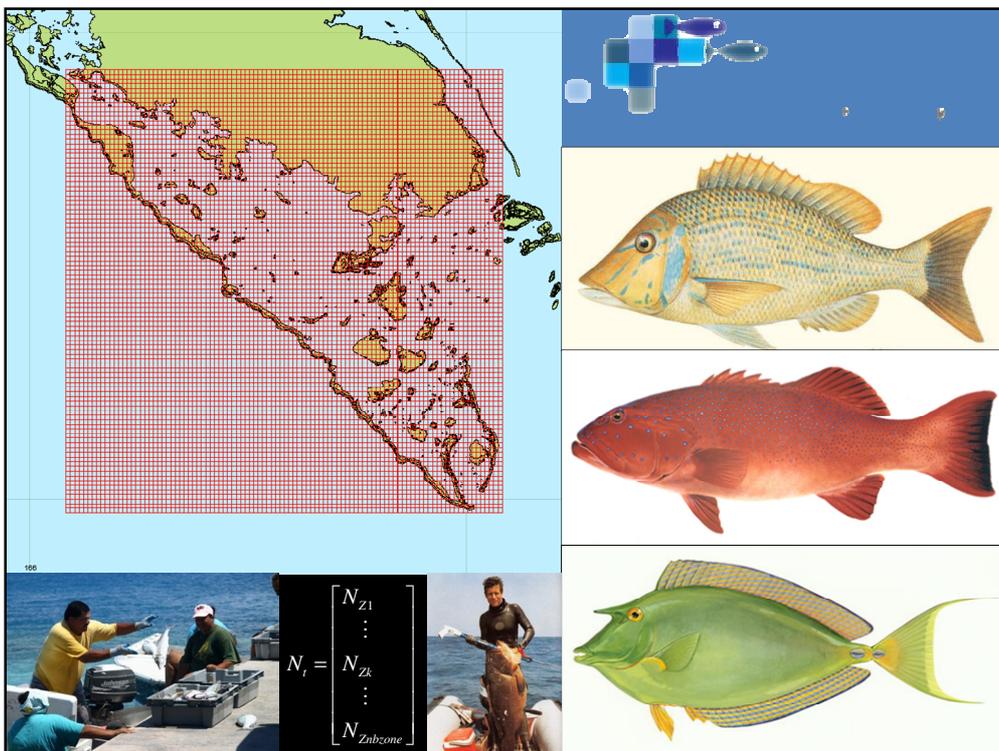


Évaluation de scénarios de gestion des ressources du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie : Intégration des connaissances et modélisation spatialement explicite



Rapport d'opération

Bastien PREUSS

Laurent Wantiez

Dominique Pelletier

Juin 2012

Avant-propos

A l'origine, cette étude a été réalisée sous la forme d'une thèse de doctorat. Le présent document en reprend les principaux résultats et points de discussion. Les méthodes et le détail des résultats sont disponibles dans le manuscrit de thèse. Tout au long de ce document des renvois sont proposés donnant les correspondances aux chapitres et paragraphes du manuscrit de thèse.

Le programme ZoNéCo a financé les 3 années de doctorat 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.

Cette étude 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.

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

L'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 a financé les 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.

Sommaire

Résumé.....	7
1. L'apport de la modélisation pour la gestion des ressources halieutiques.....	9
2. Problématiques et objectifs de l'étude	10
3. Le modèle ISIS-Fish, un modèle spatio-temporel.....	12
3.1. Le sous-modèle de dynamique des populations.....	13
3.2. Le sous-modèle d'exploitation.....	14
4. La région d'étude	15
4.1. Délimitation.....	15
4.2. Structuration spatiale dans le modèle	16
5. Les espèces étudiées.....	19
5.1. <i>Lethrinus nebulosus</i>	20
5.2. <i>Plectropomus leopardus</i>	21
5.3. <i>Naso unicornis</i>	22
5.4. Cartographie des habitats de vie.....	23
6. Les activités de pêche.....	24
6.1. La pêche professionnelle.....	24
6.1. La pêche plaisancière	25
7. Conditions initiales des populations dans les simulations	31
8. Analyse de scénarios de gestion alternatifs en présence d'incertitude.....	32
8.1. Les scénarios.....	32
8.2. Analyse sous incertitude	34
8.2.1. Incertitude sur la pêche	34
8.2.2. Incertitude sur le recrutement.....	37
9. Discussion - Conclusion	43
Références bibliographiques	49

