernière espèce, la simulation de la dynamique de la population sous une hypothèse de recrutement par pics a montré que la cohorte issue d'un pic de bon recrutement peut constituer une part importante de la population et des captures pendant plus de 8 ans, soit une durée supérieure à l'échelle de travail de 5 ans fixée par les gestionnaires.

5.2.Retour sur le modèle

❖ Estimation des effectifs initiaux et de l'évolution des populations

En l'absence d'évaluation des stocks en Nouvelle-Calédonie, l'état des populations et leur évolution ont été estimés en se basant sur les données de comptage UVC, de pêche expérimentale à la palangre et de déclaration de captures professionnelles. Les 2 premières catégories de données ont permis d'obtenir des densités d'individus, la troisième a servi à évaluer la tendance des CPUE. Cette procédure présente certaines limites liées soit aux données, soit au modèle.

Densités

Les comptages UVC en milieu récifo-coralien, bien que largement utilisés, nécessitent un taux élevé de réplification spatiale et temporelle pour permettre une estimation correcte des densités qui prend en compte tous les habitats (Samoylis & Carlos, 2000), ce qui n'était pas le cas pour les données utilisées, collectées dans un objectif de détection des effets réserve (Wantiez *et al.*, 1997; Wantiez, 2008, 2011). Au-delà de la réplification des données, la stratification du plan d'échantillonnage utilisé lors de ces comptages (Wantiez, 2008) ne nous a pas permis de différencier les secteurs utilisés dans la structuration spatiale du modèle (voir Chapitre I). Pour les calculs de densité, nous avons donc seulement distingué les zones selon le statut de protection dans le Grand Nouméa, ainsi que la zone Corne Sud dans sa globalité. De plus, ces comptages ne prennent pas en compte l'habitat que représentent les formations coralliennes isolées sur fond de lagon, qui semble abriter une part importante des stocks de certaines espèces inféodées à un habitat récifal (Wantiez, 1992), par exemple *P. leopardus* (voir § 1.1.1). Cet habitat est d'ailleurs bien connu des pêcheurs plaisanciers et professionnels (voir Chapitre III ; résultat non présentés des enquêtes de terrain ; Wantiez, com. pers.). Ce point met de nouveau en évidence les besoins encore importants sur la connaissance de l'écologie des espèces étudiées. D'autre part, les données de pêche à la palangre (Kulbicki & Mou Tham, 2006) ont permis de montrer une hétérogénéité spatiale des densités de *L. nebulosus* (à une échelle plus fine que la structuration spatiale du modèle) liée à des facteurs environnementaux (Bloc'h, 2001) que ne permet pas de prendre en compte le modèle ISIS-Fish. Notre étude s'est basée uniquement sur des variations de

densités de peuplements induites par les captures de pêche et la connectivité entre les zones.

CPUE

L'utilisation des données de capture et d'effort pour calculer des CPUE a présenté plusieurs limites. Tout d'abord, le calcul des CPUE est conditionné à la résolution et à la fiabilité des données de déclaration de pêche. Or la résolution spatiale et par métier de la description de l'effort de pêche professionnelle était très peu précise (voir Chapitre III) et la fiabilité des données (taux de retour des cahiers de pêche et qualité de remplissage de ces cahiers) était inégale (bien que s'améliorant au cours des années, DDR, com. pers.). D'autre part, seules 5 années de données de captures ont pu être utilisées pour évaluer la tendance des CPUE. Or il est apparu que celles-ci étaient assez variables d'une année sur l'autre dans les données de déclaration (voir § 1.1.5 Figure 58). De plus, le modèle indique que l'évolution des populations varie à des échelles plus importantes, notamment en raison de la longévité des espèces étudiées. Il y a donc un manque de recul sur cette donnée.

Distribution de taille des populations

Pour chacune des sources de données mentionnées ci-dessus, aucune information sur la structure de taille des populations et des captures n'a pu être utilisée. Il n'était alors pas possible de comparer les distributions de taille entre observations de terrain et simulations. Par conséquent, nous n'avons pas pu aborder cet aspect lors de notre étude. Tout d'abord, les données de comptages UVC utilisées précisent la taille des individus observés mais contiennent trop peu d'occurrences pour estimer la distribution de taille. Ensuite, en l'absence de connaissance sur la sélectivité des engins utilisés, il n'a pas été possible d'utiliser les ogives de captures des données de pêches expérimentales à la palangre sans introduire de biais (Welch *et al.*, 2010). Enfin, la taille des captures n'est pas enregistrée dans les déclarations de pêche professionnelle et seulement partiellement dans les enquêtes de pêche plaisancière. Pour ces dernières, le relevé des tailles de capture a évolué avec les enquêteurs : soit elles n'étaient pas relevées, soit elles étaient relevées par catégorie, soit elles étaient relevées par estimation visuelle.

La situation reflétée par l'utilisation de ces données (UVC, pêches expérimentales à la palangre, déclaration de pêche professionnelle, enquêtes de pêche plaisancière) et introduite dans le modèle par un processus de calibration multi-objectifs (voir § 1.1), correspond à une situation de populations en diminution mais présentant de faibles taux d'exploitation. Les limitations décrites précédemment doivent nous amener à être prudent sur ce diagnostic et souligne l'importance fondamentale de mettre en place des suivis plus précis ainsi que des évaluations pour la gestion de ces ressources.

Lors de la validation du modèle, la correspondance entre les captures professionnelles moyennes de 2008 et 2009 et les valeurs simulées est apparue satisfaisante. Cependant, les captures observées ont montré une variabilité annuelle importante (voir Chapitre II § 2) dont les causes n'ont pas été étudiées et qui n'ont pas été reproduites dans le modèle. A titre d'exemple, les captures annuelles des 3 espèces (Bec de cane, Saumonée et Dawa) en 2009 sont respectivement de -16%, +22% et +11% par rapport à celles de 2008. Toutefois, ces variations n'auraient que peu d'effet sur les ressources, étant donné les faibles niveaux d'exploitation supposés.

❖ Analyse de sensibilité et évaluation de scénarios sous incertitude

L'analyse de sensibilité selon la méthode de Morris (Morris, 1991) devait permettre d'évaluer les niveaux d'interaction entre les paramètres et leur influence sur les sorties du modèle. Suite aux problèmes de simulations rencontrés, l'analyse de sensibilité a été réalisée à l'aide d'un plan factoriel fractionnaire qui a permis de réduire le nombre de simulations au détriment de l'étude des interactions entre les paramètres. Par ailleurs, d'autres familles de plans d'expériences pourraient être plus adaptées tels que les Hyper Cubes Latins couplés à des modèles d'analyse de surface de réponse (Myers *et al.*, 2002). Mais celles-ci n'ont pas été retenues en raison du nombre de simulations nécessaires incompatible avec le temps disponible lors de la présente étude.

L'analyse de sensibilité s'est basée sur une présélection des paramètres considérés *a priori* comme les moins bien connus et les plus sensibles (voir § 3.1). Cependant, l'analyse de l'incertitude structurelle s'est limitée au type de recrutement chez *P. leopardus* (stock-recrutement *versus* recrutement aléatoire). D'autres sources potentielles d'incertitude structurelle telles que le type de connectivité, de reproduction et de répartition spatiale du recrutement, n'ont pas été prises en compte, bien que leurs

effets ne soient potentiellement pas négligeables. Nous n'avons par exemple pas étudié l'éventualité de relations densité-dépendantes dans les processus de déplacement d'individus, ou de recrutement, qui font l'objet d'une bibliographie importante (voir entre autres, Magurran, 1993 ; Attwood & Benett, 1994 ; Kramer & Chapman, 1999 ; Gaines *et al.*, 2003 ; Neubert, 2003 ; Fryxell *et al.*, 2006 ; Baskett, 2007 ; Baskett *et al.*, 2007b ; Kellner *et al.*, 2008 ; Adams & Ebersole, 2009 ; Fontes *et al.*, 2009 ; Kingsford *et al.*, 2011 ; Marshall *et al.*, 2011). A titre d'exemple, on peut retenir le travail de Charles-Bajard (2004) qui a montré qu'en introduisant un taux de fécondité densité dépendant dans un modèle de type Leslie il est possible d'obtenir un équilibre du stock au lieu d'une croissance exponentielle, et qu'en faisant varier le niveau de densité dépendance il est possible d'obtenir des dynamiques très différentes. Ce même auteur a montré qu'en cas de recrutement stochastique avec de bonnes et de mauvaises années (ce qui semble être le cas pour *P. leopardus*), il n'est pas possible de prévoir l'état de la population même après un temps de simulation long, chaque cas est différent. Compte tenu de la complexité, notamment spatiale, du modèle mis en place dans la présente étude et des procédures de calibration qui ont été nécessaires, procéder à des analyses de sensibilité et d'incertitude sur les aspects structurels des processus de dynamique étudiés est difficilement réalisable en termes de complexité et de calcul. Une alternative pourrait être de définir un total de 2 ou 3 hypothèses contrastées et intrinsèquement cohérentes.

Lors d'une analyse d'incertitude ou de sensibilité il est important de bien comprendre le type d'incertitude qui est pris en compte afin de pouvoir interpréter correctement les résultats de ces analyses et d'avancer les conclusions qui s'imposent (Cariboni *et al.*, 2007). La modification de certains paramètres peut avoir des effets sur des sorties du modèle, dont la valeur a été ajustée par calibration à partir d'observations et dont on ne souhaite donc pas la modification. Il apparaît ainsi nécessaire de recalibrer le modèle pour chaque combinaison de paramètres simulée lors des analyses de sensibilité. Cette problématique, commune à toute analyse de sensibilité, est la plupart du temps irréalisable en raison du nombre de simulations qui serait alors nécessaire (voir cependant Lehuta, 2010). De plus, lorsque l'incertitude n'avait pas pu être évaluée, nous avons utilisé un intervalle de $\pm 20\%$ lors des analyses de sensibilité et d'incertitude. Ceci nous a permis d'étudier l'importance relative de ces paramètres qui est notamment liée

à la structure du modèle mais ne permet pas de prendre en compte leur importance réelle issue de leur incertitude réelle. Il serait préférable de pouvoir quantifier correctement les incertitudes, ce qui nécessite l'existence de données adéquates. La comparaison de la sensibilité du modèle aux différents paramètres doit ainsi être prise avec précaution. Par exemple, un écart supérieur à 20% du nombre de navires plaisanciers entraînerait, notamment pour la Saumonée, une augmentation importante des captures et donc de l'effet de ce paramètre sur cette variable de sortie.

L'incertitude liée aux valeurs des paramètres et à certains choix de modélisation des processus bio-écologiques peut généralement être réduite par l'acquisition de connaissances supplémentaires. Cependant, expliciter les mécanismes est utile pour la compréhension des processus mais ne résout pas toujours le problème de prédiction. En effet, même si l'impact de certaines variables (température de l'eau, vents, ensoleillement, etc.) sur la survie d'une population est connu précisément, il n'est pas toujours possible d'en prédire les valeurs futures. Certains facteurs ne peuvent effectivement pas être anticipés, en particulier les conséquences du changement climatique qui sont susceptibles de modifier la nature et l'intensité des variables forçantes du modèle. Pour les processus dont la complexité ne permet pas une représentation raisonnablement simple dans le modèle, une approche confrontant plusieurs hypothèses structurelles, comme nous l'avons proposé pour la mortalité pré-recrutement, apparaît comme un bon compromis pour un modèle déjà complexe comme ISIS-Fish. Une modélisation de la complexité sous forme stochastique se traduirait par des résultats intégrant l'incertitude dans une distribution statistique des variables de sortie. La valeur heuristique de ce type de sortie est peut-être moins informative que la confrontation de résultats issus d'hypothèses contrastées, notamment lorsque l'on souhaite évaluer des scénarios. Dans ce cas le but n'est pas de connaître les raisons ayant conduit aux valeurs des variables mais d'évaluer la robustesse de la gestion sous différentes hypothèses plausibles. Le désavantage de cette approche est qu'il est difficile d'établir la probabilité d'occurrence de telle ou telle hypothèse (Harwood & Stokes, 2003). Mais les approches stochastiques butent de leur côté sur la nécessité de définir les distributions statistiques des paramètres, ce qui demande en réalité un niveau de connaissance supérieur à celui d'une approche déterministe (Rochet & Rice, 2009).

Le recrutement, dont nous avons pris en compte l'incertitude lors des analyses de sensibilité et d'incertitude, est une source d'incertitude commune à la plupart des modèles de dynamique de population. La construction des modèles de dynamique conduit en général à modéliser des relations simples de type stock-recrutement sans effet de facteurs environnementaux, surtout pour des espèces qui n'ont pas bénéficié de programmes de recherche dans la durée. Cependant, le recrutement est un phénomène très complexe (Cowen, 2002), particulièrement en milieu tropical où les œufs et les larves ont une phase pélagique pouvant aller jusqu'à plusieurs mois (Boehlert, 1996). Néanmoins, ce processus qui relie une abondance de géniteurs à une abondance de juvéniles reste mal quantifié même lorsqu'il fait l'objet d'études approfondies et malgré des années de recherche (*e.g.* Allain *et al.*, 2001, 2007 et Lehuta *et al.*, 2010 sur l'anchois du Golfe de Gascogne ; Le Pape *et al.*, 2003 et Désaunay *et al.*, 2006 sur la sole du Golfe de Gascogne ; Kraus *et al.*, 2009 sur la morue de la mer Celtique). Il faut peut-être alors se résoudre à l'impossibilité de prédire le recrutement et se limiter à comprendre les conséquences de différentes situations de recrutement afin de pouvoir agir au mieux en connaissance de cause dans la gestion des ressources.

Le recrutement peut être à la fois d'origine autochtone et allochtone et varie selon les espèces, les lieux et le temps (Adams & Ebersole, 2009 ; Cowen & Sponaugle, 2009). Ceci traduit de tous les cas possibles entre une population complètement fermée et une population complètement ouverte (*e.g.* Lutjeharms & Heydorn, 1981 ; Schultz & Cowen, 1994 ; Cowen & Sponaugle, 2009 ; Hubert *et al.*, 2010). Par exemple, van Herwerden *et al.* (2009) ont montré que les populations de *P. leopardus* de Nouvelle-Calédonie participaient au recrutement sur la Grande Barrière de Corail en Australie. Ce phénomène est rendu possible par la durée de vie larvaire de 2 mois (Masuma *et al.*, 1993) et la présence de vents et de courants de surface transpacifiques allant d'Est en Ouest à ces latitudes (Marchesiello *et al.*, 2010). Dans cette étude, nous n'avons pas cherché à reproduire des phénomènes climatiques cycliques tel qu'El Niño ou ponctuels, tels que les cyclones, qui pourraient induire une fluctuation du recrutement (Cowen, 2002 ; Shenker *et al.*, 1993). Le modèle ISIS-Fish ne prend pas en compte ces phénomènes. D'autre part, Ferreira & Russ (1995) ont montré que la répartition spatiale du recrutement de *P. leopardus* était hétérogène à l'échelle de plusieurs récifs de la Grande Barrière de Corail en Australie, ce qui impacte la densité et la structure de

taille de la population au même titre que le statut de protection et la pression de pêche. Récemment, Harrison *et al.* (2012) ont montré que le recrutement de *Plectropomus maculatus* issu d'une zone en réserve sur la grande barrière de corail était exporté à plus de 80% à l'extérieur de la réserve. La répartition spatiale du recrutement apparaît ainsi comme un aspect structurant pour les populations. Ce type de connectivité n'a pas été étudié dans la présente étude (où l'ensemble du recrutement était réparti de façon homogène sur la région d'étude). Toutefois, il est possible d'intégrer dans la définition des zones de recrutement, dans la quantification des migrations et dans la mortalité pré-recrutement des éléments d'information relatifs à la dispersion larvaire. Ce travail avait notamment été réalisé par Save (2006) qui avait utilisé un modèle hydrodynamique pour quantifier certains de ces paramètres dans le cas de la langouste de la mer d'Iroise. Un travail similaire a été réalisé pour développer un modèle ISIS-Fish sur le cabillaud de la mer Baltique (Kraus *et al.*, 2009). Dans la présente étude, les données sur la reproduction des espèces étaient insuffisantes pour réaliser ce type d'approche. Toutefois, une étude est en cours dans le lagon Sud-ouest concernant la dispersion larvaire de *Dascyllus aruanus* (Vigliola, com. pers.).

Autres sources d'incertitude

Indépendamment des espèces étudiées ou des pêcheries qui les exploitent, il peut exister des sources d'incertitude liées au modèle lui-même et qui n'ont pas été évaluées dans la présente étude, comme par exemple, la structuration spatiale du modèle (issue de choix et de contraintes, voir Chapitre I). Les conséquences d'un choix de structure spatiale ont été étudiées par Lebreton & Gonzalez-Davila (1993) et Ying *et al.* (2011). Ces auteurs montrent qu'en introduisant différentes structurations spatiales et connectivités, on pouvait passer d'une dynamique chaotique à un régime stable et aboutir à des conclusions opposées concernant l'issue d'un scénario de gestion. Les aspects de spatialisation peuvent ainsi jouer un rôle fondamental dans la dynamique décrite par un modèle.

Les scénarios de gestion ayant été étudiés séparément, les résultats de leur combinaison n'ont donc pas été pris en compte. En d'autres termes, les effets principaux de chaque mesure de gestion ont été étudiés mais leurs interactions potentielles restent inconnues. De plus, il existe probablement de fortes interactions entre certains

paramètres et les mesures de gestion. Ainsi, si la taille à maturité avait été plus élevée, la taille minimale de capture aurait été fixée à une valeur plus élevée, ce qui aurait alors pour effet de protéger une plus grande part de la biomasse du stock. A un autre niveau, une augmentation de la mobilité des espèces augmenterait l'effet de spill-over, pour d'une part, améliorer les captures des pêcheurs (au moins à court terme) et d'autre part, diminuer l'efficacité de la protection de la ressource. Par ailleurs, l'effet des paramètres directement liés aux scénarios de gestion (comme le taux de survie des individus sous taille relâchés ou le niveau de respect d'une mesure de gestion) n'a pas été évalué. Or ces aspects sont également des points clefs de l'efficacité d'une mesure de gestion (Gullan, 1982 ; Brown, 1998 ; Cochrane & Payne, 1998 ; Hart & Pitcher, 1998 ; Preikshot, 1998 ; Peterman, 2004).

L'évolution de la démographie de la population du Grand Nouméa n'a pas été intégrée au modèle. Globalement en augmentation, cette évolution a montré par le passé d'importantes variations en fonction du contexte sociopolitique de la Nouvelle-Calédonie.

❖ Durées de simulation

Par rapport à la durée de vie des espèces étudiées, les durées de simulation réalisées (guidées par les objectifs de gestion et contraintes par les capacités informatiques) sont restées assez courtes. Nous n'avons ainsi pas pu évaluer l'effet de l'incertitude et des mesures de gestion à l'échelle de plusieurs générations. Cependant, l'effet déjà très marqué de la mortalité naturelle pré-recrutement ne serait probablement qu'amplifié au cours des générations. D'autre part, le fait de travailler à une échelle de temps importante entraîne l'accroissement de l'incertitude par propagation de celle-ci (voir par exemple les Figure 70 et Figure 71 au § 3.2.2 ; et Pelletier, 1991) et l'addition d'incertitude supplémentaire en provenance de phénomènes non pris en compte au préalable, comme l'évolution du nombre de pêcheurs ou les événements climatiques.

5.3. Positionnement de la présente étude par rapport à l'existant

L'approche retenue dans cette étude est appliquée et non théorique. Il existe un grand nombre de modèles théoriques qui cherchent à décrire les mécanismes de la dynamique

de population, dont il est difficile de tirer des lois génériques (voir revue dans Pelletier, 2003). A l'échelle de la Nouvelle-Calédonie, l'approche en dynamique des populations qui a été réalisée dans cette étude est la première du genre pour des ressources ichtyologiques lagunaires. Ce travail constitue ainsi une ouverture à la gestion des ressources marines par une approche halieutique. A une échelle plus large, la présente étude s'inscrit dans un contexte où les modèles de dynamique de population sont plutôt rares comparativement aux cas des pêcheries occidentales de milieux tempérés en Europe et en Amérique du Nord notamment. En milieu tropical, ce sont les pêcheries thonières qui concentrent la majorité des approches par modélisation. Au niveau récifolagunaire, plusieurs modèles de dynamique de population ont été réalisés, notamment pour *P. leopardus* qui est la principale espèce cible sur la Grande Barrière de Corail en Australie (e.g. Armsworth, 2001 ; Campbell *et al.*, 2001 ; Little *et al.*, 2005, 2007 ; voir aussi Fisher *et al.*, 2011).

En ce qui concerne les modèles spatialement explicites en dynamique des populations et l'évaluation de scénarios de gestion, Pelletier & Mahévas (2005) ont proposé une revue des modèles existants et les comparent au modèle ISIS-Fish. Depuis, le modèle ISIS-Fish a fait l'objet de plusieurs cas d'études qui ont essentiellement concerné des pêcheries en milieu tempéré, principalement en Atlantique Nord, en Méditerranée et en mer de Tasman (Drouineau *et al.*, 2006 ; Lehuta *et al.*, 2006, 2010 ; Kraus *et al.*, 2009 ; Marchal *et al.*, 2009 ; Rocklin, 2010 ; Hussein *et al.*, 2011a, 2011b). En milieu récifolagunaire, la présente étude constitue une première application du modèle ISIS-Fish. Plus largement, les approches par modélisation spatialement explicite dans ce type d'écosystème restent encore peu développées, malgré leur intérêt, en raison de l'aspect fragmenté de l'habitat et du développement des mesures de gestion spatialisées. Il faut cependant citer les travaux de Little *et al.* (2005, 2007, 2009a, 2009b, 2009c, 2010) qui ont développé en Australie le modèle ELFSim pour lequel il existe des cas d'applications sur *L. nebulosus* et *P. leopardus*. Tout comme ISIS-Fish, ce modèle spatialement explicite de pêcheries multi-spécifiques est composé de 3 sous-modèles : un modèle de population structuré en classe, un modèle de pêche et un modèle de gestion. Il permet d'évaluer l'effet de différentes mesures de gestion. Les principaux résultats obtenus pour les cas d'études menés sur le parc de la Grande Barrière de Corail montrent que les AMP ont très peu d'effet sur des espèces mobiles telles que les

Lethrinidés alors qu'elles ont plus d'effets sur des espèces sédentaires comme *P. leopardus*. Pour cette dernière, la mise en place d'un réseau d'AMP s'est avéré être une mesure de gestion efficace à condition d'être très bien respectée. La mise en place d'un nombre limité de grandes réserves est apparue plus bénéfique pour la ressource qu'un grand nombre de petites réserves. La complémentarité de la mise en place d'AMP et de quotas individuels transférables a aussi été mis en évidence par ces auteurs. Le modèle ELFSim nécessite l'existence de séries temporelles sur les données de pêches lors de la calibration du modèle. De ce point de vue, ce modèle rencontre les mêmes contraintes qu'ISIS-Fish (et probablement que tout modèle de ce type). Il présente l'avantage de pouvoir être couplé à un SIG pour délimiter les zones et de ne pas demander de puissance informatique trop importante. Il permet aussi d'intégrer spatialement des variables environnementales comme facteurs forçants de la dynamique des populations. Par contre, il n'intègre pas de procédure d'analyse de sensibilité.