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 les captures plaisancières de bec de cane, de saumonée et de dawa à respectivement 5.8 t, 147.4 t et 28.6 t. 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.

1. L'apport de la modélisation pour la gestion des ressources halieutiques

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).

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 clés 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). 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).

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).

2. Problématiques et objectifs de l'étude

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 alors été fixés afin d'aborder dans ce contexte le cas d'étude du lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie :

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

Le modèle de dynamique de population ISIS-Fish (**I**ntegration of **S**patial **I**nformation for **S**imulation of **F**isheries 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.

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.

3.1. Le sous-modèle de dynamique des populations

Le ISIS-Fish 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, recrutement¹ et mortalité (Figure 1). 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 $t+\varepsilon$.

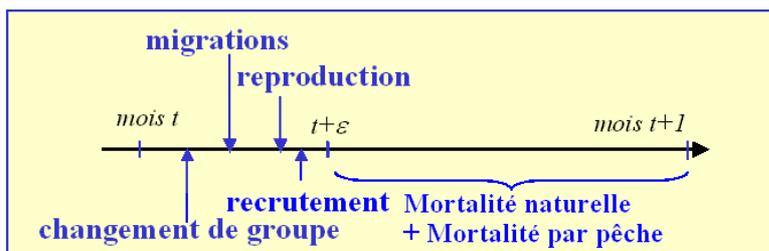


Figure 1. Chronologie des événements de la dynamique de population au cours d'un pas de temps (un mois) tels qu'ils ont été définis dans le modèle ISIS-Fish.

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

¹ 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.

ainsi composée de x groupes correspondant chacun à une classe dans une zone (avec $x = c*z$ et où c est le nombre de classes et z le nombre de zones).

3.2.Le sous-modèle d'exploitation

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.

La Figure 2 schématise la structure du sous-modèle d'exploitation et les relations entre les différents éléments. La modélisation des activités de pêche professionnelle et plaisancière a eu pour objectif de faire ressortir la structure de celles-ci selon ces éléments.