Dans le cas de recrutement variable, Fisher *et al.*, (2011) ont proposé un modèle d'évaluation de scénarios de gestion appliqué aux pêcheries australiennes. Cependant ce modèle n'a pas de dimension spatiale et ne prend en compte aucune hétérogénéité ou phénomène de connectivité.

Lors de cette étude, nous avons mis en évidence un manque de données nécessaires à l'évaluation des ressources et de leur gestion à plusieurs reprises. Dans ce type de situations ("data-poor" en anglais), plusieurs approches existent, 1) les recommandations de gestion se basent non pas sur des évaluations de stocks mais plutôt sur des règles de décision empiriques (*e.g.* NPFMC, 2007; Smith *et al.*, 2008; Wayte & Klaer, 2010), 2) les espèces peu connues sont associées à d'autres espèces puis des évaluations par groupe sont conduites (*e.g.* Rogers *et al.*, 1996), et 3) l'information nécessaire est glanée là où elle est disponible à partir d'autres espèces ou pêcheries mieux connues ("the Robin Hood approach" en anglais ; Smith *et al.*, 2009 ; Punt *et al.*, 2011). Cependant, cette dernière approche a principalement été appliquée dans des cas de pêcheries industrielles multispécifiques afin d'évaluer les stocks des captures annexes lorsque les espèces formant les captures principales étaient déjà largement étudiées.

5.3.1. Conclusion

Pour pouvoir utiliser des outils analytiques poussés et réaliser des analyses statistiques puissantes, il faut disposer de données adaptées tels que des suivis ou des plans d'échantillonnage permettant de répondre aux questions rencontrées. La présente étude, s'est basée sur une multitude de sources de données dont les objectifs premiers n'étaient pas de fournir une information à destination de la paramétrisation d'un modèle de dynamique de population et de pêcheries. Les analyses menées dans ce travail ont été adaptées autant que possible à la qualité des données disponibles. Afin de développer des approches d'aide à la gestion par des modèles complexes de dynamique de population et de pêcheries, la recherche actuelle doit s'orienter vers l'étude plus approfondies des espèces d'intérêt afin d'accroître la connaissance disponible et de fournir l'information nécessaire à ce type de modèle. Ces modèles s'appuient aussi sur la connaissance apportée par les réseaux de suivis des stocks et de l'activité de pêche. De nombreux pays ont mis en place ce type de suivis dès les débuts de la gestion des stocks et des modèles de type ISIS-Fish, ont pu se développer sur la base de ces données existantes.

Nous avons dans cette étude fait le choix de situer le travail au plus proche des données disponibles (même si elles sont parfois apparues limitées) et d'analyser les situations ainsi décrites. Afin de prendre en compte la plus importante source d'incertitude, nous nous sommes placés lors de l'analyse sous incertitude dans une situation de référence (H1) ou de meilleur recrutement (H2). Nous n'avons cependant pas analysé différents scénarios de connectivité, ni testé de conditions initiales plus défavorables pour les populations où les taux d'exploitation seraient plus importants et où la pêche et les scénarios de gestion auraient davantage d'effet sur la dynamique des populations. Il reste donc possible d'agrandir la gamme des hypothèses concernant l'incertitude structurelle et les conditions initiales et ainsi d'élargir l'éventail des dynamiques. A un niveau de données constant, il est donc encore envisageable d'approfondir l'analyse des systèmes stock-pêcherie étudiés. D'un autre côté, le modèle peut être amélioré par l'apport d'informations supplémentaires, aussi bien sur les espèces que sur les activités de pêche.

CONCLUSION - PERSPECTIVES



CONCLUSION - PERSPECTIVES

Pour conclure, nous allons ici reprendre les 9 objectifs de travail qui avaient été fixés en introduction, et mettre en regard de chacun d'eux les principaux résultats qui ont permis d'y répondre. De la même manière nous proposerons plusieurs perspectives de travail.

- ❖ Objectif 1 : Traiter de manière cohérente la diversité des espèces et des activités de pêche à partir d'une approche par modélisation de dynamique des populations et des pêcheries.

Nous avons utilisé le modèle ISIS-Fish, un modèle de dynamique de population développé pour les pêcheries multispécifiques et comprenant un sous-modèle de pêcheries permettant d'explicitier leur diversité et leur spécificité.

Trois espèces représentatives de la très grande diversité des ressources halieutiques de la Nouvelle-Calédonie ont été sélectionnées sur des critères liés à leurs traits d'histoire de vie et à leur intérêt pour la pêche : le Bec de cane (*Lethrinus nebulosus*, Forsskål 1775), la loche Saumonée (*Plectropomus leopardus*, Lacepède 1802) et le Dawa (*Naso unicornis*, Forsskål 1775). *L. nebulosus* est un macrocarnivore très mobile habitant les fonds sableux. C'est la principale espèce commerciale en Nouvelle-Calédonie (Laboute & Grandperrin, 2000 ; Virly, 2000, 2001) capturée principalement de nuit à la ligne. *P. leopardus* est un piscivore territorial fréquentant les tombants et les récifs isolés. C'est une espèce très recherchée, le plus souvent capturée au fusil sous-marin par les plaisanciers et à la ligne par les professionnels. *N. unicornis* est un herbivore des zones de récifs, très mobile mais au territoire relativement restreint (Meyer & Holland, 2005 ; Meyer *et al.*, 2010 ; Marshall *et al.*, 2011). Il est recherché par les pêcheurs sous-marins plaisanciers mais aussi par les pêcheurs professionnels au filet.

La diversité des activités de pêche a été abordée en prenant en compte les activités professionnelle et plaisancière (c.-à-d. vivrière et récréative pour cette dernière) à partir de différentes sources de données. La pêche réalisée depuis la côte, notamment dans les baies, n'a pas pu être prise en compte. Toutefois elle ne concerne *a priori* que très peu

les ressources étudiées dans la présente étude. Ces activités de pêche ont été décrites en termes de techniques de pêche, de zones de pêche et de calendrier de pêche en constituant des groupes de pêcheurs aux pratiques de pêche similaires.

❖ Objectif 2 : Synthétiser et intégrer dans un outil de modélisation des connaissances existant séparément.

L'intégration des connaissances locales en biologie et en écologie est un défi majeur pour la gestion des pêches (Haggan, 1998). Le choix du modèle ISIS-Fish a permis d'intégrer dans un même outil la grande majorité des connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces étudiées ainsi que les caractéristiques des activités de pêche.

Une revue bibliographique présentée au Chapitre II a permis de décrire dans le temps et l'espace les processus de croissance, de reproduction, de mortalité et de mobilité qui constituent la dynamique des populations. Nous avons par ordre de priorité mobilisé la connaissance existante aux niveaux local (lagon Sud-ouest ou Nouvelle-Calédonie), puis régional (Pacifique Sud-ouest, principalement Australie) et international (reste du Pacifique ou Océan Indien). Au niveau local, l'utilisation des données issues d'études du programme ZoNéCo a été une priorité. Les résultats obtenus ont été synthétisés par la réalisation de schématisations des cycles de vie et de cartographies des habitats de vie des 3 espèces (voir Chapitre II, Figure 24, Figure 28, Figure 32 et Annexe 2). Ces résultats ont ensuite été intégrés dans le modèle de dynamique de population mis en place.

Concernant les activités de pêche, différentes sources de données ont été considérées pour paramétrer le modèle : 1) des données de déclarations de captures de pêche professionnelle fournies par les services de la Province Sud ; 2) des entrevues réalisées au cours de la thèse avec 8 pêcheurs professionnels volontaires ; 3) des données d'enquêtes de terrain sur la pêche plaisancière collectées au cours de la thèse ; et 4) des données sur la pêche plaisancière issues d'une étude précédente (Jollit, 2010). Lorsque cela s'est avéré nécessaire, certaines informations complémentaires ont été apportées à partir de sources extérieures, à dire d'expert ou par hypothèse (sélectivité des engins, ciblage en fonction de la taille, quantification de la mobilité des espèces, etc.).

La compilation et la synthèse de données et de connaissances obtenues antérieurement a permis leur utilisation à de nouvelles fins dans un modèle de dynamique des populations. Ces informations pourront à l'avenir servir de référence pour la gestion de ces ressources de Nouvelle-Calédonie.

- ❖ Objectif 3 : Mener une étude des activités de pêche dans le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie afin d'en améliorer la connaissance et de dégager la structuration et la répartition spatio-temporelle de l'effort et des captures.

Quatre sources d'information ont été utilisées afin de mener à bien l'étude des activités de pêche.

Les données de déclarations de captures de pêche professionnelle fournies par la Province Sud sur la période 2004 - 2009 ont permis de décrire les activités professionnelles. Il en ressort, que l'activité a fortement augmenté sur cette période de 5 ans. Seules les 2 dernières années ont été utilisées pour paramétrer la pêcherie. Une flottille de 32 navires ayant déclaré des captures pour les espèces étudiées a été identifiée et structurée en 2 stratégies : les pêcheurs "occasionnels" qui constituent 84% de la flottille et réalisent en moyenne 17 jours de mer par an, et les pêcheurs "réguliers" qui constituent 16% de la flottille et réalisent en moyenne 133 jours de mer par an. Ceci aboutit à un effort moyen de 1 138 jours-navires par an. Globalement, pour l'ensemble de ces pêcheurs, l'activité est maximale en saison fraîche, entre juin et septembre, et minimale en début de saison chaude, entre novembre et février. Cependant, il peut exister de grandes variations d'un mois sur l'autre et entre les années, notamment en fonction des conditions météorologiques. La spatialisation de l'information (rappelons que la résolution spatiale des données était médiocre) a permis de mettre en évidence que 80% de l'effort professionnel ciblant les espèces étudiées étaient réalisés dans la Corne Sud en 2008 et 2009.

En terme de capture, le Bec de cane est pris majoritairement entre mai et août (soit avant et pendant le début de la saison de reproduction), avec des minimums en septembre-octobre (soit pendant la fin de la saison de reproduction) et mars-avril. Concernant la Saumonée, dont les captures sont très variables, aucune saison particulière n'apparaît dans les données. Le Dawa est capturé principalement en hiver,

entre juin et décembre. Les débarquements annuels de Bec de cane, Saumonée et Dawa représentent respectivement 20.5 t, 3.5 t et 11.9 t (moyenne sur 2008 et 2009). Les captures, tout comme l'effort, montrent des variations interannuelles relativement importantes. A titre d'exemple, les captures annuelles des 3 espèces (Bec de cane, Saumonée et Dawa) en 2009 sont respectivement de -16%, +22% et +11% par rapport celles de 2008. La spatialisation de l'effort de pêche et des captures a été synthétisée à l'aide de cartes au Chapitre IV dans les Figure 62 Figure 65 Figure 68, et en Annexe 17.

Les interviews de pêcheurs professionnels ont avant tout permis d'obtenir des informations qualitatives. Ces informations nous ont permis de confirmer et de préciser les zones, les saisons et les techniques de pêche (voir Chapitre III § 2.2.4).

Une étude de terrain sur la pêche plaisancière a été réalisée au cours de cette thèse et dans le cadre du projet PAMPA. Cette étude, qui avait débuté antérieurement à la thèse, a comporté un relevé de la fréquentation (toutes activités confondues) et des enquêtes auprès des pêcheurs plaisanciers. Au cours de 173 sorties en mer, 438 questionnaires ont été récoltés. Les informations obtenues ont porté sur la pêche du jour (engins, prises, temps de pêche, zone de pêche, etc.), les habitudes de pêche (calendrier annuel, espèces cibles, techniques habituelles, etc.) et des informations contextuelles (caractéristiques du bateau, commune de résidence, âge, etc.).

Les données issues de l'étude de Jollit (2010) ont permis de décrire l'activité de pêche plaisancière dans la Corne Sud.

La pêche de nuit, qui cible notamment le Bec de cane, n'a été que partiellement observée par ces 2 études sur l'activité plaisancière. Les estimations d'effort et de captures qui en découlent sont donc à prendre avec la plus grande prudence. Il apparaît nécessaire de mettre en place des études spécifiques et adaptées à cette pratique particulière.

L'ensemble des informations issues de ces 2 études ont été utilisées pour définir des catégories de pêcheurs à l'aide notamment d'analyses multivariées. Nous avons ainsi décrit une activité avec une structure relativement complexe, inhérente aux choix du niveau de description de l'activité et à la nature des activités de pêche plaisancière diversifiées et peu structurées. Afin de modéliser cette activité, nous avons mis en évidence 7 flottilles à partir de 3 communes de résidence (Païta, Nouméa-Dumbéa, Mont Dore) et 2 catégories de navires ($\leq 5m$ et $> 5m$) ; 33 métiers à partir de 2 techniques de

pêche (chasse sous-marine et ligne) et 20 zones de pêche (caractérisant le gradient côte - récif barrière, le gradient Nord - Sud et l'habitat) ; 19 stratégies qui caractérisent la répartition de l'activité entre les mois et les métiers. Cette structuration de l'activité de pêche plaisancière est schématisée dans la Figure 56 du Chapitre III.

Au final, nous avons estimé à partir de l'ensemble des informations dont nous disposons, qu'un total de 2 593 navires à moteur seraient actifs dans la région du Grand Nouméa (l'activité provenant des voiliers a été considérée comme négligeable dans le Grand Nouméa et l'effort de pêche dans la Corne Sud a été estimé indépendamment). Les captures plaisancières de Bec de cane, de Saumonée et de Dawa dans la région d'étude ont été estimées respectivement à 5.8 t, 147.4 t et 28.6 t. Ces résultats constituent des valeurs inédites qui pourront servir de premières références à l'avenir. En comparaison avec les captures professionnelles, il ressort que le Bec de cane est majoritairement exploité par les professionnels, que la Saumonée est très majoritairement capturée par les plaisanciers et que le Dawa est 2 fois plus exploitée par les plaisanciers que par les professionnels.

❖ Objectif 4 : Proposer une approche spatialisée qui permette de s'adapter à la géographie de la région d'étude, aux processus écologiques qui régissent la dynamique des espèces étudiées, à la répartition des techniques et des pressions de pêche ainsi qu'aux besoins des gestionnaires.

Le modèle ISIS-Fish a permis une approche spatialement explicite de la dynamique des populations et des pêches dans le Lagon Sud-ouest. La délimitation de la région d'étude et des zones du modèle s'est articulée autour de 4 aspects : les habitats de vie des espèces, la spatialisation de l'effort de pêche, l'approche spatiale de la région d'étude par les gestionnaires et les capacités informatiques disponibles. Dans un premier temps, une grille constituée de mailles de 1 km² a servi de référentiel spatial. Puis 2 axes structurants ont été dégagés : le gradient côte - récif barrière et le gradient Nord-Sud. La région d'étude a ainsi été structurée en 10 secteurs correspondant à la combinaison de ces 2 gradients (voir Chapitre I Figure 14). Des zones ont ensuite été constituées en distinguant les habitats (récifs ou fonds meubles) et le statut de protection (réserve/hors réserve) à l'intérieur de ces 10 secteurs. Pour modéliser les

populations de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis* respectivement 19, 22 et 41 zones ont été définies (incluant zones de vie et zones de reproduction). La zonation des pratiques de pêche respecte les zones des populations. Les zones fréquentées par chaque stratégie de pêcheurs dépendent des techniques de pêche utilisées et des espèces ciblées (voir Chapitre III). La résolution spatiale des données de pêche professionnelle n'a cependant pas permis de spatialiser l'effort de pêche correspondant à l'intérieur du Grand Nouméa. Celui-ci a ainsi été réparti de façon homogène.

De par la conception du modèle ISIS-Fish les densités de poisson et l'effort de pêche sont répartis de façon homogène à l'intérieur de chacune des zones. Etant donnée l'hétérogénéité à très petite échelle de l'habitat récifal, les récifs du lagon et les AMP qui y sont positionnées n'ont pas été modélisés individuellement. Pour cet habitat, chaque zone du modèle regroupe plusieurs récifs et donc le cas échéant plusieurs AMP. Par définition, un modèle est en effet une représentation simplifiée d'un système, trop complexe pour être appréhendé dans toutes ses subtilités. Le but de ce travail de modélisation a été de trouver le meilleur compromis entre une schématisation grossière qui apporte peu d'information sur le système étudié et une description trop fine du système aboutissant à un modèle "surparamétré" et peu performant.

❖ Objectif 5 : Proposer une évaluation de la situation actuelle des stocks et du rôle du réseau d'AMP en place.

En l'absence d'évaluations de stocks en Nouvelle-Calédonie, une méthodologie a été proposée à partir des données disponibles (voir Chapitre IV § 1). Une calibration multi-objectifs a ainsi été réalisée en utilisant les données de comptages UVC du suivi du Parc du Lagon Sud (Wantiez, 2008, 2011), des pêches expérimentales à la palangre (Kulbicki & Mou Tham, 2006 ; Borsa *et al.*, 2009) et des CPUE de captures professionnelles, et plaisancières dans le cas de la Saumonée. Les résultats obtenus ont permis d'estimer la biomasse des populations de Bec de cane, de Saumonée et de Dawa à respectivement 15 899 t, 5 076 t et 1 070 t dans la région du lagon Sud-ouest. Concernant *L. nebulosus*, cette estimation est supérieure à celle de 3 150 t de Borsa *et al.* (2009) qui cependant n'incluent pas les très jeunes individus et dont les auteurs reconnaissent la probable sous-estimation. Pour les 2 autres espèces, ces résultats représentent une première

estimation. D'après les captures décrites au Chapitre III, la situation de ces ressources fait paradoxalement apparaître des taux d'exploitation faibles alors même que les CPUE de pêche professionnelle sont en diminution sur la période 2004-2009.

Pour la population de Bec de cane, le modèle ne montre pas de densités de biomasse supérieures dans les AMP, ce qui s'explique par le caractère mobile de l'espèce. Pour la Saumonée, il ressort des estimations d'effectifs qu'une part importante de la population du le Grand Nouméa serait située dans les AMP (voir Chapitre IV Tableau 48 et Tableau 49). Les réserves auraient ainsi un rôle important à jouer dans le maintien de la population. Les effectifs par classe (voir Annexe 16), montrent de plus que les AMP accueilleraient des densités 4 fois plus importantes de grands individus (≥ 10 ans, soit 48 cm) par rapport aux zones hors réserve. Pour le Dawa, les AMP du Grand Nouméa abriteraient la moitié de la population de cette partie du lagon, montrant ainsi un effet positif important.

L'ensemble de ces résultats se basent cependant sur des données qui n'étaient pas destinées à l'origine à une évaluation des stocks. Ils ne peuvent donc pas se substituer à la nécessité d'une évaluation *stricto sensu* de ces ressources et doivent être considérés avec prudence.

❖ Objectif 6 : Identifier les connaissances qu'il serait nécessaires d'acquérir pour améliorer la compréhension des processus qui régissent la dynamique des ressources exploitées.

La revue bibliographique des connaissances de la biologie et de l'écologie de *L. nebulosus*, *P. leopardus* et *N. unicornis* a fait apparaître un écart important entre les niveaux de connaissance de ces 3 espèces (voir Chapitre II). En Nouvelle-Calédonie, *L. nebulosus* a été relativement bien étudié (voir Borsa *et al.*, 2009), contrairement à *P. leopardus*, qui est cependant bien connu en Australie (*e.g.* Kingsford, 1992 ; Doherty *et al.*, 1994 ; Ferreira & Russ, 1994, 1995 ; Russ *et al.*, 1996 ; Adams *et al.*, 2000 ; Little *et al.*, 2005 ; Frisch *et al.*, 2007 ; Kingsford, 2009). En revanche, *N. unicornis* n'a été que peu étudié à travers le monde malgré son rôle clef dans l'écosystème (Hoey & Bellwood, 2009). Il apparaît ainsi nécessaire d'étudier les éventuelles spécificités locales des populations de *P. leopardus* en Nouvelle-Calédonie, qui pourraient être présentes en

raison d'une plasticité phénotypique ou de différences génétiques avec les populations Australiennes. Concernant *N. unicornis*, des éléments de base de la biologie nécessaires à la modélisation de la dynamique d'une espèce (comme la croissance) sont encore largement méconnus et devraient donc faire l'objet d'études spécifiques.

Pour ces 3 espèces, les aspects les moins bien connus restent la reproduction et le recrutement qui en est issu. Cette partie du cycle de vie des espèces est souvent difficile à étudier, fait généralement défaut et génère une part importante d'incertitude en halieutique. Or, comme tous les modèles de dynamique de population, ISIS-Fish nécessite une bonne description des relations entre reproduction et recrutement, y compris les phénomènes de dispersion larvaire (Pelletier & Mahévas, 2005). Pour la région d'étude, le travail mené par Juncker (2010) semble montrer qu'il existe peu de sites de reproduction majeurs pour ces espèces. La brièveté et l'étendue restreinte de ces regroupements peuvent rendre leur observation difficile. Le déplacement d'individus vers l'extérieur de la région d'étude lors de la saison de reproduction n'est donc pas à exclure, de même qu'un recrutement allochtone. Les caractéristiques du recrutement restent très mal connues, que ce soit en termes de relation avec le stock de géniteurs, de facteurs environnementaux qui l'impactent, ou de la dispersion larvaire. Dans cette étude, nous avons fait l'hypothèse d'un recrutement autochtone réparti de manière homogène dans la région d'étude, puis nous avons étudié l'effet de différentes hypothèses de mortalité pré-recrutement sur la dynamique des populations (voir Chapitre IV § 3.2.2 et 4.3.2).

De la même manière, la mortalité naturelle des différents stades de vie post recrutement est un paramètre sensible des modèles de dynamique des populations. Il nécessite d'être étudiée plus particulièrement.

Un dernier point soulevé concerne l'écologie des espèces : l'importance de l'habitat récifal sur fond de lagon. La cartographie existante (Andréfouët & Torrez-Pulliza, 2004) et les suivis par comptages UVC (Wantiez, 2008), ne permettent pas de prendre en compte cet habitat alors que les travaux de Wantiez (1992) et la présente étude (voir Chapitre IV § 1.2.2) indiquent qu'une part importante des stocks de *P. leopardus* pourrait s'y trouver.

Il apparaît donc fondamental de poursuivre un effort de recherche sur la connaissance de la biologie et l'écologie de ces espèces. Cette connaissance est essentielle lorsque l'on aborde des questionnements sur l'exploitation durable des ressources.

D'autre part, les activités de pêche impactent la mortalité des populations exploitées. A ce titre, leur connaissance est nécessaire à la compréhension des processus qui régissent la dynamique des stocks. A ce niveau plusieurs points ont été soulevés.

Pour la pêche professionnelle, le niveau de résolution des déclarations de captures a posé plusieurs problèmes. En effet, l'échelle spatiale utilisée dans les déclarations ne permet pas de connaître avec précision la répartition de l'effort dans le lagon Sud-ouest. Ce dernier est réparti sur 6 mailles (dont 2 constituent 90% de la surface de la zone d'étude ; voir Annexe 6) dans le référentiel spatial utilisé. D'autre part, ce référentiel ne tient pas compte de la morphologie réelle du lagon. Une redéfinition du référentiel spatial apparaît donc nécessaire. D'autre part, la résolution des déclarations d'effort en fonction des engins de pêche n'est pas assez précise. En effet, les temps de pêche sont définis par sortie et ne permettent pas de connaître la répartition de l'effort de pêche entre les métiers. De plus, la fiabilité des données de déclaration (taux de retour des cahiers de pêche et qualité de la donnée) n'était pas homogène dans le temps bien qu'en nette amélioration ces dernières années (DDR, com. pers.). De plus, les données de déclaration de captures ne font pas état des distributions de taille et il n'y a pas d'échantillonnage des débarquements. Or, la distribution de taille des captures, et donc l'impact de la pêche sur chaque classe d'âge ou de taille, est une information nécessaire aux suivis des activités et à l'évaluation des ressources (Dalzell *et al.*, 1996 ; Venturelli *et al.*, 2009 ; Wilson *et al.*, 2010 ; Mullon *et al.*, 2011 ; Rochet *et al.*, 2011). Ces différents points sur les données de pêche professionnelles ont déjà été soulevés par Guillemot (2011), dans une étude du programme ZoNéCo.

En ce qui concerne la pêche plaisancière, toutes les études ont mis en évidence l'importance de cette activité dans le lagon Sud-ouest (notamment Cecil, 1976 ; Virly, 2000 ; Jollit, 2010 ; et présente étude). Informelle, celle-ci reste cependant difficile à étudier par nature. Concernant l'étude de terrain réalisée au cours de cette thèse et qui était constituée de relevés de fréquentation et d'enquêtes en mer, nous avons mis en évidence les limites du protocole employé pour percevoir correctement les pêcheurs mobiles, notamment les chasseurs sous-marins assidus. De plus, l'étude des activités

ciblant le Bec de cane a pointé un manque important de connaissance sur la pêche de nuit, qui est pourtant largement pratiquée dans la région d'étude et en Nouvelle-Calédonie en général. Il apparaît donc primordial de poursuivre l'étude des activités de pêche plaisancière (vivrière comme récréative) ainsi que les réflexions sur les possibilités de mise en place de suivis à long terme. Par définition, une étude ponctuelle ne constitue pas un suivi et si des indicateurs adaptés à certaines questions peuvent découler de ce type d'étude, seul un suivi dans la durée sera à même de fournir les informations sur l'évolution des ressources et de l'exploitation. Ce suivi doit être réalisé à une échelle spatiale cohérente avec la dynamique spatiale des ressources et des pêcheurs qui les exploitent. Enfin, lors de l'utilisation du fichier des immatriculations (fourni par le SMMPM) pour l'estimation des flottilles de pêche plaisancière, le niveau de mise à jour et le taux de remplissage des champs de ce registre se sont avérés relativement faibles. Un bilan plus régulier des navires opérationnels et de leur activité serait très utile.

La prise en compte de l'incertitude liée aux données permet de développer l'analyse du système modélisé, même avec cette contrainte. La mise en évidence des sources d'incertitude de la dynamique des ressources est un outil précieux pour apporter des perspectives aux gestionnaires et aux décideurs sur une priorisation des actions de recherche et de suivis à mener. Rappelons que selon la FAO (1995) "Pour assurer une gestion durable et responsable des pêches [...], il faut disposer d'informations normalisées, fiables et à jour de façon à pouvoir prendre les bonnes décisions". De plus, un manque de confiance dans les sources d'information et donc dans la qualité des données, pourrait nuire à l'acceptation de mesures réglementaires par les usagers. D'où l'importance de disposer de données de qualité, reconnues par tous (Haggan, 1998). D'autre part, l'une des raisons qui doit pousser à augmenter la connaissance de la dynamique de ces espèces est le besoin de gestion en réponse à l'augmentation de l'exploitation des stocks (Sale, 2002).

❖ Objectif 7 : Evaluer des scénarios de gestion alternatifs en intégrant l'incertitude liée au manque de connaissance et aux processus de simplification inhérents à la modélisation.

Suite à plusieurs échanges avec les gestionnaires, 4 scénarios de gestion dont 3 alternatifs ont été évalués. Il s'agit, scénario 1 d'un *statu quo*, scénario 2 de la mise en place d'une AMP supplémentaire, scénario 3 de l'instauration d'une taille minimale de capture pour chacune des trois espèces et scénario 4 de l'introduction de 10 pêcheurs professionnels supplémentaires (voir Chapitre IV § 4.1).

Au regard des manques de connaissance évoqués précédemment et des différentes sources d'incertitude mis en évidence au cours de cette étude, notre analyse d'incertitude s'est concentrée sur une sélection d'aspects clefs notamment liés au processus de recrutement et aux activités de pêche. Les résultats de l'évaluation des différents scénarios de gestion ont montré des effets contrastés.

Il ressort de l'évaluation du scénario 2 (AMP) que la mise en place d'une AMP a eu peu d'effet à l'échelle de la population mais a eu des effets parfois importants à l'intérieur de la zone protégée (effet positif lié à la protection) ainsi que dans les zones adjacentes (effet négatif lié au report d'effort). Ces effets ont été plus marqués pour la Saumonée (+128.3% de biomasse de population dans l'AMP) que chez le Dawa (+15.2% de biomasse de population dans l'AMP) et ont été négligeables pour le Bec de cane (+0.2% de biomasse de population dans l'AMP).

La taille minimale de capture a montré un effet sur la biomasse des populations et sur les captures chez le Bec de cane et la Saumonée pour lesquels les captures sous la taille minimale étaient relativement importantes dans le scénario *statu quo*. Les bénéfices pour les populations restent cependant relativement faibles en comparaison des diminutions de captures et ce en raison des faibles taux d'exploitation montré via le modèle. Dans le cas du Bec de cane, les reports d'effort sur des individus plus gros ont été considérés comme difficiles et les rejets ont été par conséquent très importants. L'efficacité de l'instauration d'une taille minimale de capture pour la protection de la population de Bec de cane est donc conditionnée par un taux de survie élevé des individus relâchés. Pour la Saumonée, les rejets sont moindres, sous l'hypothèse que les

chasseurs sous-marins (qui visualisent leurs prises avant capture) modifient bien leur ciblage vers les plus gros individus.

Dans le scénario 4, l'introduction de 10 pêcheurs professionnels supplémentaires a montré un effet sur les populations de Bec de cane et de Dawa mais pas chez la Saumonée dont les captures sont très majoritairement réalisées par les plaisanciers. Pour cette dernière espèce, la simulation de la dynamique de la population sous une hypothèse de recrutement par pics a montré que la cohorte issue d'un pic de recrutement favorable peut constituer une part importante de la population et des captures pendant plus de 8 ans, soit sur une durée supérieure à l'échelle de travail de 5 ans fixée par les gestionnaires.

Dans cette étude, nous avons fait le choix de situer le travail au plus proche des données disponibles (même si elles sont parfois apparues limitées) et d'analyser les situations ainsi décrites. Nous nous sommes placés lors de l'analyse sous incertitude dans une situation de référence (H1) ou de meilleur recrutement (H2). Nous n'avons pas testé de conditions initiales plus défavorables pour les populations, dans lesquelles le taux d'exploitation serait plus important. L'effet de la pêche sur la dynamique des populations serait alors plus important et les scénarios de gestion auraient davantage de conséquences. Il existe donc encore des sources d'incertitude importantes mais l'approche choisie a permis de s'adapter à ces conditions et d'utiliser au maximum l'information existante. A un niveau de données constant, il est encore possible d'approfondir l'analyse des systèmes stock-pêcherie étudiés. Le modèle peut aussi être amélioré par l'apport d'informations supplémentaires aussi bien sur les espèces que sur les activités de pêche. L'apport de connaissances par des études sur les aspects encore méconnus de la biologie et de l'écologie des espèces, la mise en place d'évaluations de stock et l'amélioration de la résolution des données de déclaration professionnelle permettront d'améliorer le modèle et de diminuer l'incertitude. La diminution de ces sources d'incertitude permettrait de focaliser de futurs travaux sur l'évaluation des scénarios de gestion et d'en affiner les résultats.

❖ Objectif 8 : Fournir des éléments aux gestionnaires dans le choix de méthodes d'évaluation, de suivis et de gestion des ressources.

Les manques de connaissance et les principales sources d'incertitude mis en évidence au cours de cette étude pourront guider les gestionnaires dans les choix futurs de mise en place de suivis des activités de pêche et d'évaluation des ressources.

Nous avons proposé au Chapitre III (§ 5), un protocole de suivi de la fréquentation dans la région d'étude à partir de points surélevés qui permet de mieux appréhender la pêche plaisancière. Ce protocole a eu pour objectif de limiter le biais lié à la grande surface de la région d'étude et à la mobilité d'une partie des pêcheurs. Il apporte également une meilleure couverture de l'évolution intra-journalière de la fréquentation. Le comptage répété des navires à plusieurs moments de la journée permet de mieux suivre l'évolution de la fréquentation et ainsi d'estimer la pression totale journalière. Ce protocole de relevé de fréquentation est simple et relativement peu coûteux à mettre en place quand les points d'observation existent. Il est complémentaire aux enquêtes qui sont nécessaires pour récolter des informations sur les captures, les profils de pêcheurs et leur perception de la ressource et de sa gestion (voir détails dans le rapport de convention IFRECOR – IFREMER, Preuss *et al.* 2010).

L'absence d'évaluation des stocks de ressources lagunaires est une limite majeure pour une approche halieutique de leur gestion. Les données actuelles de captures professionnelles ne fournissent qu'une image limitée de l'état des ressources. Ce point a été discuté en détail par Guillemot (2011).

En terme de choix sur les mesures de gestion à mettre en place, une taille minimale de capture serait probablement la mesure la plus à même d'avoir un impact positif pour les populations étudiées dans l'état actuel supposé du système. Cependant, cette mesure apparaît comme très limitative, notamment pour les pêcheurs à la ligne dont la capture totale diminue considérablement (voir Chapitre IV § 4.3). Si la taille minimale de capture est fixée à la taille à maturité, cette mesure n'aurait par contre pas d'effet pour la population de *N. unicornis* qui est *a priori* déjà exclusivement capturée au-dessus de cette taille. Il faut toutefois rappeler le manque d'information concernant les distributions de taille des captures. Le diagnostic précédent repose sur un paramétrage des distributions de taille à dire d'expert. La mise en place d'une AMP

supplémentaire, telle qu'elle a été définie (voir Chapitre IV § 4.1), n'a eu que peu d'effet global sur les populations, soit en raison du niveau de mobilité élevé de l'espèce (cas du Bec de cane), soit en raison de la petite surface d'habitat protégé (cas de la Saumonée et du Dawa). Cependant, cette mesure a montré un effet localisé important dans le cas de la Saumonée et du Dawa. L'effet de l'ajout de 10 pêcheurs professionnels dans la pêche a eu un effet variable selon l'espèce. L'effet a été notable dans les cas du Bec de cane et du Dawa mais peu perceptible pour la Saumonée. Cependant, ces effets restent limités compte tenu de la paramétrisation actuelle. Les scénarios testés restent encore relativement simples et l'évaluation d'autres scénarios de gestions à définir avec les gestionnaires est une perspective de travail.

D'autre part, nous avons montré que l'évaluation de scénarios de gestion à une échelle relativement courte de 5 ans limite l'accumulation d'incertitude (notamment en raison du manque de connaissance sur le recrutement). Cependant, elle est limitée par rapport à la durée de vie des espèces étudiées (plus de 20 ans), ce qui ne permet pas toujours de percevoir l'effet d'une mesure de gestion qui peut devenir significative au delà de 5 ans.

Les résultats obtenus dans le Chapitre IV doivent encore faire l'objet d'un échange avec les gestionnaires. D'un point de vue plus large, l'intérêt d'une approche de dynamique de population pour la gestion des ressources de Nouvelle-Calédonie doit être discuté avec les responsables du programme ZoNéCo et les gestionnaires. Une restitution est prévue à la fin du mois de juin 2012.

- ❖ Objectif 9 : Evaluer la capacité d'un modèle complexe de dynamique de population et de pêcheries à fournir un outil d'aide à la gestion dans un contexte de milieu tropical, où l'habitat fragmenté et les connaissances sur les espèces et les activités de pêche limitées.

Pour ce dernier objectif, nous présentons sous la forme d'une liste de points détaillés, les avantages et désavantages liés à l'utilisation du modèle ISIS-Fish dans cette étude.

Avantages :

Flexibilité et adaptabilité : ISIS-Fish est un modèle avec une structure de base fixe qui a été présentée aux chapitres II et III mais qui laisse une grande liberté dans la construction du système stock-pêche étudié. Ces possibilités se situent au niveau :

- de la structure des populations qui peuvent être définies à partir de classes d'âge ou de taille et dont le nombre de classes peut être adapté aux caractéristiques de chaque population ;
- des relations utilisées pour décrire certains processus de la biologie et de l'écologie des espèces, comme par exemple les relations de croissance, de reproduction, de recrutement et de migration ;
- de la structuration des pêcheries qui permet de s'adapter à une grande diversité de situations, que ce soit pour des pêcheries professionnelles ou plaisancières comme on a pu le voir dans cette étude ;
- de la description spatiale nécessaire et souhaitée, en termes de taille de maille et de délimitation des zones. ISIS-Fish a été principalement utilisé dans des cas de pêcheries hauturières, démersales (*e.g.* Drouineau *et al.*, 2006 ; Kraus *et al.*, 2009) ou pélagiques (Lehuta, 2010), il peut cependant être utilisé dans des cas d'habitat plus fragmenté, en milieu côtier (Rocklin, 2010 ; Hussein, 2011), voir lagonaire (présente étude).

Prise en compte de l'incertitude : le développement du modèle ISIS-Fish s'est largement tourné vers la possibilité d'explorer les effets de l'incertitude sur les prédictions du modèle. Il intègre pour cela un certain nombre de méthodes d'analyse de sensibilité. Il permet ainsi de prendre en compte le manque de connaissance ou la variabilité de certains phénomènes. Comme nous l'avons vu au cours du Chapitre IV, l'incertitude peut être de nature quantitative sur la valeur d'un paramètre ou structurelle sur le type de relation décrivant un processus de la dynamique. Ces 2 types d'incertitude peuvent être pris en compte au travers du modèle ISIS-Fish, que ce soit par des intervalles de valeurs ou par la confrontation d'hypothèses contrastées et intrinsèquement cohérentes. Les apports de l'analyse sous incertitude sont essentiels afin d'être en mesure de discuter et de progresser dans l'évolution de la dynamique, même en présence d'un manque de connaissances.

Evaluation de mesure de gestion : Le modèle ISIS-Fish permet de définir dans le temps et l'espace une large gamme de mesures de gestion, des AMP aux quotas, en passant par les tailles minimales. Ces mesures peuvent s'appliquer, selon les besoins à tout ou partie des pêcheurs dont le comportement vis-à-vis de la réglementation peut être explicitement défini.

Désavantages et problèmes rencontrés :

Capacités informatiques : Cette étude a constitué la première utilisation du modèle ISIS-Fish en milieu hétérogène et très fragmenté (pour l'habitat récifal) et sur une zone côtière de grande superficie. Nous avons ainsi développé au Chapitre I les différentes considérations qui nous ont amené à définir la structure spatiale finalement utilisée. Lors des différents essais qui ont été menés, nous avons constaté une limite dans le nombre possible de mailles figurant dans la région d'étude. Ce nombre est limité par les capacités informatiques nécessaires. De plus, lors des calculs de simulations, nous avons plusieurs fois atteint la limite des capacités des ordinateurs utilisés. Nous n'avons ainsi pas été en mesure d'utiliser le mode de calcul dit "effort par cellule" qui aurait été plus adapté à notre cas d'étude (voir Chapitre I § 4 et 6 et Chapitre III § 4.1). Dans les 2 cas, la saturation a eu lieu au niveau de la mémoire vive et non de la puissance de calcul des processeurs. Ce besoin de mémoire vive est lié aux matrices de taille importante qui gèrent la structuration en classe et en zone (voir Chapitre II § 1). Cependant, cette demande de mémoire est due à l'interface graphique et au codage et non au modèle mathématique lui-même. L'optimisation du code ou l'utilisation d'un autre langage informatique seraient peut-être à même d'améliorer cet aspect. Lors des autres cas d'application du modèle ISIS-Fish, ces limites n'ont pas ou ont été peu rencontrées en raison de structurations spatiales moins complexes et de l'utilisation d'un supercalculateur (moyen non disponible lors de la présente étude). La gestion de la complexification du modèle et des temps de calculs liés à l'hétérogénéité spatiale, à la multiplicité des espèces et à la pluralité des activités de pêche a été un défi permanent de cette thèse. L'accès à des moyens informatiques de type cluster ou supercalculateur permettrait d'évaluer à plus long terme les différents scénarios de gestion tout en utilisant le mode de calcul "effort par cellule".

Le codage informatique : Le modèle ISIS-Fish a été codé en langage JAVA dont la caractéristique d'être un langage dit "objet" est un avantage en terme de modélisation.

Cependant, ce langage, bien que rigoureux, est relativement lourd à utiliser et sa maîtrise est obligatoire afin de pouvoir développer dans ISIS-Fish de nouvelles hypothèses, par exemple pour la reproduction, la calibration, l'analyse de sensibilité ou les mesures de gestion. Le codage informatique en JAVA intervient à toutes les étapes de l'utilisation du modèle. ISIS-Fish est un outil de recherche en développement permanent (nous avons utilisé la version 3.3.0.9 lors de cette étude) et non un logiciel commercial finalisé. Il ne peut pas être utilisé sans l'aide de l'équipe de développeurs. Tout ceci rend l'utilisation autonome du modèle ISIS-Fish parfois difficile.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abesamis, R. A., A. C. Alcala and G. R. Russ (2006). How much does the fishery at Apo Island benefit from spillover of adult fish from the adjacent marine reserve? *Fishery Bulletin*, **104**: 360-375.
- Adams, A. J. and J. P. Ebersole (2009). Mechanisms affecting recruitment patterns of fish and decapods in tropical coastal ecosystems. p: 185-228, in *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. I. Nagelkerken (éds.). Springer, Dordrecht.
- Adams, S. (2003). Morphological ontogeny of the gonad of three plectropomid species through sex differentiation and transition. *Journal of Fish Biology*, **63**(1): 22-36.
- Adams, S., B. D. Mapstone, G. R. R. G.R. and C. R. Davies (2000). Geographic variation in the sex ratio, sex specific size, and age structure of *Plectropomus leopardus* (Serranidae) between reefs open and closed to fishing on the Great Barrier Reef. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**(7): 1448-1458.
- Alcala, A. C. and G. R. Russ (1990). A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *Journal du Conseil: ICES Journal of Marine Science*, **47**(1): 40.
- Allain, G., P. Petitgas and P. Lazure (2001). The influence of mesoscale ocean processes on anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in the Bay of Biscay estimated with a three-dimensional hydrodynamic mode. *Fisheries Oceanography*, **10**(2): 151-163.
- Allain, G., P. Petitgas, P. Lazure and P. Grellier (2007). Biophysical modelling of larval drift, growth and survival for the prediction of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in the Bay of Biscay (NE Atlantic). *Fisheries Oceanography*, **16**(6): 489-505.

- Allen, R. L., J. Joseph and D. Squires (2010). *Conservation and Management of Transnational Tuna Fisheries*. Blackwell, Oxford: 145 pp.
- Allsop, D. J. and S. A. West (2003). Constant relative age and size at sex change for sequentially hermaphroditic fish. *Journal of Evolutionary Biology*, **16**(5): 921-929.
- Alverson, D. L., M. H. Freeberg, S. A. Murawski and J. G. Pope (1994). A global assessment of fisheries bycatch and discards. *Fisheries technical paper*: 339. FAO, Rome.
- Amand, M. (2004). Modélisation des ressources vivantes et de leur gestion en milieu corallien: application aux aires marines protégées de Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. ZoNéCo, Nouméa. 49 pp.
- Ami, D., P. Cartigny and A. Rapaport (2005). Can marine protected areas enhance both economic and biological situations? *Académie des Sciences, Comptes Rendus Biologies*, **328**(4): 357-366.
- Andréfouët, S. (2011). Reef typology. p: 906, in *Encyclopedia of modern coral reefs*. D. Hopley (éds.). Springer, Dordrecht.
- Andréfouët, S., G. Cabioch, B. Flamand and B. Pelletier (2009). A reappraisal of the diversity of geomorphological and genetic processes of New Caledonian coral reefs: a synthesis from optical remote sensing, coring and acoustic multibeam observations. *Coral Reefs*, **28**(3): 691-707.
- Andréfouët, S., F. E. Muller-Karger, J. A. Robinson, C. J. Kranenburg, D. Torres-Pulliza, S. A. Spraggins and B. Murch (2004). Global assessment of modern coral reef extent and diversity for regional science and management applications: a view from space. *Proceedings of the Proceedings of the 10th ICRS*. (éds.). Okinawa.
- Andréfouët, S., C. Payri, M. Kulbicki, J. Scopélitis, M. Dalleau, C. Mellin, M. Scamps and G. Dirberg (2010). Mesure, suivi et potentiel économique de la diversité de l'habitat récifo-lagonaire néo-calédonien : inventaire des herbiers, suivi des zones

- coralliennes et rôle des habitats dans la distribution des ressources en poissons de récifs. *Rapport Conventions Sciences de la Mer – Biologie Marine*: 31. IRD - ZoNéCo, Nouméa. 121 pp.
- Andréfouët, S. and Torrez-Pulliza (2004). Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. IFRECOR, Nouméa.
- Anonyme (2009). *Fisheries, sustainability and development*. Royal Swedish academy of Agriculture and Forestry: 478 pp.
- Aranda, M. (2009). Evolution and state of the art of fishing capacity management in Peru: The case of the anchoveta fishery. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **4**(2): 146-153.
- Armsworth, P. R. (2001). Effects of fishing on a protogynous hermaphrodite. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**(3): 568-578.
- Armsworth, P. R. (2002). Recruitment limitation, population regulation, and larval connectivity in reef fish metapopulations. *Ecology*, **83**(4): 1092-1104.
- Attwood, C. G. and B. A. Bennett (1994). Variation in Dispersal of Galjoen (*Coracinus Capensis*)(Teleostei, Coracinidae) from a Marine Reserve. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **51**(6): 1247-1257.
- Bagenal, T. B. (1978). Aspects of fish fecundity. p: 75-101, in *Ecology of freshwater fish production*. S. D. Gerking (éds.). Blackwell, London.
- Baillon, N. (1990). Otholithométrie en milieu tropical : application à trois espèces du lagon de Nouvelle-Calédonie. Université d'Aix-Marseille II, Marseille. *Thèse de Doctorat*: 363 pp.
- Bannerot, S. P., W. W. Fox and J. E. Powers (1987). Reproductive strategies and the management of tropical snappers and groupers. p: 561-603, in *Tropical snappers*

- and groupers: biology and fisheries management*. J. J. Polovina and S. Ralston (éds.). Westview Press, Boulder.
- Barbault, R. (2000). *Ecologie générale, structure et fonctionnement de la biosphère*. Dunod, Paris: pp.
- Bartholomew, A. and J. A. Bohnsack (2005). A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **15**(1-2): 129-154.
- Baskett, M. L. (2007). Simple fisheries and marine reserve models of interacting species: an overview and example with recruitment facilitation. *CALIFORNIA COOPERATIVE OCEANIC FISHERIES INVESTIGATIONS REPORT*, **48**: 71.
- Baskett, M. L., F. Micheli and S. A. Levin (2007a). Designing marine reserves for interacting species: insights from theory. *Biological Conservation*, **137**(2): 163-179.
- Baskett, M. L., J. S. Weitz and S. A. Levin (2007b). The evolution of dispersal in reserve networks. *The American Naturalist*, **170**(1): 59-78.
- Begon, M., J. L. Harper and C. R. Townsend (1990). *Ecology: individuals, populations and ecosystems*. Blackwell Sci. Publ., Cambridge: 468 pp.
- Bertignac, M., P. Lehodey and J. Hampton (1998). A spatial population dynamics simulation model of tropical tunas using a habitat index based on environmental parameters. *Fisheries Oceanography*, **7**(3/4): 326-335.
- Bertrand, J. (1988). Selectivity of hooks in the handline fishery of the Saya De Malha Banks (Indian Ocean). *Fisheries Research*, **6**(3): 249-255.
- Beverton, R. J. H. and S. J. Holt (1957). *On the dynamiques of exploited fish populations*. Chapman et Hall, London: 533 pp.