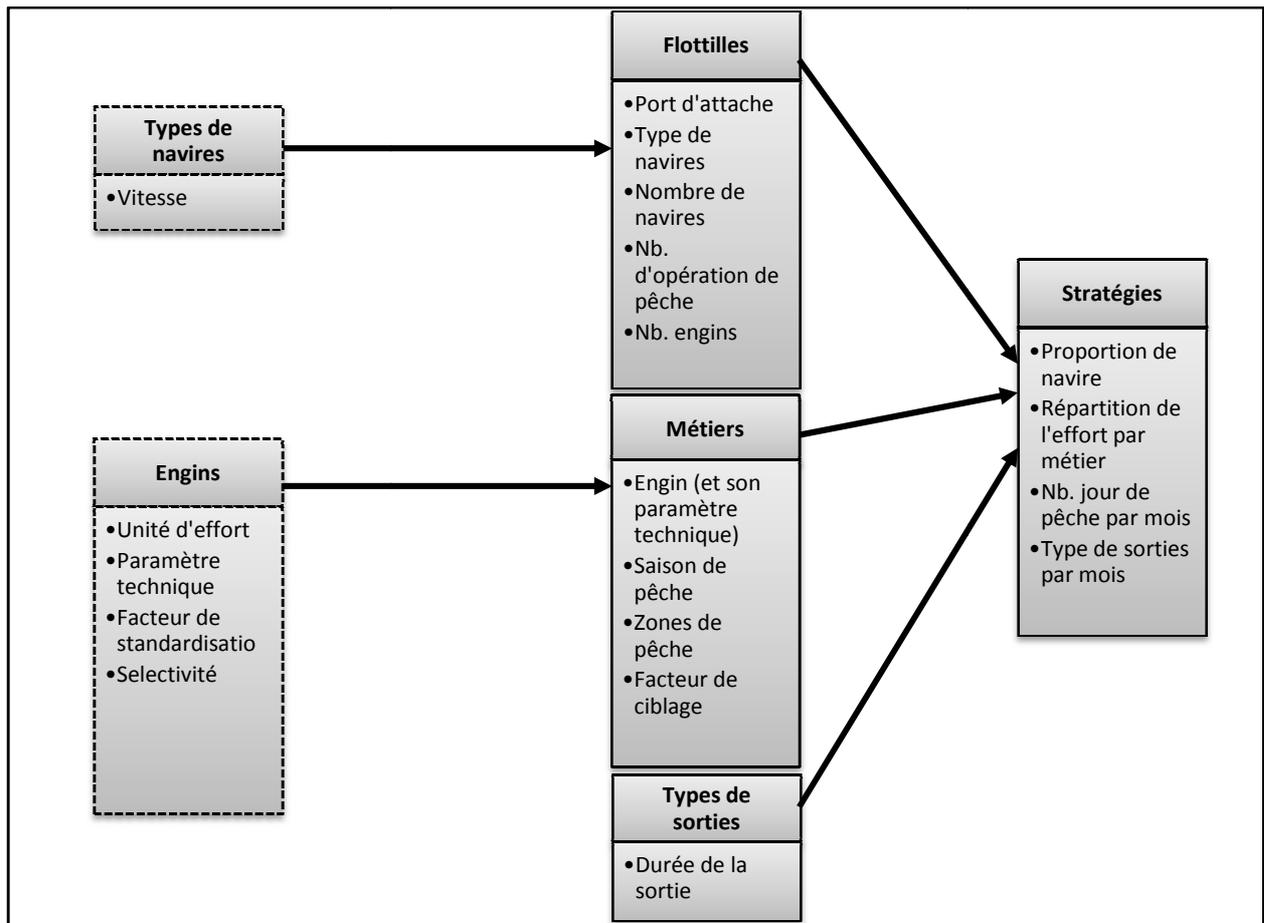


Figure 2. Schéma de la structuration du modèle de dynamique de pêche présentant les relations entre les éléments, ainsi que les paramètres qui les définissent. On distingue les éléments matériels qui constituent la pêche (en traits pointillés) des éléments conceptuels qui structurent la dynamique de l'activité (en traits pleins).

4. La région d'étude

4.1. Délimitation

Le choix du lagon Sud-ouest comme région d'étude 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 terme 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.

La région d'étude ainsi délimitée représente une surface de 3 396 km², constitué du lagon comprenant une trentaine d'îlots et de nombreux récifs d'une surface totale de 36 km² et de la pente externe du récif barrière jusqu'à une profondeur de 75 m (Figure 3).