- Bloc'h, L. (2001). Apports des SIG dans l'analyse des influences environnementales sur la répartition spatiale des peuplements de poissons: Application aux poissons démerso-benthiques du lagon sud ouest de Nouvelle Calédonie. *Mémoire de fin d'études d'ingénieur agronome spécialisation Technologies de l'Information et de la Communication*. ENSA Montpellier, Montpellier. 41 pp.
- Bloc'h, L., J. Ferraris, M. Kulbicki and G. MouTham (2001). Etude, dans une perspective de gestion, des poissons de ligne du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie par pêche expérimentale à la palangre. *Rapport d'étape ZoNéCo*: 50pp.
- Boehlert, G. W. (1996). Larval dispersal and survival in tropical reef fishes. p: 61-84, in *Reef fisheries*. N. V. C. Polunin and R. C.M. (éds.). Chapman & Hall, London.
- Bohnsack, J. A. (1993). Marine reserves: they enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Oceanus*, **36**(3): 63-71.
- Borcard, D., F. Gillet and P. Legendre (2011). *Numerical ecology with R*. Springer Verlag: 306 pp.
- Borsa, P., M. Kulbicki, A. Collet, S. Lemer and G. MouTham (2009). Biologie et écologie du bec-de-cane, *Lethrinus nebulosus* (Forsskål), en Nouvelle-Calédonie. . *Rapport d'opération ZoNéCo. IRD, Nouméa*: 67 pp.
- Bouchet, P., V. Heros, P. Laboute, A. Legoff, P. Lozouet, P. Maestrati and B. Richer de Forges (2001). *Atelier Biodiversité Lifou 2000 : Grottes et récifs*. IRD éditions, Paris: 168 pp.
- Brothers, E. B., D. M. Williams and P. F. Sale (1983). Length of Larval Life in 12 Families of Fishes at One Tree Lagoon, Great Barrier-Reef, Australia. *Marine Biology*, **76**(3): 319-324.

- Brown, R. C. (1998). Community-based cooperative management : renewed interest in an old paradigm. p: 185, in *Reinventing Fisheries Management*. T. J. Pitcher, P. J. B. Hart and D. Pauly (éds.). Kluwer Academic, Dordrecht.
- Buckworth, R. C. (1998). World Fisheries are in crisis? We must respond! p: 3, in *Reinventing fisheries management*. T. J. Pitcher, P. J. B. Hart and D. Pauly (éds.). Kluwer Academic, Dordrecht.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, **24**: 346-352.
- Bushnell, M. E., J. T. Claisse and C. W. Laidley (2010). Lunar and seasonal patterns in fecundity of an indeterminate, multiple spawning surgeonfish, the yellow tang *Zebrasoma flavescens*. *Journal of Fish Biology*, **76**(6): 1343-1361.
- Campbell, R. A., B. D. Mapstone and A. D. M. Smith (2001). Evaluating large-scale experimental designs for management of coral trout on the Great Barrier Reef. *Ecological Applications*, **11**(6): 1763-1777.
- Campolongo, F., J. Cariboni and A. Saltelli (2007). An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software*, **22**(10): 1509-1518.
- Carassou, L. (2008). Les assemblages de larves de poissons dans le lagon de Nouvelle-Calédonie: Structure spatio-temporelle et relations avec les facteurs abiotiques et biotiques de l'environnement. EPHE, Perpignan. *Thèse de Doctorat*: 289 pp.
- Carassou, L., M. Léopold, N. Guillemot and L. Wantiez (2009). Impacts potentiels de la pêche des poissons herbivores sur le maintien de la structure des communautés coralliennes et algales en Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. IFRECOR, Nouméa. 53 pp.

- Cariboni, J., D. Gatelli, R. Liska and A. Saltelli (2007). The role of sensitivity analysis in ecological modelling. *Ecological modelling*, **203**(1-2): 167-182.
- Carpenter, K. E. and G. R. Allen (1989). *Emperor fishes and large-eyes breams of the world (family Lethrinidae). An annotated and illustrated catalogue of lethrinid species known to date*. FAO, Rome.FAO species catalogue, 9: 118 pp.
- Carter, A. B., A. J. Williams and G. R. Russ (2009). Increased accuracy of batch fecundity estimates using oocyte stage ratios in *Plectropomus leopardus*. *Journal of Fish Biology*, **75**(3): 716-722.
- Caselle, J. E. and R. R. Warner (1996). Variability in recruitment of coral reef fishes: the importance of habitat at two spatial scales. *Ecology*: 2488-2504.
- Caswell, H. (2001). *Matrix Population Models: Construction, Analysis and Interpretation*. 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts: 328 pp.
- Cecil, R. G. (1976). La pêche professionnelle dans le système d'exploitation des ressources maritimes en Nouvelle-Calédonie. (*Brouillon*). ORSTOM, Nouméa.
- Charles, A. T. (2001). *Sustainable fisheries systems*. Blackwell Science, Oxford.Fish and Aquatic Resources Series, 5: 370 pp.
- Chateau, O. (2008). Activité et typologie des déplacements de poissons coralliens dans un habitat fragmenté application aux réserves marines de Nouvelle-Calédonie. UNC, Nouméa. *Thèse de Doctorat*: 198 pp.
- Chateau, O. and L. Wantiez (2008). Human impacts on residency behaviour of spangled emperor, *Lethrinus nebulosus*, in a marine protected area, as determined by acoustic telemetry. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **88**(4): 825-829.

- Chateau, O. and L. Wantiez (2009). Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks. *ICES Journal of Marine Science*, **66**(1): 50-55.
- Cheung, W. W. L., T. J. Pitcher and D. Pauly (2005). A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation*, **124**(1): 97-111.
- Chevillon, C. (2001). Caractérisation des types de fonds et habitats benthiques par classification hydro-acoustique dans le lagon Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. IRD - ZoNéCo, Nouméa. 41 pp.
- Chevillon, C. (2005). Caractérisation des types de fonds et habitats benthiques par système de discrimination acoustique dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. IRD - ZoNéCo, Nouméa. 66 pp.
- Choat, J. H. and L. M. Axe (1996). Growth and longevity in acanthurid fishes : an analysis of otolith increments. *Mar Ecol Prog Ser*, **134**: 16-26.
- Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss and D. J. Parsons (1996). The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological applications*, **6**(3): 665-691.
- Christensen, V. and C. J. Walters (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*, **172**(2): 109-139.
- Christie, P., D. L. Fluharty, A. T. White, L. Eisma-Osorio and W. Jatulan (2007). Assessing the feasibility of ecosystem-based fisheries management in tropical contexts. *Marine Policy*, **31**(3): 239-250.

- Cinner, J. E. (2007). Designing marine reserves to reflect local socioeconomic conditions: lessons from longenduring customary management systems. *Coral Reefs*, **26**: 1035-1045.
- Cinner, J. E., T. R. McClanahan, T. M. Daw, N. A. J. Graham, J. Maina, S. K. Wilson and T. P. Hughes (2009). Linking Social and Ecological Systems to Sustain Coral Reef Fisheries. *Current Biology*, **19**: 206-212.
- Clua, E., B. Beliaeff, C. Chauvet, G. David, J. Ferraris, M. Kronen, M. Kulbicki, P. Labrosse, Y. Letourneur, D. Pelletier, O. Thébaud and M. Leopold (2005). Towards multidisciplinary indicator dashboards for coral reef fisheries management. *Aquatic living resources*, **18**(3): 199-213.
- Cochrane, K. L. (1999). Complexity in fisheries and limitations in the increasing complexity of fisheries management. *Journal du Conseil : Ices Journal of Marine Science*, **56**(6): 917-926.
- Cochrane, K. L. and A. I. L. Payne (1998). People, purses and power :developping fisheries policy for the South Africa. p: 73, in *Reinventing fisheries management*. (éds.). Kluwer Academic, Dordrecht.
- Cook, R. (2003). The Magnitude and Impact of By-catch Mortality by Fishing Gear. p: 219, in *Responsible fisheries in the marine ecosystem*. M. Sinclair and G. Valdimarsson (éds.). CABI, FAO, Cambridge, Rome.
- Cooke, S. J. and I. G. Cowx (2004). The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience*, **54**(9): 857-859.
- Cornish, A. and L. K. Kiwi (2004). *Plectropomus leopardus*. IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org, Accès: 29 August 2011.

- Côté, I. M., I. Mosqueira and J. D. Reynolds (2001). Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *Journal of Fish Biology*, **59**: 178-189.
- Cowen, R. (2002). Larval Dispersal and Retention and Consequences for Population Connectivity. p: 149-170, in *Coral Reef Fishes*. P. F. Sale (éds.). Academic Press, London.
- Cowen, R. K. and S. Sponaugle (2009). Larval dispersal and marine population connectivity. *Annual Review of Marine Science*, **1**: 443-466.
- Cowx, I. G. (2002). Recreational Fisheries. p: 367, in *Handbook of Fish Biology and Fisheries*. P. J. B. Hart and J. D. Reynolds (éds.). Blackwell Science, Oxford.
- Crawley, M. J. (2007). *The R book*. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex: 942 pp.
- Crowder, L. B., E. L. Hazen, N. Avissar, R. Bjorkland, C. Latanich and M. B. Ogburn (2008). The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystem-based management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **39**: 259-278.
- Cury, P. M., L. J. Shannon, J. P. Roux, G. M. Daskalov, A. Jarre, C. L. Moloney and D. Pauly (2005). Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, **62**: 430-442.
- Dalzell, P. (1991). *Secretariat of the Pacific Community Ciguatera Database*. Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New-Caledonia: pp.
- Dalzell, P., T. J. H. Adams and N. V. C. Polunin (1996). Coastal fisheries in the Pacific Islands. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, **34**: 395-531.
- Davies, C. R. (1995). Patterns of movement of three species of coral reef fish on the Great Barrier Reef. James Cook University, Townsville. *Thèse de Doctorat*: 212 pp.

- De Castro, L. A. B., M. Petrere and A. E. Comune (2001). Sensitivity of the BEAM4 fisheries bioeconomic model to the main biological input parameters. *Ecological modelling*, **141**(1): 53-66.
- Deroba, J. J. and J. R. Bence (2008). A review of harvest policies: understanding relative performance of control rules. *Fisheries Research*, **94**(3): 210-223.
- Désaunay, Y., D. Guérault, O. Le Pape and J. C. Poulard (2006). Changes in occurrence and abundance of northern/southern flatfishes over a 20-year period in a coastal nursery area (Bay of Vilaine) and on the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *Scientia Marina*, **70**(1): 193-200.
- Dirberg, G., C. Chevillon, L. Mattio, S. Andrefouet and C. Payri (2005). Cartographie des algueraies à Sargasses: Approche optique et acoustique. *Rapport d'activité ZoNéCo*. IRD, Nouméa. 24 pp.
- Dirberg, G., C. Chevillon, L. Mattio, S. Andrefouet and C. Payri (2006). Cartographie des algueraies à Sargasses: Approche optique et acoustique. *Rapport d'activité*. IRD - ZoNéCo, Nouméa. 24 pp.
- DITTT (2009). Bathymétrie des lagons de Nouvelle-Calédonie. Nouméa, Rapport ZoNéCo.
- Doherty, P. J., V. Dufour, R. Galzin, M. A. Hixon, M. G. Meekan and S. Planes (2004). High mortality during settlement is a population bottleneck for a tropical surgeonfish. *Ecology*, **85**(9): 2422-2428.
- Doherty, P. J., A. J. Fowler, M. A. Samoily and D. A. Harris (1994). Monitoring the replenishment of coral trout (Pisces, Serranidae) populations. *Bulletin of Marine Science*, **54**(1): 343-355.

- Donaldson, L. J., P. D. Rutter, B. M. Ellis, F. E. C. Greaves, O. T. Mytton, R. G. Pebody and I. E. Yardley (2009). Mortality from pandemic A/H1N1 2009 influenza in England: public health surveillance study. *BMJ: British Medical Journal*, **339**.
- Douillet, P. (2001). Atlas hydrodynamique du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. IRD - ZoNéCo, Nouméa. 75 pp.
- Droesbeke, J., J. Fine and G. Saporta (1997). *Plans d'Expériences. Applications à l'Entreprise*. Technip, Paris: 509 pp.
- Drouineau, H., S. Mahévas, D. Pelletier and B. Beliaeff (2006). Assessing the impact of different management options using ISIS-Fish: the French Merluccius merluccius - Nephrops norvegicus mixed fishery of the Bay of Biscay. *Aquatic Living Resources*, **19**(01): 15-29.
- Duplisea, D. and A. Fréchet (2011). Updated reference point estimates for northern Gulf of St. Lawrence (3Pn4RS) cod (*Gadus morhua*) based on revised beginning of year weights at age. *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* DFO, Mont-Joli, Canada. 12 pp.
- Durville, P., P. Bosc, R. Galzin and C. Conand (2003). Aptitude à l'élevage des post-larves de poissons coralliens. *Bulletin de la CPS*, **11**: 21-30.
- Ebisawa, A. (1990). Reproductive biology of *Lethrinus nebulosus* (pisces: lethrinidae) around the okinawan waters. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **56**(12): 1941-1954.
- Egli, D. P. and R. C. Babcock (2004). Ultrasonic tracking reveals multiple behavioural modes of snapper (*Pagrus auratus*) in a temperate no-take marine reserve. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **61**(7): 1137-1143.
- Elkalay, K., C. Frangoulis, N. Skliris, A. Goffart, S. Gobert, G. Lepoint and J. H. Hecq (2003). A model of the seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecological modelling*, **167**(1): 1-18.

- Evans, D. and R. Grainger (2002). Gathering data for resource monitoring and fisheries management. p: 84, in *Handbook of fish biology and fisheries*. P. J. B. Hart and J. D. Reynolds (éds.). Blackwell Science Ltd, Malden.
- FAO (1995). Review of the state of world marine fishery resources : marine fisheries. *FAO Fisheries Circular*: No. 884. FAO, Rome. 105 pp.
- FAO (2003). The ecosystem approach to fisheries. *Fisheries management*: 2. FAO, Rome.
- FAO (2006). Fishery statistics, Capture production. Vol. 98/1. FAO, Rome.
- Faraway, J. J. (2006). *Extending the linear model with R : Generalized effects and non parametric regression models*. Chapman & Hall, London: 286 pp.
- Fenicia, F., P. Matgen, L. Pfister and H. H. G. Savenije (2005). Learning from the data: a stepped calibration approach. *Proceedings of the NCR days 2004 - Research for managing rivers: present and future issues*. B. Makaske and A. G. Van Os (éds.). Wageningen.
- Fenicia, F., H. H. G. Savenije, P. Matgen and L. Pfister (2007). A comparison of alternative multiobjective calibration strategies for hydrological modeling. *Water Resources Research*, **43**(3): W03434.
- Ferraris, J., D. Pelletier, M. Kulbicki and C. Chauvet (2005). Assessing the impact of removing reserve status on the Aore Reef fish assemblage in New Caledonia. *Mar Ecol Prog Ser*, **292**: 271–286.
- Ferreira, B. P. (1995). Reproduction of the common coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae: Epinephelinae) from the central and northern Great Barrier Reef, Australia. *Bulletin of Marine Science*, **56**: 653-669.

- Ferreira, B. P. and G. R. Russ (1992). Age, Growth and Mortality of the Inshore Coral Trout *Plectropomus-Maculatus* (Pisces, Serranidae) from the Central Great-Barrier-Reef, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **43**(5): 1301-1312.
- Ferreira, B. P. and G. R. Russ (1994). Age validation and estimation of growth rate of the coral trout, *Plectropomus leopardus*, (Lacepede 1802) from Lizard Island, Northern Great Barrier Reef. *Fisheries Bulletin*, **92**: 46-57.
- Ferreira, B. P. and G. R. Russ (1995). Population structure of the leopard coral grouper, *Plectropomus leopardus*, on fished and unfished reefs off Townsville, Central Great Barrier Reef, Australia. *Fishery Bulletin*, **93**: 629-642.
- Fishelson, L., L. W. Montgomery and A. H. Myrberg Jr (1987). Biology of surgeonfish *Acanthurus nigrofuscus* with emphasis on changeover in diet and annual gonadal cycles. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, **39**(1): 37-47.
- Fisher, E. A., S. A. Hesp and N. G. Hall (2011). Exploration of the effectiveness of alternative management responses to variable recruitment. *Fisheries Research and Development Corporation Report*. Centre for Fish and Fisheries Research, Murdoch University, Murdoch. 167 pp.
- Fisher, M. R. (1997). Segmentation of the angler population by catch preference, participation, and experience: a management-oriented application of recreation specialization. *North American Journal of Fisheries Management*, **17**(1): 1-10.
- Fontes, J., J. E. Caselle, P. Afonso and R. S. Santos (2009). Multi-scale recruitment patterns and effects on local population size of a temperate reef fish. *Journal of Fish Biology*, **75**(6): 1271-1286.
- Fowler, C. W. (1999). Management of multi-species fisheries: from overfishing to sustainability. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **56**(6): 927-932.

- Fricke, R., M. Kulbicki and L. Wantiez (2011). Checklist of the fishes of New Caledonia, and their distribution in the Southwest Pacific Ocean (Pisces). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A Neue Serie*, **4**: 341-463.
- Frisch, A. J., M. I. McCormick and N. W. Pankhurst (2007). Reproductive periodicity and steroid hormone profiles in the sex-changing coral-reef fish, *Plectropomus leopardus*. *Coral Reefs*, **26**(1): 189-197.
- Fryxell, J. M., D. H. Lynn and P. J. Chris (2006). Harvest reserves reduce extinction risk in an experimental microcosm. *Ecology Letters*, **9**(9): 1025-1031.
- Fulton, E. A. (2010). Approaches to end-to-end ecosystem models. *Journal of Marine Systems*, **81**(1-2): 171-183.
- Fulton, E. A., J. S. Link, I. C. Kaplan, M. Savina-Rolland, P. Johnson, C. Ainsworth, P. Horne, R. Gorton, R. J. Gamble and A. D. M. Smith (2011). Lessons in modelling and management of marine ecosystems: the Atlantis experience. *Fish and Fisheries*, **12**(2): 171-188.
- Gaines, S. D., B. Gaylord and J. L. Largier (2003). Avoiding current oversights in marine reserve design. *Ecological Applications*, **13**(sp1): 32-46.
- Gamble, R. J. and J. S. Link (2009). Analyzing the tradeoffs among ecological and fishing effects on an example fish community: a multispecies (fisheries) production model. *Ecological Modelling*, **220**(19): 2570-2582.
- Garcia, S. M. (2003). The ecosystem approach to fisheries: issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *Fisheries technical paper*: 443. FAO, Rome.
- Garcia, S. M. and K. L. Cochrane (2005). Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science*, **62**: 311-318.

- Garrigue, C. (1987). Les macrophytes benthiques du lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie (Cartes des principaux groupements). *Rapports Scientifiques et Techniques - Sciences de la mer - Biologie marine*: 46. ORSTOM, Nouméa. 133 pp.
- Gerber, L. R. and S. S. Heppell (2004). The use of demographic sensitivity analysis in marine species conservation planning. *Biological Conservation*, **120**(1): 121-128.
- Goeden, G. B. (1978). A monograph of the coral trout *Plectropomus leopardus* (Lacepede). *Qld. Fish. Serv., Res., Bull.* **1**: 1-42.
- Goñi, R., S. Adlerstein, D. Alvarez-Berastegui, A. Forcada, O. Reñones, G. Criquet, S. Polti, G. Cadiou, C. Valle and P. Lenfant (2008). Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, **366**: 159-174.
- Goñi, R., A. Quetglas and O. Renones (2006). Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series*, **308**: 207-219.
- Grafton, R. Q., R. Hilborn, D. Squires and M. J. Williams (2010). *Handbook of marine fisheries conservation and management*. Oxford University Press, New York: 374 pp.
- Graham, M. (1935). Modern theory of exploiting a fishery, an application to North Sea trawling. *ICES Journal of Marine Science*, **10**: 264-274.
- Grandcourt, E. M., T. Z. Al Abdessalaam, A. T. Al Shamsi and F. Francis (2006). Biology and assessment of the painted sweetlips (*Diagramma pictum* (Thunberg, 1792)) and the spangled emperor (*Lethrinus nebulosus* (Forsskal, 1775)) in the southern Arabian Gulf. *Fishery Bulletin*, **104**(1): 75-88.
- Grandcourt, E. M., T. Z. Al Abdessalaam, F. Francis and A. T. Al Shamsi (2010). Reproductive biology and implications for management of the spangled emperor

- Lethrinus nebulosus in the southern Arabian Gulf. *Journal of Fish Biology*, **77**: 2229–2247.
- Guidetti, P., M. Milazzo, S. Bussotti, A. Molinari, M. Murenu, A. Pais, N. Spano, R. Balzano, T. Agardy, F. Boero, G. Carrada, R. Cattaneo-Vietti, A. Cau, R. Chemello, S. Greco, A. Manganaro, G. N. di Sciara, G. F. Russo and L. Tunesi (2008). Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation*, **141**(3): 699-709.
- Guidetti, P., L. Verginella, C. Viva, R. Odorico and F. Boero (2005). Protection effects on fish assemblages, and comparison of two visual-census techniques in shallow artificial rocky habitats in the northern Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **85**(2): 247-255.
- Guillemot, N. (2009). Les peuplements de poissons récifaux et leur exploitation dans la zone de voh-kone-pouembout (nouvelle-caledonie) : caracterisation, indicateurs et enjeux de suivi. Agrocampus Ouest, Rennes. *Thèse de Doctorat*: 346 pp.
- Guillemot, N. (2011). Indicateurs d'évolution des ressources récifo-lagonnaires exploitées pour la gestion et le suivi de la pêche professionnelle en Province Sud de Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. ZoNéCo, Nouméa. 145 pp.
- Guillemot, N., M. Léopold, M. Cuif and P. Chabanet (2009). Characterization and management of informal fisheries confronted with socio-economic changes in New Caledonia (South Pacific). *Fisheries Research*, **98**: 51–61.
- Gulland, J. A. (1982). The management of tropical fisheries. p: 287, in *Theory and management of tropical fisheries*. D. Pauly and G. I. Murphy (éds.). International Center for Living Aquatic Ressources Management, Manila.
- Haggan, N. (1998). Reinventing the tree : reflections on the organic growth and creative pruning of fisheries management structures. in *Reinventing fisheries management*. T. J. Pitcher, P. J. B. Hart and D. Pauly (éds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Hall, S. J. and B. Mainprize (2004). Towards ecosystem-based fisheries management. *Fish and Fisheries*, **5**: 1-20.
- Halpern, B. S. (2003). The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, **13**(1): S117-S137.
- Hamley, J. M. (1975). Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **32**(11): 1943-1969.
- Harborne, A. R., P. J. Mumby, C. V. Kappel, C. P. Dahlgren, F. Micheli, K. E. Holmes and D. R. Brumbaugh (2008). Tropical coastal habitats as surrogates of fish community structure, grazing, and fisheries value. *Ecological Applications*, **18**(7): 1689-1701.
- Harrison, H. B., D. H. Williamson, R. D. Evans, G. R. Almany, S. R. Thorrold, G. R. Russ, K. A. Feldheim, L. van Herwerden, S. Planes, M. Srinivasan, M. L. Berumen and G. P. Jones (2012). Larval Export from Marine Reserves and the Recruitment Benefit for Fish and Fisheries. *Current Biology*(doi: 10.1016/j.cub.2012.04.008).
- Hart, P. J. B. and T. J. Pitcher (1998). Conflict, consent and cooperation : an evolutionary perspective on individual human behavior in fisheries management. p: 215, in *Reinventing fisheries management*. T. J. Pitcher, P. J. B. Hart and D. Pauly (éds.). Kluwer Academic, Dordrecht.
- Hart, P. J. B. and J. D. Reynolds (2002). *Handbook of Fish Biology and Fisheries*. Blackwell Science, Oxford, 2: pp.
- Harwood, J. and K. Stokes (2003). Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, **18**(12): 617-622.
- Heemstra, P. C. and D. Golani (1993). Clarification of the Indo-Pacific Groupers (Pisces, Serranidae) in the Mediterranean-Sea. *Israel Journal of Zoology*, **39**(4): 381-390.

- Heemstra, P. C. and J. E. Randall (1993). Groupers of the world (family Serranidae, subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. *FAO Species Catalogue, Vol. 16. FAO Fish. Synop.*: 125. FAO, Rome. 382 pp.
- Helton, J. C., C. W. Hansen and C. J. Sallaberry (2011). Uncertainty and Sensitivity Analysis in Performance Assessment for the Proposed High-Level Radioactive Waste Repository at Yucca Mountain, Nevada. *Reliability Engineering & System Safety*.
- Hickey, F. R. (2006). Traditional marine resource management in Vanuatu: Acknowledging, supporting and strengthening indigenous management systems. *Traditional Marine Resource Management and Knowledge Information Bulletin*: 20. SPC, Nouméa. 11-23 pp.
- Hickey, F. R. (2007). Traditional Marine Resource Management in Vanuatu: worldviews in transformation. p: 147-68, in *Fishers' knowledge in fisheries science and management. Coastal Management Sourcebooks*. N. Haggan, B. Neis and I. G. Baird (éds.). UNESCO, Paris.
- Hixon, M. A. and W. N. Brostoff (1996). Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral-reef algae. *Ecological Monographs*: 67-90.
- Hjort, J., G. Jahn and P. Ottestad (1933). The optimum catch. *Hvalradets Skrifter*, **7**: 92-127.
- Hoening, J. M. (1983). Empirical use of longevity data to estimate mortality-rates. *Fishery Bulletin*, **81**(4): 898-903.
- Hoey, A. S. and D. R. Bellwood (2009). Limited functional redundancy in a high diversity system: single species dominates key ecological process on coral reefs. *Ecosystems*, **12**: 1316-1328.

- Holland, D. S. (1996). Marine reserves for fisheries management. *Marine Resource Economics*, **11**: 157-171.
- Holland, D. S. (2000). A bioeconomic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**(6): 1307-1319.
- Holland, D. S. and J. G. Sutinen (2000). Location choice in New England trawl fisheries: old habits die hard. *Land Economics*, **76**(1): 133-149.
- Holland, K. N., J. D. Peterson, C. G. Lowe and B. M. Wetherbee (1993). Movements, distribution and growth-rates of the white goatfish *mulloides-flavolineatus* in a fisheries conservation zone. *Bulletin of Marine Science*, **52**(3): 982-992.
- Holmes, E. E., M. A. Lewis, J. E. Banks and R. R. Veit (1994). Partial differential equations in ecology: spatial interactions and population dynamics. *Ecology*, **75**: 17-29.
- Holmes, G. and R. W. Johnstone (2010). Modelling coral reef ecosystems with limited observational data. *Ecological modelling*, **221**: 1173-1183.
- Hubert, N., E. Delrieu-Trottin, J. O. Irisson, C. Meyer and S. Planes (2010). Identifying coral reef fish larvae through DNA barcoding: A test case with the families Acanthuridae and Holocentridae. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **55**(3): 1195-1203.
- Hussein, C. (2011). Modélisation de l'impact de la pêche et de la protection sur une ressource exploitée : le sar commun, *Diplodus sargus sargus* (L., 1758) autour de la réserve naturelle marine de Cerbère-Banyuls. EPHE, Perpignan. *Thèse de Doctorat*: 263 pp.
- Hussein, C., M. Verdoit-Jarraya, J. Pastor, A. Ibrahim, G. Saragoni, D. Pelletier, S. Mahévas and P. Lenfant (2011a). Assessing the impact of artisanal and recreational fishing and protection on a white seabream (*Diplodus sargus sargus*) population in the

- north-western Mediterranean Sea using a simulation model. Part 1: Parametrization and simulations. *Fisheries Research*, **108**: 163-173.
- Hussein, C., M. Verdoit-Jarraya, J. Pastor, A. Ibrahim, G. Saragoni, D. Pelletier, S. Mahévas and P. Lenfant (2011b). Assessing the impact of artisanal and recreational fishing and protection on a white seabream (*Diplodus sargus sargus*) population in the north-western Mediterranean Sea using a simulation model. Part 2: Sensitivity analysis and management measures *Fisheries Research*, **108**: 174-183.
- Husson, F., S. Lê and J. Pagès (2009). *Analyse de données avec R*. PUR, Rennes: 226 pp.
- Hutton, T., S. Mardle, S. Pascoe and R. A. Clark (2004). Modelling fishing location choice within mixed fisheries: English North Sea beam trawlers in 2000 and 2001. *ICES Journal of Marine Science*, **61**(8): 1443-1452.
- Jennings, S. (2001). Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **10**: 209-231.
- Jennings, S. (2005). Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, **6**(212-232).
- Jennings, S., M. J. Kaiser and J. D. Reynolds (2001). *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell Science Ltd, Malden: 417 pp.
- Jennings, S. and J. M. Lock (1996). Population and ecosystem effects of reef fishing. p: 193, *in Reef fisheries*. N. V. C. Polunin and C. M. Roberts (éds.). Chapman & Hall, London.
- Jimenez, H. (2011). Structure et fonctionnement des assemblages d'invertébrés récifaux : application aux platiers pêchés de Nouvelle-Calédonie. UPMC, Paris XI, Nouméa. *Thèse de Doctorat*: 401 pp.
- Johannes, R. E. (1978). Traditional marine conservation methods in Oceania and their demise. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **9**: 349-364.

- Johannes, R. E. (1982a). Implications of traditional marine resource use for coastal fisheries development in Papua New Guinea, with emphasis of Manus. p: 239-249, in *Traditional Conservation in Papua New Guinea: Implications for today*. J. Pernetta, W. Heaney and L. Morauta (éds.). Institute of Applied Social and Economic Research, Port Moresby.
- Johannes, R. E. (1982b). Traditional conservation methods and protected marine areas in Oceania. *Ambio. Stockholm*, **11**(5): 258-261.
- Johannes, R. E. (1989). *Traditional ecological knowledge: a collection of essays*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge: 77 pp.
- Johannes, R. E. (2002). The renaissance of community-based marine resources management in Oceania. *Annual Revue of Ecological Systematics*, **33**: 317-340.
- Johannes, R. E. and F. R. Hickey (2004). Evolution of village-based marine resource management in Vanuati between 1993 and 2001. *Coastal region and small island paper*: 15. UNESCO, Paris.
- Jollit, I. (2010). Spatialisation des activités humaines et aide à la décision pour une gestion durable des écosystèmes coralliens - La pêche plaisancière dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Université de la Nouvelle-Calédonie, Nouméa. *Thèse de Doctorat*: 558 + 258 pp.
- Jollit, I., M. Leopold, N. Guillemot, G. David, P. Chabanet, J. M. Lebigre and J. Ferraris (2010). Geographical aspects of informal reef fishery systems in New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin*, **61**(7-12): 585-597.
- Jones, G. P. (1990). The importance of recruitment to the dynamics of a coral reef fish population. *Ecology*, **71**(5): 1691-1698.

- Juncker, M. (2010). Inventaire et étude des principales zones de frai des poissons récifaux en Province Sud (Nouvelle Calédonie). *Rapport d'activité*. ZoNéCo, Nouméa.
- Kailola, P. J., M. J. Williams, P. C. Stewart, R. E. Reichelt, A. McNee and C. Grieve (1993). Australian fisheries resources. Bureau of Resource Sciences, Canberra, Australia. 422 pp.
- Kartas, F. and J. P. Quignard (1984). *La fécondité des poissons téléostéens*. Masson, Paris. Coll. Biol. Milieux Marins: 121 pp.
- Kell, L. T., A. A. De Olivera, A. E. Punt, M. K. McAllister and S. Kuikka (2006). Operational management procedures : An introduction to the use of evaluation frameworks. p: 379-408, in *The knowledge base for fisheries management*. L. Motos and D. Wilson (éds.). Elsevier.
- Kellner, J. B., R. M. Nisbet and S. D. Gaines (2008). Spillover from marine reserves related to mechanisms of population regulation. *Theoretical Ecology*, **1**(2): 117-127.
- Kingsford, M. J. (1992). Spatial and temporal variation in predation on reef fishes by coral trout (*Plectropomus leopardus*, Serranidae). *Coral reefs*, **11**(4): 193-198.
- Kingsford, M. J. (2009). Contrasting patterns of reef utilization and recruitment of coral trout (*Plectropomus leopardus*) and snapper (*Lutjanus carponotatus*) at One Tree Island, southern Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, **28**: 251-264.
- Kingsford, M. J., F. J. A. Smith and M. J. Flood (2011). Growth and pelagic larval duration of presettlement and newly settled neon damselfish, *Pomacentrus coelestis*, at multiple spatial scales. *Coral reefs*, **30**(1): 203-214.
- Kitalong, A. and P. Dalzell (1994). *A preliminary assessment of the status of inshore coral reef fish stocks in Palau*. South Pacific Commission. South Pacific Commission, Noumea. Inshore Fisheries Research Project technical document: 37 pp.

- Kleijnen, J. P. C. (1987). *Statistical tools for simulation practitioners*. Marcel Dekker Inc. Publ, New York: 429 pp.
- Kleijnen, J. P. C. (1995). Sensitivity analysis and optimization in simulation: design of experiments and case studies. *Proceedings of the Proceedings of the 1995 Winter Simulation Conference*. C. Alexopoulos, K. Kang, W. R. Lilegdon and D. Goldsman (éds.). Arlington.
- Kleijnen, J. P. C. (1997). Sensitivity analysis and related analyses: a review of some statistical techniques. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, **57**(1-4): 111-142.
- Kleijnen, J. P. C. (2005). An overview of the design and analysis of simulation experiments for sensitivity analysis. *European Journal of Operational Research*, **164**(2): 287-300.
- Kleijnen, J. P. C., W. C. M. Van Beers and R. Center for Economic (2004). Application-driven sequential designs for simulation experiments: Kriging metamodeling. *Journal of the Operational Research Society*.
- Konikow, L. F. and J. D. Bredehoeft (1992). Ground-water models cannot be validated. *Advances in water resources*, **15**(1): 75-83.
- Kopp, D., Y. Bouchon-Navaro, M. Louis, D. Mouillot and C. Bouchon (2010). Herbivorous fishes and the potential of Caribbean marine reserves to preserve coral reef ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **20**(5): 516-524.
- Kopp, D., Y. Bouchon-Navaro, M. A. X. Louis and C. Bouchon (2009). Stability of Benthic Coral Reef Communities: Top-down Herbivory Control versus Bottom-up Eutrophication. *Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. (éds.). Gosier, Guadeloupe, French West Indies, GCFI.

- Kramer, D. L. and M. R. Chapman (1999). Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes*, **55**(1): 65-79.
- Kraus, G., D. Pelletier, J. Dubreuil, C. Mollmann, H. H. Hinrichsen, F. Bastardie, Y. Vermard and S. Mahevas (2009). A model-based evaluation of Marine Protected Areas: the example of eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias* L.). *ICES Journal of Marine Science*, **66**(1): 109-121.
- Kulbicki, M. (2006). Ecologie des poissons lagunaires de Nouvelle-Calédonie. EPHE, Perpignan. *Thèse de Doctorat*: 195 pp.
- Kulbicki, M., R. Galzin, Y. Letourneur, G. Mou-Tham, S. Sarramegna, P. Thollot, L. Wantiez and C. Chauvet (1996). Les peuplements de poissons de la réserve marine du récif Aboré (Nouvelle-Calédonie): composition spécifique, structures trophique et démographique avant l'ouverture à la pêche. *Documents scientifiques et techniques - Sciences de la mer - Biologie marine*. ORSTOM, Nouméa. 91 pp.
- Kulbicki, M., N. Guillemot and M. Amant (2005). A general approach to length-weight relationships for New Caledonian lagoon fishes. *Cybium*, **29**(3): 235-252.
- Kulbicki, M. and G. Mou Tham (2006). Les stocks de poissons de ligne dans le lagon sud-ouest de Nouvelle Calédonie : variations des captures expérimentales à la palangre de fond entre 1985-87 et 1999-2000. *Rapport d'opération ZoNéCo*. IRD, Nouméa: 68pp.
- Kulbicki, M. and J. Rivaton (1997). Inventaire des poissons lagunaires et récifaux de Nouvelle-Calédonie. *Cybium*, **21**(1): 81-98.
- Kulbicki, M., S. Sarramegna, Y. Letourneur, L. Wantiez, R. Galzin, G. Mou-Tham, C. Chauvet and P. Thollot (2007). Opening of an MPA to fishing: Natural variations in the structure of a coral reef fish assemblage obscure changes due to fishing. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **353**(2): 145-163.

- Laboute, P. and R. Grandperrin (2000). *Poissons de Nouvelle-Calédonie*. Catherine Ledru, Nouméa: 520 pp.
- Larkin, P. A. (1977). An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Transactions of the American Fisheries Society*, **106**(1-11).
- Larkin, P. A. and W. Gazey (1982). Applications of ecological simulation models to management. p: 123, in *Theory and management of tropical fisheries*. D. Pauly and G. I. Murphy (éds.). International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila.
- Le Borgne, R., P. Douillet, R. Fichez and J.-P. Torreton (2010). Hydrography and plankton temporal variabilities at different time scales in the southwest lagoon of New Caledonia: A review. *Marine Pollution Bulletin*, **61**(7-12): 297-308.
- Le Pape, O., F. Chauvet, Y. Désaunay and D. Guérault (2003). Relationship between interannual variations of the river plume and the extent of nursery grounds for the common sole (*Solea solea*) in Vilaine Bay. Effects on recruitment variability. *Journal of Sea Research*, **50**(2): 177-185.
- Lebails, C. (1999). Campagne ZoNéCo7 : Cartographie du lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie. *Rapport de fin d'études INTECHMER*: 67.
- Lebreton, J. D. and G. Gonzalez-Davila (1993). An Introduction to models of subdivided populations. *Journal of Biological Systems*, **1**(4): 389-423.
- Legendre, P. and L. Legendre (1998). *Numerical ecology*. Elsevier Science, 20: 870 pp.
- Lehodey, P., I. Senina and R. Murtugudde (2008). A spatial ecosystem and populations dynamics model (SEAPODYM)-Modeling of tuna and tuna-like populations. *Progress in Oceanography*, **78**(4): 304-318.

- Lehuta, S. (2010). Impact des mesures de gestion sur la dynamique de la pêche pélagique du golfe de Gascogne : Quelles certitudes ? Quels descripteurs ? Agrocampus Ouest, Rennes. *Thèse de Doctorat*: 256 pp.
- Lehuta, S., S. Mahévas, P. Petitgas and D. Pelletier (2010). Combining sensitivity and uncertainty analysis to evaluate the impact of management measures with ISIS-Fish: marine protected areas for the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus*) fishery. *ICES Journal of Marine Science*, **67**(5): 1063-1075.
- Lehuta, S., P. Petitgas and S. Mahévas (2006). Assessing the potential effect of management scenarios for Anchovy (*Engraulis encrasicolus*) fishery of the Bay of Biscay using ISIS-Fish simulation tool. *Proceedings of the ICES Annual Conference*. (éds.). Maastricht.
- Leis, J. M. (1991). The pelagic stage of reef fishes: the larval biology of coral reef fishes. p: 183-230, in *The ecology of fish in coral reefs*. P. F. Sale (éds.). Academic, San Diego.
- Leis, J. M. and B. M. Carson-Ewart (1999). In situ swimming and settlement behaviour of larvae of an Indo-Pacific coral-reef fish, the coral trout *Plectropomus leopardus* (Pisces: Serranidae). *Marine Biology*, **134**: 51-64.
- Leroy, A. (2006). Utilisation des prévisions saisonnières en Nouvelle-Calédonie. 6. Météo France, Nouméa.
- Leslie, P. H. (1945). On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika*, **33**(3): 184-212.
- Leslie, P. H. (1948). Some further notes on the use of matrices in population mathematics. *Biometrika*, **35**(3/4): 213-245.
- Levin, P. S., M. J. Fogarty, S. A. Murawski and D. Fluharty (2009). Integrated ecosystem assessments: developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. *PLoS Biology*, **7**(1): e1000014.

- Lewis, A. D., L. B. Chapman and A. Sesewa (1983). Biological notes on coastal pelagic fishes in Fiji. 4. Tech. Rep. Fish. Div., Fidji. 68 pp.
- Lewis, S. M. (1986). The role of herbivorous fishes in the organization of a Caribbean reef community. *Ecological Monographs*: 184-200.
- Lieske, E. and R. Myers (1996). *Coral Reef Fishes: Caribbean, Indian Ocean and Pacific Ocean Including the Red Sea*. Harper Collins Academic, London. Collins pocket guides: 400 pp.
- Light, P. R. and G. P. Jones (1997). Habitat preference in newly settled coral trout (*Plectropomus leopardus*, Serranidae). *Coral Reefs*, **16**: 117-126.
- Little, L. R., R. Q. Grafton, T. Kompas, A. D. M. Smith, A. E. Punt and B. D. Mapstone (2010). Complementarity of No-Take Marine Reserves and Individual Transferable Catch Quotas for Managing the Line Fishery of the Great Barrier Reef. *Conservation Biology*, **25**(2): 333-340.
- Little, L. R., A. E. Punt, B. D. Mapstone, G. A. Begg, B. Goldman and N. Ellis (2009a). Different responses to area closures and effort controls for sedentary and migratory harvested species in a multispecies coral reef linefishery. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **66**(9): 1931-1941.
- Little, L. R., A. E. Punt, B. D. Mapstone, G. A. Begg, B. Goldman and A. J. Williams (2009b). An agent-based model for simulating trading of multi-species fisheries quota. *Ecological Modelling*, **220**(23): 3404-3412.
- Little, L. R., A. E. Punt, B. D. Mapstone, G. A. Begg, B. Goldman and A. J. Williams (2009c). A model for simulating trading of fisheries quota. *Proceedings of the 18th World IMACS / MODSIM Congress*. (éds.). Cairns, Australia.

- Little, L. R., A. E. Punt, B. D. Mapstone, F. Pantus, A. D. M. Smith, C. R. Davies and A. D. McDonald (2007). ELFSim—A model for evaluating management options for spatially structured reef fish populations: An illustration of the “larval subsidy” effect. *Ecological modelling*, **205**: 381-396.
- Little, L. R., A. D. M. Smith and A. D. McDonald (2005). Effects of size and fragmentation of marine reserves and fisher infringement on the catch and biomass of coral trout, *Plectropomus leopardus*, on the Great Barrier Reef, Australia. *Fisheries Management and Ecology*, **12**: 177–188.
- Lou, D. C., B. D. Mapstone, G. R. Russ, G. A. Begg and C. R. Davies (2007). Using otolith weight–age relationships to predict age based metrics of coral reef fish populations across different temporal scales. *Fisheries Research*, **83**: 216–227.
- Loubens, G. (1976). Quelques données préliminaires sur la biologie de *Lethrinus nebulosus* (Bec de cane). *SPC, Fisheries* **9**(WP.11).
- Loubens, G. (1978). Biologie de quelques espèces de poissons du lagon néo-calédonien. *Cahiers de l'ORSTOM*, **XVI**(3-4): 263-283.
- Loubens, G. (1980a). Biologie de quelques espèces de poissons du lagon néo-calédonien: II Sexualité et reproduction. *Cahiers de l'Indo-pacifique*, **2**(1): 41-72.
- Loubens, G. (1980b). Biologie de quelques espèces de poissons du lagon néo-calédonien: III Croissance. *Cahiers de l'Indo-pacifique*, **2**(2): 101-153.
- Lowe, W. H. and F. Allendorf (2010). What can genetics tell us about population connectivity? *Molecular Ecology*, **19**: 3038-3051.
- Lutjeharms, J. R. E. and A. E. F. Heydorn (1981). The rock-lobster *Jasus tristani* on Vema Seamount: drifting buoys suggest a possible recruiting mechanism. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, **28**(6): 631-636.

- MacLennan, D. N. (1992). Fishing gear selectivity: an overview. *Fisheries research*, **13**(3): 201-204.
- Madin, E. P., S. D. Gaines, J. S. Madin and R. R. Warner (2010). Fishing indirectly structures macroalgal assemblages by altering herbivore behavior. *The American Naturalist*, **176**(6): 785-801.
- Magurran, A. E. (1993). Individual differences and alternative behaviours. p: 441-477, in *Behaviour of teleost fishes*. T. J. Pitcher (éds.). Chapman and Hall, London.
- Mahévas, S. (2009). Simulation de la dynamique de pêche : modélisation, complexité et incertitude. Université de Rennes 1, Rennes. *Mémoire pour l'obtention de l'habilitation à diriger des recherches*: 52 pp.
- Mahévas, S. and D. Pelletier (2004). ISIS-Fish, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecological Modelling*, **171**(1-2): 65-84.
- Makowski, D. (2010). Objectifs et principales étapes de l'analyse d'incertitude et de sensibilité. <http://www.reseau-mexico.fr>. Ecole Chercheur MEXICO.
- Malpot, E., R. Galzin and G. Remoissenet (2008). Using coral reef fish larvae: Synopsis of work conducted in French Polynesia. *SPC Live Reef Fish Information Bulletin*, **18**: 29-38.
- Manooch, C. S. (1987). Age and growth of snappers and groupers. p: 329-373, in *Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management*. J. J. Polovina and S. Ralston (éds.). Westview Press, Inc., Boulder.
- Marasco, R. J., D. Goodman, C. B. Grimes, P. W. Lawson, A. E. Punt and T. J. Quinn (2007). Ecosystem-Based Fisheries Management: Some Practical Suggestions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **64**: 928-939.

- Marchal, P., C. Francis, P. Lallemand, S. Lehuta, S. Mahévas, K. Stokes and Y. Vermard (2009a). Catch-quota balancing in mixed-fisheries: a bio-economic modelling approach applied to the New Zealand hoki (*Macruronus novaezelandiae*) fishery. *Aquatic Living Resources*, **22**(4): 483-498.
- Marchal, P., C. Francis, P. Lallemand, S. Lehuta, S. Mahévas, K. Stokes and Y. Vermard (2009b). Catch-quota balancing in mixed-fisheries: a bio-economic modelling approach applied to the New Zealand hoki (*Macruronus novaezelandiae*) fishery. *Aquatic Living Resources*, **22**(04): 483-498.
- Marchesiello, P., J. Lefèvre, A. Vega, X. Couvelard and C. Menkes (2010). Coastal upwelling, circulation and heat balance around New Caledonia's barrier reef. *Marine Pollution Bulletin*, **61**: 432-448.
- Marriott, R. J., N. D. C. Jarvis, D. J. Adams, A. E. Gallash, J. Norriss and S. J. Newman (2010). Maturation and sexual ontogeny in the spangled emperor *Lethrinus nebulosus*. *Journal of Fish Biology*, **76**(6): 1396-1414.
- Marshall, A., J. S. Mills, K. L. Rhodes and J. McIlwain (2011). Passive acoustic telemetry reveals highly variable home range and movement patterns among unicornfish within a marine reserve. *Coral reefs*, **30**(3): 631-642.
- Masuma, S., N. Tezuka and K. Teruya (1993). Embryonic and Morphological Development of Larval and Juvenile Coral Trout, *Plectropomus leopardus*. *Japan Journal Ichthyology*, **40**(3): 333-342.
- Mattio, L., G. Dirberg, C. E. Payri and S. Andréfouët (2008). Diversity, biomass and distribution pattern of Sargassum beds in the South West lagoon of New Caledonia (South Pacific). *J Appl Phycol*, **20**: 811-823.
- McCauley, D., F. Micheli, H. Young, D. Tittensor, D. Brumbaugh, E. Madin, K. Holmes, J. Smith, H. Lotze, P. DeSalles, S. Arnold and B. Worm (2010). Acute effects of removing large fish from a near-pristine coral reef. *Marine Biology*, **157**(12): 2739-2750.

- McClanahan, T. R. (1995). A coral reef ecosystem-fisheries model: impacts of fishing intensity and catch selection on reef structure and processes. *Ecological Modelling*, **80**(1): 1-19.
- McClanahan, T. R. (1997). Primary succession of coral-reef algae: differing patterns on fished versus unfished reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **218**(1): 77-102.
- McClanahan, T. R. and S. Mangi (2000). Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, **10**(6): 1792-1805.
- Mcpherson, G., L. Squire and J. O'Brien (1988). Demersal reef fish project 1984-85: age and growth of four important reef fish species. *Fisheries Research Branch: FRB 88/6*. Queensland Department of Primary Industries, Australia. 38 pp.
- Mercé, L. (2006). Détermination des enjeux de conservation et de gestion du « Parc du lagon Sud », approche méthodologique intégrée à l'aide de l'outil SIG. *Rapport*. Service de la mer, Direction de l'environnement de la Province Sud, Nouméa. 72 pp.
- Merle, J. (2006). *L'océan gouverne-t-il le climat?* ADAPT-SNES: 246 pp.
- Meyer, C. G. (2003). An empirical evaluation of the design and function of a small marine reserve (Waikiki Marine Life Conservation District). University of Hawaii at Manoa, Manoa. *Thèse de Doctorat*: 194 pp.
- Meyer, C. G. and K. N. Holland (2005). Movement patterns, home range size and habitat utilization of the bluespine unicornfish, *Naso unicornis* (Acanthuridae) in a Hawaiian marine reserve. *Environmental Biology of Fishes*, **73**: 201-210.

- Meyer, C. G., Y. P. Papastamatiou and T. B. Clark (2010). Differential movement patterns and site fidelity among trophic groups of reef fishes in a Hawaiian marine protected area. *Marine Biology*, **157**(7): 1499-1511.
- Micheli, F. and B. S. Halpern (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, **8**(4): 391-400.
- Millar, R. B. (1992). Estimating the Size-Selectivity of Fishing Gear by Conditioning on the Total Catch. *Journal of the American Statistical Association*, **87**(420): 962-968.
- Millar, R. B. (1995). The Functional Form of Hook and Gillnet Selection Curves Cannot Be Determined from Comparative Catch Data Alone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**(5): 883-891.
- Millar, R. B. and R. Holst (1997). Estimation of gillnet and hook selectivity using log-linear models. *ICES Journal of Marine Science*, **54**(3): 471-477.
- Molloy, P. P., I. B. McLean and I. M. Côté (2009). Effects of marine reserve age on fish populations: a global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, **46**(4): 743-751.
- Montgomery, W. L. and R. Galzin (1993). Seasonality in Gonads, Fat Deposits and Condition of Tropical Surgeonfishes (Teleostei, Acanthuridae). *Marine Biology*, **115**(4): 529-536.
- Mora, C., R. A. Myers, M. Coll, S. Libralato, T. J. Pitcher, R. U. Sumaila, D. Zeller, R. Watson, K. J. Gaston and B. Worm (2009). Management Effectiveness of the World's Marine Fisheries. *Plos Biology*, **7**(6).
- Mora, C. and P. F. Sale (2002). Are populations of coral reef fish open or closed? *Trends in Ecology & Evolution*, **17**(9): 422-428.

- Morales Nin, B. (1988). Age determination in a tropical fish, *Lethrinus nebulosus* (Forsk., 1775)(Teleostei: Lethrinidae) by means of otolith interpretation. *Investigacion Pesquera*, **52**.
- Morris, M. D. (1991). Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics*, **33**(2): 161-174.
- Mosquera, I., I. M. Côté, S. Jennings and J. D. Reynolds (2000). Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation*, **3**(4): 321-332.
- Mullon, C., J. G. Field, O. Thébaud, P. Cury and C. Chaboud (2011). Keeping the big fish: Economic and ecological tradeoffs in size-based fisheries management. *Journal of Bioeconomics*: 1-19.
- Murphy, G. I. (1982). Recruitment of tropical fishes. p: 141, in *Theory and management of tropical fisheries*. D. Pauly and G. I. Murphy (éds.). International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila.
- Myers, R. (1991). *Micronesian reef fishes*. Second Ed. Coral Graphics, Barrigada, Guam: 298 pp.
- Myers, R. A., G. Mertz and P. S. Fowlow (1997). Maximum population growth rates and recovery times for Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Fishery Bulletin*, **95**(4): 762-772.
- Myers, R. H. and D. C. Montgomery (2002). *Response Surface Methodology*. John Wiley & Sons, New York: 756 pp.
- Neubert, M. G. (2003). Marine reserves and optimal harvesting. *Ecology Letters*, **6**(9): 843-849.
- Nowlis, J. S. (2000). Short-and long-term effects of three fishery-management tools on depleted fisheries. *Bulletin of Marine Science*, **66**(3): 651-662.

- Nowlis, J. S. and A. Friedlander (2005). Marine reserve function and design for fisheries management. p: 280, in *Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity*. A. N. Elliott and L. B. Crowde (éds.). Island Press, Washington.
- NPFMC (2007). Initial review draft environmental assessment for proposed amendment 24 to the fishery management plan for Bering Sea and Aleutian Islands King and Tanner Crabs to revise overfishing definitions. North Pacific Fishery Management Council, Anchorage.
- Ogden, J. C. and N. S. Buckman (1973). Movements, foraging groups, and diurnal migratons of the striped parrotfish *Scarus croicensis* Bloch (Scaridae). *Ecology*, **53**(3): 589-596.
- Olsson, P., C. Folke and T. P. Hughes (2008). Navigating the transition to ecosystem-based management of the Great Barrier Reef, Australia. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**(28): 9489.
- Parnell, P. E., P. K. Dayton, C. E. Lennert-Cody, L. L. Rasmussen and J. J. Leichter (2006). Marine reserve design: optimal size, habitats, species affinities, diversity, and ocean microclimate. *Ecological Applications*, **16**(3): 945-962.
- Parsons, D. M., R. C. Babcock, R. K. S. Hankin, T. J. Willis, J. P. Aitken, R. K. O'Dor and G. D. Jackson (2003). Snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) home range dynamics: acoustic tagging studies in a marine reserve. *Marine Ecology Progress Series*, **262**: 253-265.
- Pascoe, S., R. Bustamante, C. Wilcox and M. Gibbs (2009). Spatial fisheries management: A framework for multi-objective qualitative assessment. *Ocean & Coastal Management*, **52**(2): 130-138.
- Pauly, D. (1980). On the Interrelationships between Natural Mortality, Growth-Parameters, and Mean Environmental-Temperature in 175 Fish Stocks. *Journal Du Conseil*, **39**(2): 175-192.

- Pauly, D. (1984). Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *Studies and Reviews 8*. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manille. 325 pp.
- "Sea Around Us Project." D. Pauly. Pew Environment Group. Accès: 15/02/2012, www.seaaroundus.org.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T. J. Pitcher, U. R. Sumaila, C. J. Walters, R. Watson and D. Zeller (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, **418**(6898): 689-695.
- Pautret, S. (2001). Le SIG sur le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie : de la maquette vers un outil opérationnel. *Mémoire de stage*. IRD - Ecole Nationale des Sciences Géographiques, Nouméa. 50 pp.
- Payri, C. E. and B. Richer de Forges (2006). COMPENDIUM of marine species from New Caledonia. *Documents Scientifiques et Techniques: II(7)*. IRD, Nouméa.
- PDT (1990). The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the U. S. Southern Atlantic. *U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo.:* NMFS-SEFC-261. NOAA. 40 pp.
- Pelletier, D. (1991). Les sources d'incertitude en gestion des pêcheries. Evaluation et propagation dans les modèles. Institut National Agronomique Paris-Grignon, Paris. *Thèse de Doctorat*: 291 pp.
- Pelletier, D. (2003). Dynamique spatiale et saisonnière de pêcheries démersales et benthiques : Caractérisation, modélisation, et conséquences pour la gestion par Zones Marines Protégées. Université de Montpellier II, Montpellier. *Mémoire d'Habilitation à diriger les recherches*: 281 pp.
- Pelletier, D. and S. Mahévas (2005). Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries*, **6**(4): 307-349.

- Pelletier, D., S. Mahevas, H. Drouineau, Y. Vermard, O. Thebaud, O. Guyader and B. Poussind (2009). Evaluation of the bioeconomic sustainability of multi-species multi-fleet fisheries under a wide range of policy options using ISIS-Fish. *Ecological Modelling*, **220**(7): 1013-1033.
- Pelletier, D., S. Mahévas, B. Poussin, J. Bayon, P. André and J. C. Royer (2001). A conceptual model for evaluating the impact of spatial management measures on the dynamics of a mixed fishery. *Spatial Processes and Management of Marine Populations*, **17**: 53-66.
- Peterman, R. M. (2004). Possible solutions to some challenges facing fisheries scientists and managers. *ICES Journal of Marine Science*, **61**: 1331-1343.
- Petersen, C. W. and R. R. Warner (2002). The Ecological Context of reproductive Behavior. p: 103-120, in *Coral Reef Fishes*. P. F. Sale (éds.). Academic Press, London.
- Pikitch, E. K., C. Santora, E. A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D. O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty and B. Heneman (2004). Ecosystem-based fishery management. *Science*, **305**(5682): 346.
- Pindyck, R. S. and D. L. Rubinfeld (1976). *Econometric Model and Economic Forecasts*. New-York, McGraw-Hill.
- Pitcher, T. J. (1998). Back to the Future': A novel methodology and policy goal in fisheries. *Fisheries Centre Research Report*, **6**(5): 4-7.
- Pitcher, T. J. and D. Pauly (1998). Rebuilding ecosystems, not sustainability, as the proper goal of fishery management. *Fish and Fisheries Series*, **23**: 311-330.
- Pittman, S. J., S. D. Hile, C. F. G. Jeffrey, C. Caldow, M. S. Kendall, M. E. Monaco and Z. Hillis-Starr (2008). Fish assemblages and benthic habitats of Buck Island Reef National Monument (St. Croix, US Virgin Islands) and the surrounding seascape: A

- characterization of spatial and temporal patterns. *Technical Memorandum: 71*. NOAA NOS NCCOS, Silver Spring, MD. 96 pp.
- Planes, S. (2011). Connectivity - Spacing a network of marine protected areas based on connectivity data. p: 322, in *Marine Protected Area - A multidisciplinary approach*. J. Claudet (éds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Planes, S. and G. Lecaillon (2001). Caging experiment to examine mortality, during metamorphosis of coral reef fish larvae. *Coral Reefs*, **20**(3): 211-218.
- Planes, S., G. Lecaillon, P. Lenfant and M. Meekan (2002). Genetic and demographic variation in new recruits of *Naso unicornis*. *Journal of Fish Biology*, **61**: 1033-1049.
- Poignonec, D. (2007). Apport de la combinaison cartographique cognitive/ontologie dans la compréhension de la perception du fonctionnement d'un écosystème récifolagunaire de Nouvelle-Calédonie par les acteurs locaux. Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Rennes. *Thèse de Doctorat*: 321 pp.
- Pollock, K. H., C. M. Jones and T. L. Brown (1994). *Angler survey methods and their applications in fisheries management*. American Fisheries Society, Bethesda. Special Publication: 371 pp.
- Pollock, K. H. and W. E. Pine (2007). The design and analysis of field studies to estimate catch-and-release mortality. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 123-130.
- Polovina, J. J. (1984). Model of a coral reef ecosystems. I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, **3**: 1-11.
- Pratchett, M. (2011). Vulnerability and status of marine fishes for the Australian State of the Environment report 2011 - tropical species. *State of the Environment*. Australian Government Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, Canberra. 40 pp.

- Preikshot, D. B. (1998). Reinventing the formulation of policy in future fisheries. p: 113, *in Reinventing fisheries management*. T. J. Pitcher, P. J. B. Hart and D. Pauly (éds.). Kluwer Academic, Dordrecht.
- Preuss, B., D. Pelletier and G. E. (2010). Enquêtes sur les usages du lagon du Grand Nouméa dans le cadre du projet « Indicateurs de la Performance d'Aires Marines Protégées pour la gestion des écosystèmes côtiers, des ressources et de leurs usages (PAMPA) ». *Rapport de convention particulière pour le financement du projet PAMPA pour les années 2009-2010 dans le cadre de la Convention Etat/IFREMER du 5 septembre 2008* IFREMER - IFRECOR, Nouméa.
- Preuss, B., D. Pelletier, L. Wantiez, Y. Letourneur, S. Sarramagna, M. Kulbicki, R. Galzin and J. Ferraris (2009). Considering multiple-species attributes to understand better the effects of successive changes in protection status on a coral reef fish assemblage. *ICES Journal of Marine Science*, **66**(1): 170-179.
- Punt, A. E. and G. P. Donovan (2007). Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **64**(4): 603-612.
- Punt, A. E., D. C. Smith and A. D. M. Smith (2011). Among-stock comparisons for improving stock assessments of data-poor stocks: the "Robin Hood" approach. *ICES Journal of Marine Science*, **68**(5): 972-981.
- Quinn II, T. J. and J. S. Collie (2005). Sustainability in single-species population models. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**(1453): 147-162.
- Railsback, S. F. (2001). Concepts from complex adaptive systems as a framework for individual-based modelling. *Ecological modelling*, **139**(1): 47-62.
- Randall, J. E. (1961). Observations on the spawning of surgeonfishes (Acanthuridae) in the Society Islands. *Copeia*, **2**: 237-238.

- Randall, J. E. (1986). Acanthuridae. p: 811-823, *in Smiths' sea fishes*. M. M. Smith and P. C. Heemstra (éds.). Springer-Verlag, Berlin.
- Randall, J. E. (1987). A preliminary synopsis of the groupers (Perciformes: Serranidae: Epinephelinae) of the Indo-Pacific region. p: 89-187, *in Tropical snappers and groupers : Biology and Fisheries Management*. J. J. Polovina and S. Ralston (éds.). Westview Press, Inc., Boulders.
- Randall, J. E. and D. F. Hoese (1986). Revision of the groupers of the Indo-Pacific genus *Plectropomus* (Perciformes: Serranidae) (13). Bernice Pauahi Bishop Museum, Honolulu, Hawaii. 31 pp.
- Rathacharen, S., A. Venkatasami and D. Degambur (1999). Growth parameters and mortality rates of *Epinephelus fasciatus*, *Lethrinus nebulosus*, *Siganus sutor*, *Naso unicornis* and *Mugil cephalus* from the coastal areas of Mauritius as estimated from analyses of length frequencies. *Food and Agricultural Research Council*: 217-228.
- Richards, M. J. and J. T. Schnute (1986). An experimental and statistical approach to the question : is CPUE an index of abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **43**: 1214-1227.
- Ricklefs, R. E. and G. L. Miller (2005). *Ecologie*. De Boeck, Bruxelles: 821 pp.
- Roberts, C. M. (1996). Settlement and beyond : population regulation and community structure of reef fishes. p: 85, *in Reef fisheries*. C. M. P. Roberts and N. V. C. Polunin (éds.). Chapman & Hall, London.
- Roberts, C. M., J. A. Bohnsack, F. Gell, J. P. Hawkins and R. Goodridge (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, **294**(5548): 1920-1923.
- Robertson, D. R. and S. D. Gaines (1986). Interference Competition Structures Habitat Use in a Local Assemblage of Coral-Reef Surgeonfishes. *Ecology*, **67**(5): 1372-1383.

- Rochet, M. J. and J. C. Rice (2009). Simulation-based management strategy evaluation: ignorance disguised as mathematics? *ICES Journal of Marine Science*, **66**: 000–000.
- Rochet, M. J. R., J. S. C. J. S. Collie, S. J. S. Jennings, J. Stephen and H. S. J. Hall (2011). Does selective fishing conserve community biodiversity? Predictions from a length-based multispecies model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **68**(3): 469-486.
- Rocklin, D. (2010). Des modèles et des indicateurs pour évaluer la performance des Aires Marines Protégées : application à la Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio. Université Montpellier 2, Montpellier. *Thèse de Doctorat*: 304 pp.
- Rogers, J. B., M. Wilkins, D. Kamikawa, F. Wallace, T. Builder, M. Zimmerman and M. Kander (1996). Status of the remaining rockfish in the Sebastes complex in 1996 and recommendations for management in 1997. p: E1-E59, in *Status of the Pacific Coast Groundfish Fishery Through 1996 and Recommended Acceptable Biological Catches for 1997. Stock Assessment and Fishery Evaluation*. (éds.). Pacific Fishery Management Council, Portland.
- Rose, K. A. and S. E. Sable (2009). Multispecies modeling of fish populations. p: 373-397, in *Computers in fisheries research*. B. A. Megrey and E. Moksness (éds.). Springer, New York.
- Ruddle, K. (1996). Traditional management of reef fishing. p: 315-335, in *Reef fisheries*. N. V. C. Polunin and C. M. Roberts (éds.). Chapman & Hall, London.
- Ruddle, K. and F. R. Hickey (2008). Accounting for the mismanagement of tropical nearshore fisheries. *Environment, Development and Sustainability*, **10**(5): 565-589.
- Ruddle, K., E. Hviding and R. E. Johannes (1992). Marine resources management in the context of customary tenure. *Marine Resource Economics*, **7**(4): 249-273.

- Ruddle, K. and R. E. Johannes (1985). *The Traditional knowledge and management of coastal systems in Asia and the Pacific: papers presented at a Unesco-ROSTSEA regional seminar held at the Unesco Regional Office for Science and Technology for Southeast Asia, 5-9 December, 1983*. United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization, Regional Office for Science and Technology for Southeast Asia: 340 pp.
- Russ, G. (1984). A Review of Coral Reef Fisheries. *UNESCO report in marine science*. UNESCO, Dunedin. 74 pp.
- Russ, G. R. and A. C. Alcala (1996). Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology-Progress Series*, **132**(1-3): 1-9.
- Russ, G. R., A. C. Alcala and A. P. Maypa (2003). Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines. *Marine Ecology-Progress Series*, **264**: 15-20.
- Russ, G. R., D. C. Lou and B. P. Ferreira (1996). Temporal tracking of a strong cohort in the population of a coral reef fish, the coral trout, *Plectropomus leopardus* (Serranidae: Epinephelinae), in the central Great Barrier Reef, Australia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **53**: 2745–2751.
- Russ, G. R., D. C. Lou, J. B. Higgs and B. P. Ferreira (1998). Mortality rate of a cohort of the coral trout, *Plectropomus leopardus*, in zones of the Great Barrier Reef Marine Park closed to fishing. *Marine and Freshwater Research*, **49**(6): 507-511.
- Russell, E. S. (1931). Some theoretical considerations on the 'overfishing' problem. *ICES Journal of Marine Science*, **6**: 1-20.
- Sadovy, Y. (1996). Reproduction of reef fishery species. p: 15-59, *in Reef fisheries*. N. V. C. Polunin and R. C.M. (éds.). Chapman & Hall, London.

- Sale, P. F. (2002). *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, London: 549 pp.
- Saltelli, A. (2006). The critique of modeling and sensitivity analysis in the scientific discourse. An overview of good practices. Institute for the Protection and Security of the Citizen, European Commission, Luxemburg. 1018-5593 pp.
- Saltelli, A., M. Ratto, T. Andres, F. Campolongo, J. Cariboni, D. Gatelli, M. Saisana and S. Tarantola (2008). *Global Sensitivity Analysis: The Primer*. Wiley, Chichester, England: 304 pp.
- Saltelli, A., S. Tarantola and F. Campolongo (2000). Sensitivity analysis as an ingredient of modeling. *Statistical Science*, **15**(4): 377-395.
- Saltelli, A., S. Tarantola, F. Campolongo and M. Ratto (2004). *Sensitivity analysis in practice : A guide to assessing scientific models*. Wiley, Chichester, England: 220 pp.
- Samoilys, M. (2000). Reproductive dynamics of an exploited serranid on the Great Barrier Reef. James Cook University, Townsville. *Thèse de Doctorat*: pp.
- Samoilys, M. A. (1997a). Movement in a large predatory fish: coral trout, *Plectropomus leopardus* (Pisces: Serranidae), on Heron Reef, Australia. *Coral Reefs*, **16**: 151-158.
- Samoilys, M. A. (1997b). Periodicity of spawning aggregations of coral trout *Plectropomus leopardus* (Pisces: Serranidae) on the northern Great Barrier Reef. *Mar Ecol Prog Ser*, **160**: 149-159.
- Samoilys, M. A. and G. Carlos (2000). Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, **57**: 289-304.
- Sanchirico, J. (2000). Marine Protected Areas Can They Revitalize Our Nation's Fisheries? *Ressources For the Future*, **Resources 9**(Summer 2000 / 140): 6-9.

- Sand, C. (1994). La préhistoire de la Nouvelle-Calédonie : contribution à l'étude des modalités d'adaptation et d'évolution des sociétés océaniques dans un archipel du Sud de la Mélanésie. Université Panthéon-Sorbonne (Paris I), Paris. *Thèse de Doctorat*: 4 tomes, 577 + 385 pp.
- Sand, C. (1995). *Archaeology in New Caledonia: A Panorama of the Situation at the Beginning of the 1990's*. Agency for the Development of Kanak Culture, Nouméa: 66 pp.
- Sargent, R. G. (2007). Verification and validation of simulation models. *Proceedings of the 2007 Winter Simulation Conference*. S. G. Henderson, B. Biller, M.-H. Hsieh, J. Shortle, J. D. Tew and R. R. Barton (éds.). IEEE Press.
- Save, V. (2006). Evaluation de scénarios de gestion de la langouste rouge (*Palinurus elephas*) en mer d'Iroise. *Mémoire de Master 2*. Université de Perpignan, Perpignan. 51 pp.
- Scherrer, B. (2007). *Biostatistique*. Les Editions de la Chenelière inc., Montréal, Vol. 2: 815 pp.
- Schultz, E. T. and R. K. Cowen (1994). Recruitment of coral reef fishes to Bermuda: Local retention or long-distance transport? *EEB Articles*: 15.
- Sethi, G., C. Costello, A. Fisher, M. Hanemann and L. Karp (2005). Fishery management under multiple uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*, **50**(2): 300-318.
- Shenker, J. M., E. D. Maddox, R. Wishinski, A. Pearl, S. R. Thorrold and N. Smith (1993). Onshore transport of settlement-stage Nassau grouper *Epinephelus striatus* and other species in Exuma Sound, Bahamas. *Marine Ecology Progress Series*, **98**: 31-43.

- Sissenwine, M. P. (1978). Is MSY an adequate foundation for optimum yield? *Fisheries*, **3**: 22-42.
- Sjöo, G. L., E. Mörk, S. Andersson and I. Melander (2011). Differences in top-down and bottom-up regulation of macroalgal communities between a reef crest and back reef habitat in Zanzibar. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **91**(4): 511-518.
- Skellam, J. G. (1951). Random dispersal in theoretical populations. *Biometrika*, **38**(1/2): 196-218.
- Smith, A. D. M., D. C. Smith, G. N. Tuck, A. E. Punt, I. Knuckey, J. Price and A. Morison (2008). Experience in implementing harvest strategies in Australia's south-eastern fisheries. *Fisheries Research*, **94**: 373-379.
- Smith, D., A. Punt, N. Dowling, A. Smith, G. Tuck and I. Knuckey (2009). Reconciling Approaches to the Assessment and Management of Data-Poor Species and Fisheries with Australia's Harvest Strategy Policy. *Marine and Coastal Fisheries*, **1**(1): 244-254.
- Smith, M. P. L., J. D. Bell, D. A. Pollard and B. C. Russell (1989). Catch and effort of competition spearfishermen in southeastern Australia. *Fisheries Research*, **8**(1): 45-61.
- Sparre, P. and S. C. Venema (1998). Introduction to Tropical Fish Stock Assessment: Part 1 Manual. *FAO Fish. Tech. Pap.*: 306/1 (Rev. 2). FAO, ROME.
- Sterman, J. D. (1984). Appropriate summary statistics for evaluating the historical fit of system dynamics models. *Dynamica*, **10**(2).
- Stobart, B., R. M. Warwick, C. González, S. Mallol, D. Diaz, O. Reñones and R. Goñi (2009). Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, **384**: 47-60.

- Sullivan, P. J., F. J. Breidt, R. B. Ditton, B. A. Knuth, B. M. Leaman, V. M. O'Connell, G. R. Parsons, K. H. Pollock, S. J. Smith and S. L. Strokes (2006). *Review of recreational fisheries survey methods*. THE NATIONAL ACADEMIES PRESS, Washington, D.C.: 187 pp.
- Taghavi Motlagh, S. A., J. Seyfabadi, A. Vahabnezhad, M. G. Shojaei and M. Hakimelahi (2010a). Some Reproduction Characteristics and Weight-Length Relationships of the Spangled emperor, *Lethrinus nebulosus* (Lethrinidae) of the South Coastal of Iran (Persian Gulf and Oman Sea). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **10**: 221-227.
- Taghavi Motlagh, S. A., A. Vahabnezhad and S. J. Seyfabadi (2010b). Growth, mortality and spawning season of the spangled emperor (*Lethrinus nebulosus* Forsskal, 1775) in coastal waters of Hormozgan Province in the Persian Gulf and Oman Sea. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, **9**(1): 161-172.
- Thresher, R. (1984). *Reproduction in reef fishes*. T.F.H. Publications, Inc. Ltd., Neptune City, New Jersey: 399 pp.
- Van Herwerden, L., J. Howard Choat, S. J. Newman, M. Leray and G. Hillersoy (2009). Complex patterns of population structure and recruitment of *Plectropomus leopardus* (Pisces: Epinephelidae) in the Indo-West Pacific: implications for fisheries management. *Marine biology*, **156**(8): 1595-1607.
- Venturelli, P. A., B. J. Shuter and C. A. Murphy (2009). Evidence for harvest-induced maternal influences on the reproductive rates of fish populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **276**(1658): 919-924.
- Vermeij, M. J. A., I. van Moorselaar, S. Engelhard, C. Hörnlein, S. M. Vonk and P. M. Visser (2010). The Effects of Nutrient Enrichment and Herbivore Abundance on the Ability of Turf Algae to Overgrow Coral in the Caribbean. *PLoS ONE*, **5**(12): e14312.

- Virly, S. (2000). Analyse de l'enquête sur la pêche vivrière et plaisancière dans les lagons de Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. ZoNéCo, Nouméa. 51 pp.
- Virly, S. (2001). Perception de l'état de la ressource, du milieu marin et des mesures de gestion par les pêcheurs professionnels de Nouvelle-Calédonie : domaine côtier et lagonaire. *Rapport d'activité*. ZoNéCo, Nouméa. 94 pp.
- Von Bertalanffy, L. (1957). Quantitative laws in metabolism and growth. *Quart. Rev. Biol.*, **32**: 218-231.
- Von Bertalanffy, L. (1960). Principles and theory of growth. p: 137-259, in *Fundamental aspects of normal and malignant growth*. W. W. Nowinski (éds.). Elsevier, Amsterdam.
- Walmsley, S. F. and A. T. White (2003). Influence of social, management and enforcement factors on the long-term ecological effects of marine sanctuaries. *Environmental Conservation*, **30**(4): 388-407.
- Wantiez, L. (1992). Importance of Reef Fishes Among the Soft Bottom Fish Assemblages of the North Lagoon of New Caledonia. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam*, **2**.
- Wantiez, L. (1994). *Les poissons des fonds meubles du lagon Nord et de la baie de Saint-Vincent de Nouvelle-Calédonie. Description des peuplements - Structure et fonctionnement des communautés*. Travaux et Documents Microédités N°121, ORSTOM Paris: 444 pp.
- Wantiez, L. (2008). Les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie en 2006 : état des lieux et réseau de suivi. *Terre et Vie*, **63**: 117-132.
- Wantiez, L. (2011). Suivi temporel des récifs coralliens du Parc du Grand Nouméa. Bilan de santé et indicateurs de performance 2010. *Rapport de projet*. Province Sud de la

- Nouvelle-Calédonie, Aquarium des Lagons, Université de la Nouvelle-Calédonie. 89 pp.
- Wantiez, L., P. Thollot and M. Kulbicki (1997). Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs*, **16**: 215-224.
- Watlters, F. H., Parker, Morgan and Deming (1991). *Sequential simplex optimization*. CRC Press LLC, Boca Raton, Floride: 403 pp.
- Wayte, S. E. and N. L. Klaer (2010). An effective harvest strategy using improved catch-curves. *Fisheries Research*, **106**: 310-32.
- Welch, D. J., B. D. Mapstone, C. R. Davies and G. R. Russ (2010). Spatial and fishing effects on sampling gear biases in a tropical reef line fishery. *Marine and Freshwater Research*, **61**(10): 1134-1146.
- White, C., B. E. Kendall, S. Gaines, D. A. Siegel and C. Costello (2008). Marine reserve effects on fishery profit. *Ecology Letters*, **11**(4): 370-379.
- Williams, A. J., L. R. Little and G. A. Begg (2011). Balancing indigenous and non-indigenous commercial objectives in a coral reef finfish fishery. *ICES Journal of Marine Science*, **68**(5): 834-847.
- Williams, D. and G. R. Russ (1994). Review of data on fishes of commercial and recreational interest in the Great Barrier Reef. *Great Barrier Reef Marine Park Authority Research Publication*: 33. 103 pp.
- Wilson, S. K. (2004). Growth, mortality and turnover rates of a small detritivorous fish. *Mar Ecol Prog Ser*, **284**: 253-259.
- Wilson, S. K., R. Fisher, M. S. Pratchett, N. A. J. Graham, N. K. Dulvy, R. A. Turner, A. Cakacaka and N. V. C. Polunin (2010). Habitat degradation and fishing effects on the

- size structure of coral reef fish communities. *Ecological Applications*, **20**(2): 442-451.
- Ying, Y., Y. Chen, L. Lin, T. Gao and T. Quinn (2011). Risks of ignoring fish population spatial structure in fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **68**(12): 2101-2120.
- Zeller, D. C. (1997). Home range and activity patterns of the coral trout *Plectropomus leopardus* (Serranidae). *Marine Ecology Progress Series*, **154**: 65-77.
- Zeller, D. C. and G. R. Russ (1998). Marine reserves: patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**(4): 917-924.
- Zeller, D. C. and G. R. Russ (2000). Population estimates and size structure of *Plectropomus leopardus* (Pisces : Serranidae) in relation to no-fishing zones: mark-release-resighting and underwater visual census. *Marine and Freshwater Research*, **51**(3): 221-228.

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Captures mondiales de produit de la mer et production aquacole de 1950 à 2008. Source : FAO (2008).	26
Figure 2. Situation géographique de la Nouvelle-Calédonie, du Lagon Sud-ouest et de Nouméa.	39
Figure 3. Le lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, ses aires marines protégées et les zones inscrites au Patrimoine Mondial de l'UNESCO.....	39
Figure 4. Schéma de la démarche globale employée dans la présente étude.	56
Figure 5. Processus d'intégration de connaissance et de paramétrisation du modèle.	56
Figure 6. Carte du Lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Les lignes en pointillés matérialisent les limites Nord et Est de la région d'étude.	62
Figure 7. Schéma d'une coupe longitudinale type du lagon de Nouvelle-Calédonie dans la région du Grand Nouméa.....	65
Figure 8. Image satellite d'une partie du lagon Sud-ouest, à l'Ouest de Nouméa. Source : Google Earth.....	65
Figure 9. Image satellite d'une zone de lagon parsemée de récifs isolés (source : Google Earth). La profondeur est comprise entre 10 et 15 m. Chaque tache sombre représente un petit massif corallien (patate de corail). Il y a rarement plus de 100 m entre 2 récifs, soit près de 30 récifs sur une surface d'environ 2500 m ² . Bien que non cartographiées, les zones de ce type sont bien connues des pêcheurs et subissent un effort de pêche important.	66
Figure 10. Méthodologie utilisée pour délimiter les habitats de vie des espèces étudiées.	67
Figure 11. Création de la grille sur la région d'étude après rotation de 45 degrés du fond de carte, avec une taille de maille de 0.01 degré.....	71
Figure 12. Zoom sur le lagon proche de Nouméa après rotation avec une maille à 0.01 degré de coté.....	71
Figure 13. Délimitation des gradients Nord-Sud et côte - récif barrière sur la région d'étude du lagon Sud-ouest.....	74
Figure 14. Schématisation de la structure spatiale de la région d'étude en 10 secteurs comprenant des parties en réserve (AMP) et d'autres hors réserve.....	74
Figure 15. Schématisation de la spatialisation dans le modèle ISIS-Fish.....	76
Figure 16. Structuration spatiale du modèle avec chevauchement des <i>zamp</i> et <i>zpop</i>	77
Figure 17. Structuration spatiale du modèle avec séparation des zones en réserve (<i>zamp=zpop2</i>) et hors réserve (<i>zpop</i>).	78

Figure 18. Schéma des migrations de reproduction aller et retour associées aux zones de vie.....	82
Figure 19. Schématisation de la connectivité entre zones adjacentes du modèle (adapté de Jennings, 2001). La zone "R" représente une zone en réserve et les zones "HR" représentent des zones hors réserve. Les flèches représentent les déplacements de dispersion. Les valeurs des coefficients C et P sont présentés aux équations (3) et (6).....	84
Figure 20. Chronologie des événements de la dynamique de population au cours d'un pas de temps (un mois) tels qu'ils ont été définis dans le modèle ISIS-Fish.....	92
Figure 21. <i>Lethrinus nebulosus</i> (Forsskål, 1775). © FAO.	99
Figure 22. Courbes de croissance de <i>Lethrinus nebulosus</i> d'après Loubens (1980b) ; Morales-Nin (1988) ; Baillon (1990) ; et Borsa <i>et al.</i> (2009).....	101
Figure 23. Distribution des longueurs individuelles de <i>Lethrinus nebulosus</i> lors de comptage UVC, selon, de gauche à droite et de haut en bas : l'habitat, la profondeur, la couverture corallienne et la couverture algale. Figure d'après Borsa <i>et al.</i> (2009). Les lignes verticales illustrent le changement d'habitat à certaines tailles.	111
Figure 24. Cycle de vie de <i>Lethrinus nebulosus</i> tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie tels qu'ils ont été définis et nommés (voir corps du texte). L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.....	118
Figure 25. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de <i>Lethrinus nebulosus</i> dans le modèle.....	118
Figure 26. <i>Plectropomus leopardus</i> (Lacepède, 1802). © R. Swainston.	120
Figure 27. Courbes de croissance de <i>P. leopardus</i> , d'après les équations proposées par Ferreira & Russ (1994) et Loubens (1980b).....	122
Figure 28. Cycle de vie de <i>Plectropomus leopardus</i> tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie tels qu'ils ont été définis et nommés (voir corps du texte). L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.....	133
Figure 29. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de <i>Plectropomus leopardus</i> dans le modèle.....	133
Figure 30. <i>Naso unicornis</i> (Forsskål, 1775). © FAO.	134
Figure 31. Courbes de croissance de <i>Naso unicornis</i> d'après les équations proposées par Rathacharen <i>et al.</i> (1999) et Kitalong & Dalzell (1994), auxquelles a été superposée la courbe moyenne.....	136
Figure 32. Cycle de vie de <i>Naso unicornis</i> tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie tels qu'ils ont été définis et	

nommés (voir corps du texte). L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.....	144
Figure 33. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de <i>Naso unicornis</i> dans le modèle.....	144
Figure 34. Schéma de la structuration du modèle de dynamique de pêche présentant les relations entre les éléments, ainsi que les paramètres qui les définissent. On distingue les éléments matériels qui constituent la pêche (en traits pointillés) des éléments conceptuels qui structurent la dynamique de l'activité (en traits pleins). Les paramètres en gras sont définis dans le Tableau 14.....	154
Figure 35. Capture graphique d'un extrait de la base de données des déclarations de pêche professionnelle.....	160
Figure 36. Nombre annuel de navires ayant déclaré des captures.....	163
Figure 37. Evolution du nombre d'opérations de pêche par an en fonction de la maille géographique.....	164
Figure 38. Maillage utilisé sur la région d'étude par le Bureau des Pêche.....	164
Figure 39. Evolution du nombre d'opérations de pêche par an dans la Corne Sud et le Grand Nouméa.....	165
Figure 40. Evolution du nombre d'opérations de pêche par mois de chaque année en fonction de la maille géographique.....	165
Figure 41. Evolution du nombre annuel de jours-navires entre 2004 et 2009.....	166
Figure 42. Evolution du nombre mensuel de jours-navires entre 2004 et 2009.....	167
Figure 43. Déclarations de captures mensuelles (en kg) de Bec de cane de 2004 à 2009, tout engins confondus (1 ^{er} graphique) et selon l'engin (2 ^{ème} et 3 ^{ème} graphiques). Pour les captures de Bec de cane tout engins confondus, la capture mensuelle moyenne est indiquée en bleue pour la période 2004-2007 et en rouge pour la période 2008-2009.....	169
Figure 44. Déclarations de captures mensuelles (en kg) de Dawa entre 2004 et 2009. Cette espèce est capturée exclusivement au filet.....	170
Figure 45. Déclarations de captures mensuelles (en kg) de Saumonée entre 2004 et 2009. Cette espèce est capturée quasi exclusivement à la ligne à main.....	170
Figure 46. Délimitation de la région d'étude, des zones définies dans le modèle (orange) et des mailles de déclaration de captures prises en compte (bleu).....	173
Figure 47. Nombre de jours de mer par navire sur 2 ans entre 2008 et 2009. La ligne horizontale matérialise la limite entre pêcheurs occasionnels et réguliers. Les numéros de navires ont été attribués aléatoirement et ne permettent pas leur identification.....	180

- Figure 48. Schéma synthétique de la structure de l'activité de pêche professionnelle. Pour les zones, les abréviations sont les suivantes : GN (Grand Nouméa) ; CS (Corne Sud) ; R (récif) ; L (fond de lagon).183
- Figure 49. Cartographie de la région d'étude lors des relevés de fréquentation et enquêtes de pêche. Les abréviations des sites remarquables du lagon sont les suivantes : MO (Moro) ; GOLD (îlot Goldfield) ; LA (îlot Lange) ; GP (îlot Grand Pandanus) ; PP (îlot Petit Pandanus) ; BA (îlot Mba) ; BO (îlot Mbo) ; BK (Mbe Kouen) ; MAA (baie Maa) ; SI (îlot Signal) ; RL (récif Larégnère) ; LAR (îlot Larégnère) ; SC (Seiche Croissant) ; MA (îlot Maître) ; CR (récif de Crouy) ; GO (île aux Goélands) ; BSM (baie Sainte Marie) ; BY (îlot Bailly) ; CH (îlot Charron) ; PE (îlot Porc Epic) ; BCN (4 bancs du Nord) ; BCO (4 bancs de l'Ouest) ; SN (récifs Snark) ; AM (îlot Amédée) ; AT (îlot Atire) ; RK (îlot Rédika) ; UI (récif Uimé)...188
- Figure 50. Captures relevées lors des enquêtes en fonction de la technique de pêche et de l'espèce (seules les 3 espèces étudiées sont différenciées). Les abréviations des techniques de pêche sont : CHA (chasse sous-marine) ; EPER (épervier) ; FIL (filet, ou senne) ; GAU (gaule) ; JIG (jig) ; LAN (lancer) ; PALA (palangrotte) ; TRAI (traîne).195
- Figure 51. Proportions (arrondies à l'unité) des techniques de pêche utilisées par les pêcheurs enquêtés. Les abréviations des techniques de pêche sont : CHA (chasse sous-marine) ; EPER (épervier) ; FIL (filet, ou senne) ; GAU (gaule) ; JIG (jig) ; LAN (lancer) ; PALA (palangrotte) ; TRAI (traîne).195
- Figure 52. Délimitation des zones de pêche plaisancière sur fonds de lagon. Les abréviations des noms de zones sont les suivantes : N-C (Nord côte) ; N-I (Nord intermédiaire) ; N-B (Nord barrière) ; C-C (Centre côte) ; C-I (Centre intermédiaire) ; C-B (Centre barrière) ; S-C (Sud côte) ; S-I (Sud intermédiaire) ; S-B (Sud barrière) ; CS (Corne Sud).199
- Figure 53. Boxplots du nombre de navires de pêche plaisancière recensés par sortie selon le mois et la technique de pêche. Les distributions du nombre de navires sont représentées par les quartiles, les points verts ou rouges indiquent les moyennes et les barres horizontales noires indiquent les médianes.....201
- Figure 54. Schéma synthétique de la constitution des métiers. N (Nord) ; C (Centre) ; S (Sud) ; B (barrière) ; I (intermédiaire) ; C (côte) ; R (récif) ; L (fond de lagon)...202
- Figure 55. Schéma synthétique de la constitution des stratégies. S1cha (chasse sous-marine) ; S2lig (pêche à la ligne).....213
- Figure 56. Schéma synthétique de la structuration de l'activité de pêche plaisancière. Pour les zones, les abréviations sont les suivantes : N (Nord) ; C (Centre) ; S (Sud) ; CS (Corne Sud) ; B (barrière) ; I (intermédiaire) ; C (côte) ; R (Récifs) ; L (fonds de lagon). Pour les stratégies, les abréviations sont les suivantes : cha (chasse sous-marine) ; lig (pêche à la ligne) ; nuit (nuit) ; CS (Corne Sud).220
- Figure 57. Schématisation des étapes d'estimation des effectifs initiaux et de la calibration pas-à-pas des différents éléments du modèle pour *L. nebulosus* et *N. unicornis* (haut) et *P. leopardus* (bas). Le numéro situé au dessus de chaque étape

correspond au paragraphe expliquant la méthodologie employée. En-dessous de chaque étape de calibration, le type de méthode employé est précisé.....	243
Figure 58. Evolution des CPUE professionnelles de Bec de cane (haut), Saumonée (centre) et Dawa (bas) sur la période 2004 - 2009.	251
Figure 59. Evolution de la valeur du Δ_n de chaque paramètre d'ajustement (sur une échelle logarithmique) au cours des 3 cycles de calibration multi-objectifs du modèle de dynamique de population de <i>L. nebulosus</i> (haut), <i>P. leopardus</i> (centre) et <i>N. unicornis</i> (bas). Le paramètre FA vaut pour "facteur d'ajustement des effectifs initiaux".....	253
Figure 60. Comparaison, par stratégie de pêche professionnelle et par zone, des captures de Bec de cane moyennes observées sur 2008 et 2009 (traits pleins) et des captures simulées (traits pointillés).....	262
Figure 61. Comparaison des captures annuelles de Bec de cane par zone pour les pêcheurs professionnels et plaisanciers.	263
Figure 62. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant le Bec de cane et les captures associées par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "Nuit" = plaisanciers de nuit, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou"= Nouméa et "MtD" = Mont Dore.....	264
Figure 63. Comparaison, par stratégie de pêche professionnelle et par zone, des captures de Saumonée moyennes observées sur 2008 et 2009 (traits pleins) et des captures simulées (traits pointillés).....	265
Figure 64. Comparaison des captures annuelles de Saumonée par zone pour les pêcheurs professionnels et plaisanciers.....	266
Figure 65. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant la Saumonée et la capture associée par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou"= Nouméa, "MtD" = Mont Dore, "CHA"= chasseurs sous-marins et "PALA" = pêcheurs à la palangrotte.	267
Figure 66. Comparaison, par stratégie de pêche professionnelle et par zone, des captures de Dawa moyennes observées sur 2008 et 2009 (traits pleins) et des captures simulées (traits pointillés).....	269
Figure 67. Comparaison des captures annuelles de Dawa par zone pour les pêcheurs professionnels et plaisanciers.....	270
Figure 68. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant le Dawa et la capture associée par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou"= Nouméa, "MtD" = Mont Dore et "CHA" = chasseurs sous-marins.	271

- Figure 69. Indices de sensibilité des paramètres analysés par espèce, pour la biomasse du stock et la capture annuelle. Les abréviations des noms de paramètres sont données dans le Tableau 55.....280
- Figure 70. Dynamique de la biomasse du stock de Bec de cane (classes 2 à 9 ans) pour différentes valeurs de mortalité pré-recrutement. La courbe rouge correspond à la valeur de référence (c.-à-d. dont la valeur de mortalité naturelle est issue de la calibration), les courbes en pointillés correspondent à une variation de $\pm 10\%$ et les courbes pleines correspondent à une variation de $\pm 20\%$281
- Figure 71. Dynamique de la biomasse du stock de Dawa (classes 2 à 9 ans) pour différentes valeurs de mortalité pré-recrutement. La courbe rouge correspond à la valeur de référence (c.-à-d. dont la valeur de mortalité naturelle est issue de la calibration), les courbes en pointillés correspondent à une variation de $\pm 10\%$ et les courbes pleines correspondent à une variation de $\pm 20\%$282
- Figure 72. Nombre de recrues de Saumonée pour les 35 simulations sur une période de 15 ans. La courbe rouge représente le recrutement issu d'une relation stock recrutement.....283
- Figure 73. Zoom de la Figure 72 sur le recrutement de la Saumonée sur 15 années de simulation. La courbe rouge représente le recrutement issu d'une relation stock-recrutement ; la courbe verte représente la médiane des 35 simulations ; les courbes en pointillés représentent les 2^{ème} et 3^{ème} quartiles ; les courbes pleines représentent les 1^{er} et 4^{ème} quartiles.....283
- Figure 74. Evolution de la biomasse du stock de Saumonée sur une période de 15 ans pour 35 simulations de recrutement aléatoire.....284
- Figure 75. Distribution de la biomasse du stock de Saumonée pour les 35 simulations. La courbe rouge représente le recrutement issu d'une relation stock recrutement ; la courbe verte représente la médiane des 35 simulations ; les courbes en pointillé représentent les 2^{ème} et 3^{ème} quartiles ; les courbes pleines, représentent les 1^{er} et 4^{ème} quartiles.....284
- Figure 76. Délimitation de l'AMP modélisée dans le scénario de gestion alternatif N°2. Cette délimitation inclut le récif Uimé et les fonds meubles au Nord de celui-ci.288
- Figure 77. Schématisation de la démarche d'analyse de scénarios de gestion sous incertitude, réalisée pour chacune des 3 espèces.292
- Figure 78. Comparaison de l'effet de différents scénarios de gestion sur la biomasse des populations de Bec de cane, Saumonée et Dawa (gauche) et des débarquements (droite), après 8 années de simulation. Les boxplots représentent les quartiles de distribution des valeurs issues des 32 simulations réalisées pour chaque scénario. Les traits horizontaux représentent les valeurs médianes de la biomasse et des captures.297
- Figure 79. Evolution de la biomasse de la population de Bec de cane au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de

mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.....	299
Figure 80. Evolution de la biomasse de la population de Dawa au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.....	299
Figure 81. Evolution des la biomasse de la population de Saumonée au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 (lignes pleines) et H2 (lignes pointillées) et pour chacun des 4 scénarios de gestion.....	300
Figure 82. Evolution de la biomasse de la population de Saumonée au mois de décembre de chaque année sur 14 ans de simulation sous l'hypothèse H2, pour le scénario 1 (<i>statu quo</i>). Une seul pic de recrutement apparait à l'année 5.....	300
Figure 83. Evolution des débarquements annuels de Bec de cane sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.....	301
Figure 84. Evolution des débarquements annuels de Dawa sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.....	302
Figure 85. Evolution des débarquements annuels de Saumonée sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.....	303

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Critères de classification des modèles et leurs modalités.....	31
Tableau 2. Production déclarée de la pêche professionnelle en Province Sud pour l'année 2010. Source : Service de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes.	44
Tableau 3. Les mesures de gestion des ressources halieutiques applicables dans le lagon Sud-ouest. Elles s'appliquent à tous et dans toutes les conditions, sauf mention dans la colonne "Champ d'application". Elles sont assorties de sanctions pénales en cas d'infractions, (non détaillées ici).....	46
Tableau 4. Synthèse des hypothèses des modélisations pour différents cas de structuration d'une zone AMP dans le modèle.....	79
Tableau 5. Tableau récapitulatif des principaux paramètres de la dynamique des populations du modèle ISIS-Fish.....	97
Tableau 6. Etalement de la reproduction au cours de la saison. Les valeurs représentent les taux d'individus matures qui se reproduisent effectivement à un mois donné.	106
Tableau 7. Habitats de vie pour chacun des 3 groupes de taille identifié. La première partie du tableau reprend les critères de sélection utilisés pour chaque facteur environnemental. La seconde partie, présente les surfaces d'habitat répertoriées, pour chacun des 3 groupes et dans chacune des zones délimitées dans le modèle (voir Chapitre I).	114
Tableau 8. Coefficients de migration des zones de vie vers les zones de reproduction, calculés à partir de l'équation (28).	116
Tableau 9. Distribution de la reproduction de <i>Plectropomus leopardus</i> entre les 3 mois de la saison de reproduction.....	125
Tableau 10. Entités géomorphologiques de la nomenclature "L4_attribute" de l'Atlas de récifs de Nouvelle-Calédonie (Andrefouet & Torez-Pulliza, 2004), utilisées pour définir l'habitat de vie de <i>Plectropomus leopardus</i>	131
Tableau 11. Habitats de vie des 2 stades de vie identifiés de <i>Plectropomus leopardus</i> . La première partie du tableau reprend les critères de sélection utilisés pour chaque facteur environnemental. La seconde partie, présente les surfaces d'habitat répertoriées, pour chacun des 2 stades et dans chacune des zones délimitées dans le modèle (voir Chapitre I). Les AMP des zones centre-côte et Sud-côte ont une surface inférieure à la moitié d'une maille et n'ont ainsi pas été prises en compte dans le modèle.....	131
Tableau 12. Habitats pour chacun des 2 stades de vie identifiés de <i>Naso unicornis</i> . La première partie du tableau reprend les critères de sélection utilisés pour chaque facteur environnemental. La seconde partie, présente les surfaces d'habitat répertoriées, pour chacun des 2 stades et dans chacune des zones délimitées dans le modèle.	142

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 13. Coefficient de migration des zones de vie vers les zones de reproduction pour <i>N. Unicornis</i>	143
Tableau 14. Récapitulatif des éléments décrivant l'activité de pêche et des paramètres correspondants.....	153
Tableau 15. Notations utilisées dans les équations.	157
Tableau 16. Première partie du questionnaire de pêche professionnelle (voir questionnaire complet en Annexe 7).	162
Tableau 17. Captures annuelles (en kg) de Bec de cane, Dawa et Saumonée, issues des déclarations de pêche professionnelle.....	169
Tableau 18. Saisons de capture par espèce déclarées par les pêcheurs professionnels lors des interviews. Nomenclature : foncé = haute saison ; intermédiaire = moyenne saison ; clair = basse saison.....	171
Tableau 19. Synthèse des paramètres relatifs aux engins utilisés par les professionnels.	175
Tableau 20. Synthèse des paramètres relatifs aux métiers de la pêche professionnelle.	178
Tableau 21. Les paramètres relatifs à la flottille de pêche professionnelle.....	179
Tableau 22. Proportion de la flottille représentée par chaque stratégie et nombre de jours de pêche par mois.....	181
Tableau 23. Répartition de l'effort entre les métiers pour la stratégie pêcheurs "réguliers".	182
Tableau 24. Répartition de l'effort entre les métiers pour la stratégie pêcheurs "occasionnels".	182
Tableau 25. Plan d'échantillonnage des sorties de relevés de fréquentation et d'enquête de pêche. La stratification est présentée en fonction de l'année, de la saison et du type de jour (js : jour de semaine ; vac : jour de vacances scolaires ; jw : jour de week-end ; jw+vac : jour de week-end en période de vacances scolaires ; jf : jour férié).....	190
Tableau 26. Liste des 9 techniques de pêches constituées et leurs correspondances avec les descriptions dans le projet PAMPA.	194
Tableau 27. Synthèse des 2 techniques de pêche les plus fréquemment utilisées par les plaisanciers et leurs paramètres.....	196
Tableau 28. Occurrences des navires en activité de pêche selon la catégorie de taille et l'éloignement à la côte.....	198
Tableau 29. Surfaces (km ²) des zones de pêche de fond de lagon, selon le zonage du modèle établi au Chapitre I.	199

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 30. Surfaces (km ²) des intersections entre zones de pêche de fond de lagon et les zones de vie de <i>Lethrinus nebulosus</i>	199
Tableau 31. Présentation, à partir du croisement des facteurs zone et technique de pêche, des 27 métiers mis en évidence dans la zone du Grand Nouméa (indiqués par un "P").....	202
Tableau 32. Flottes et métiers potentiellement pratiqués (indiqués par "P").....	204
Tableau 33. Nombre de navires actifs à la pêche ($NP_{L,c}$) par catégorie de taille et par commune.....	207
Tableau 34. Nombre moyen de jours de pêche par mois pour chaque stratégie selon la saison. Ch = Chasse sous-marine ; L = pêche à la ligne.....	209
Tableau 35. Nombre de jours minimal inactifs par mois pour chaque stratégie selon la saison. Pour chaque saison et chaque stratégie, le nombre de jours minimal inactifs est donné pour les mois de 28 jours (28j), 30 jours (30j) et 31 jours (31j). Ch = Chasse sous-marine ; L = pêche à la ligne.....	210
Tableau 36. La proportion de navire d'une flottille pratiquant une stratégie donnée....	211
Tableau 37. Répartition de l'effort de pêche entre les métiers de chaque stratégie à partir des navires relevés lors des relevés de fréquentation.....	212
Tableau 38. Nombre moyen de jours de chaque type entre 2006 et 2010, et nombre de jours-navires en activité de pêche par mois.....	215
Tableau 39. Nombre de jours inactifs par mois paramétrés dans le modèle pour la pêche de nuit (identique pour toutes les stratégies), en fonction du nombre de jours dans le mois.....	219
Tableau 40. Estimation des captures annuelles de Bec de cane, Saumonée et Dawa, par les pêcheurs plaisanciers.	222
Tableau 41. Valeurs des coefficients liés à l'effet de la taille de la zone Corne Sud.....	225
Tableau 42. Valeurs des coefficients liés au ciblage préférentiel de certaines catégories de taille par les pêcheurs.....	225
Tableau 43. Comparaisons des valeurs de CPUE prédites (valeurs en gras) et des moyennes des CPUE observées (valeurs en italique) dans chacun des cas de figure <i>technique de pêche * type de pêcheur * espèce</i> . Les CPUE sont exprimées en kg.sortie ⁻¹ . Les cases vides correspondent aux cas de figures qui n'existent pas ou qui ont été considérés comme négligeables en termes de captures.....	228
Tableau 44. Valeurs des coefficients correspondant aux effets mis en évidence dans le modèle GLM, à partir des CPUE à la journée.	229
Tableau 45. Variables d'ajustement et sorties du modèle utilisées pour la calibration de chacun des éléments à déterminer.....	242

Tableau 46. Nombre et durée des simulations selon l'espèce pour chacun des 4 éléments à déterminer. Les valeurs indiquées correspondent respectivement au nombre de simulations, au nombre d'années simulées et à la durée de simulation.	244
Tableau 47. Estimation des effectifs de <i>P. leopardus</i> , <i>N. unicornis</i> et <i>L. nebulosus</i> , pour les groupes de zones : AMP du Grand Nouméa, hors AMP du Grand Nouméa et Corne Sud. Les densités sont issues de Wantiez (2011) pour <i>P. leopardus</i> et <i>N. unicornis</i> , et de Borsa <i>et al.</i> , (2009) pour <i>L. nebulosus</i>	254
Tableau 48. Estimation des stocks (en tonnes) de <i>L. nebulosus</i> , <i>P. leopardus</i> et <i>N. unicornis</i> , toutes classes confondues et par groupe de zones.....	254
Tableau 49. Estimation des stocks (en tonnes) de <i>L. nebulosus</i> , <i>P. leopardus</i> et <i>N. unicornis</i> , selon le groupe de zones, uniquement pour les classes capturées.	255
Tableau 50. Valeurs des paramètres du modèle déterminées par calibration.....	258
Tableau 51. Valeurs des mortalités naturelles ajustées par calibration.....	259
Tableau 52. Comparaison des captures professionnelles de Bec de cane (en kg), observées (en gras) et simulées, par stratégie et par zone, et valeurs de RMSE correspondantes.....	263
Tableau 53. Comparaison des captures (en kg) professionnelles de Saumonée, observées (en gras) et simulées, par stratégie et par zone, et valeurs de RMSE correspondantes.....	266
Tableau 54. Comparaison des captures professionnelles de Dawa, observées (en gras) et simulées, par stratégie et par zone, et valeurs de RMSE correspondantes.	270
Tableau 55. Liste des paramètres et groupes de paramètres inclus dans l'Analyse de sensibilité. Le nombre de paramètres vaut pour 1 seule espèce. Les paramètres sélectionnés concernant la biologie et l'écologie des espèces sont les mêmes pour les 3 espèces, seuls les intervalles d'incertitude peuvent changer.....	275
Tableau 56. Présentation du nombre de simulations et des temps de calculs pour les analyses de sensibilité selon l'espèce pour chacune des 3 opérations réalisées. Les valeurs indiquées correspondent respectivement au nombre de simulation, au nombre d'années simulées et au temps de simulation. Ces informations sont aussi données à titre indicatif pour la méthode de Morris qui avait été utilisée au préalable.....	277
Tableau 57. Effet de la variation du nombre de navires plaisanciers sur la biomasse des stocks et les captures après 5 ans de simulation.....	285
Tableau 58. Ages et tailles minimales de capture pour chacune des 3 espèces.....	289
Tableau 59. Comportement des pêcheurs vis-à-vis de la mise en place d'une taille minimale de capture. La notation "x%" correspond à une diminution de x% de l'effort ciblant les individus sous-taille et au report de cet effort vers les autres individus.....	290

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 60. Taux de survie des individus après relâche. Les taux de survie sont communs aux engins ligne à main et filet (mais dans les faits, chaque espèce est plus particulièrement capturée par un des 2 engins).....290
- Tableau 61. Nombre de simulations et temps de calculs pour les analyses de scénarios de gestion sous incertitude selon l'espèce pour chacune des 2 opérations réalisées. Les valeurs indiquées correspondent respectivement au nombre de simulation, au nombre d'années simulées et au temps total de simulation.294
- Tableau 62. Variation de la biomasse des populations dans chacune des zones du modèle entre le scénario 1 (*staut quo*) et le scénario 2 (AMP), en pourcentage par rapport au scénario 1 (*statu quo*). La zone mise en AMP dans le scénario 2 est "Sud-AMP" dans le cas du Bec de cane et "Sud-Int-AMP" dans les cas de la Saumonée et du Dawa. Les valeurs ont été calculées avec le modèle paramétré selon les valeurs de références.....295

Résumé

La pression démographique dans le Grand Nouméa pose la question de la durabilité de la pêche dans le Lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, et de la pertinence de mettre en place de nouvelles mesures de gestion. Les modèles de dynamique de population spatialement explicites sont des outils d'aide à la décision intéressants pour appuyer les gestionnaires dans la mesure où les ressources et la pêche se distribuent dans l'espace de manière hétérogène, particulièrement dans un milieu récifo-lagonaire où l'habitat est fragmenté. Le modèle ISIS-Fish a été utilisé pour mettre en place un modèle de dynamique des populations et évaluer différents scénarios de gestion. Pour cela, la connaissance existante sur la biologie et l'écologie de 3 espèces d'intérêt halieutique aux traits d'histoire de vie différents a été synthétisée et formalisée : *Lethrinus nebulosus* (le bec de cane), *Plectropomus leopardus* (la saumonée) et *Naso unicornis* (le dawa). Les activités de pêche professionnelle et plaisancière ont ensuite été caractérisées et modélisées dans leurs aspects saisonniers et spatiaux, en utilisant respectivement des données de déclarations et des données issues d'un travail de terrain. Ce dernier a permis d'estimer à respectivement 5.8 t, 147.4 t et 28.6 t les captures plaisancières de bec de cane, de saumonée et de dawa. En l'absence d'évaluation des stocks, nous avons proposé une démarche permettant d'évaluer la situation actuelle des ressources. Les taux d'exploitation sont apparus relativement faibles. L'existence d'incertitude sur les paramètres du modèle a été étudiée par des analyses de sensibilité. Le recrutement qui est un élément majeur de la dynamique des populations des 3 espèces a été plus particulièrement étudié. Il existe aussi une incertitude relativement importante concernant les activités de pêche en raison d'un faible niveau de détail des données. Quatre scénarios de gestion ont ensuite été évalués en prenant en compte les incertitudes sur le modèle (*statu quo*, AMP, taille minimale de capture et augmentation du nombre de pêcheurs professionnels). Globalement ces différents scénarios ont montré des effets modérés sur les populations de poissons. L'AMP a montré selon l'espèce un effet parfois important à l'intérieur de son périmètre. L'instauration d'une taille minimale de capture a réduit de façon importante les captures des pêcheurs à la ligne. Son intérêt est conditionné par un taux de survie élevé des individus relâchés. L'augmentation du nombre de pêcheurs professionnels a eu un effet visible sur les populations de bec de cane et de dawa, mais pas sur celle de la saumonée.

Mots clefs : *Lethrinus nebulosus* ; *Plectropomus leopardus* ; *Naso unicornis* ; dynamique de population ; modèle spatialement explicite ; incertitude ; analyse de sensibilité ; évaluation de scénarios de gestion.

Abstract

In New-Caledonia, two thirds of the population is concentrated in the Noumea urban area. Due to fishing pressure in the surrounding lagoon, conservation measures have been established to prevent excessive fishing pressure. Yet, the sustainability of current exploitation has not been assessed. Spatially explicit population dynamic models are valuable tools for decision makers because of spatial heterogeneity of resources and fishing. Especially in coral reef environment where habitat is fragmented. Using the ISIS-Fish model, we built a population dynamic model and we used it to assess different management scenarios. We synthesized and formalised knowledge about the biology and ecology of 3 targeted species depicting different life-history traits: *Lethrinus nebulosus* (spangled emperor), *Plectropomus leopardus* (coral trout) and *Naso unicornis* (bluespine unicornfish). Professional and recreational fishing were characterised using respectively declaration data and field work data. Recreational fishing catches of spangled emperor, coral trout and bluespine unicornfish estimates were respectively to 5.8 t, 147.4 t and 28.6 t. In the absence of stock assessment, we evaluated the status of the studied populations. Exploitation rates appeared relatively low. Due to uncertainty regarding the processes driving population dynamics we conducted a sensitivity analysis involving main biological parameters and assumptions. We more particularly studied the effect of recruitment due to its major effect on population dynamics. The lack of resolution about fishing effort and catches was another important source of uncertainty. We assessed 4 management scenarios (*statu quo*, MPA, legal size and increase of professional fishermen) through uncertainty analysis. Simulation results show a moderate effect of scenarios on population dynamics. Depending on the species, the proposed MPA design could result in an important effect within its boundaries. Legal size highly reduces line fishing catches. The benefits of this measure are linked to the survival rate of the released fish. Increasing the number of professional fishers shows significant effects on spangled emperor and bluespine unicornfish populations, but not on coral trout.

Key words: *Lethrinus nebulosus* ; *Plectropomus leopardus* ; *Naso unicornis* ; population dynamic ; spatially explicit model ; uncertainty ; sensitivity analyse ; management scenarios assessment.