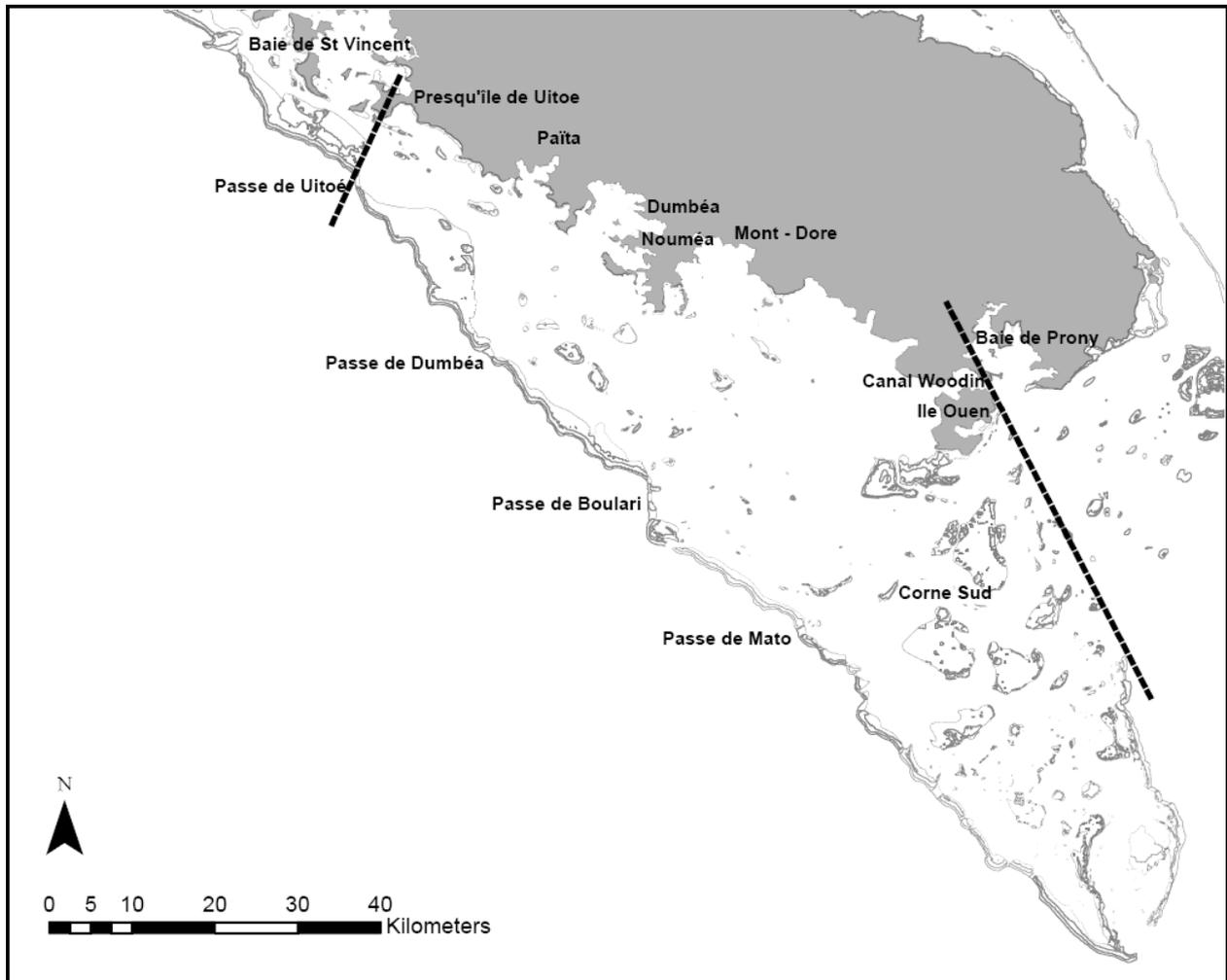


Figure 3. Carte du Lagon Sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Les lignes en pointillés matérialisent les limites Nord et Est de la région d'étude.

4.2. Structuration spatiale dans le modèle

Plusieurs aspects ont été pris en compte pour structurer l'espace et définir les zones dans le modèle :

- Les habitats de vie des espèces et leur mobilité.
- La répartition géographique de la pression de pêche.
- La perception spatiale de la région d'étude par les gestionnaires.

La région d'étude a ainsi été structurée en 10 secteurs correspondant à la superposition de 2 gradients : le gradient côte - récif barrière et le gradient Nord-Sud (Figure 4 et Figure 5).

Par ailleurs, les AMP constituent des zones à part entière dans le modèle. Les réserves présentes dans chacun des 10 secteurs ont donc été ajoutées à la structuration spatiale du modèle (Figure 5). 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. 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.

Concernant la pêche, les zones ont été constituées en respectant la structuration par secteur, à partir des zones de vie des espèces. 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.

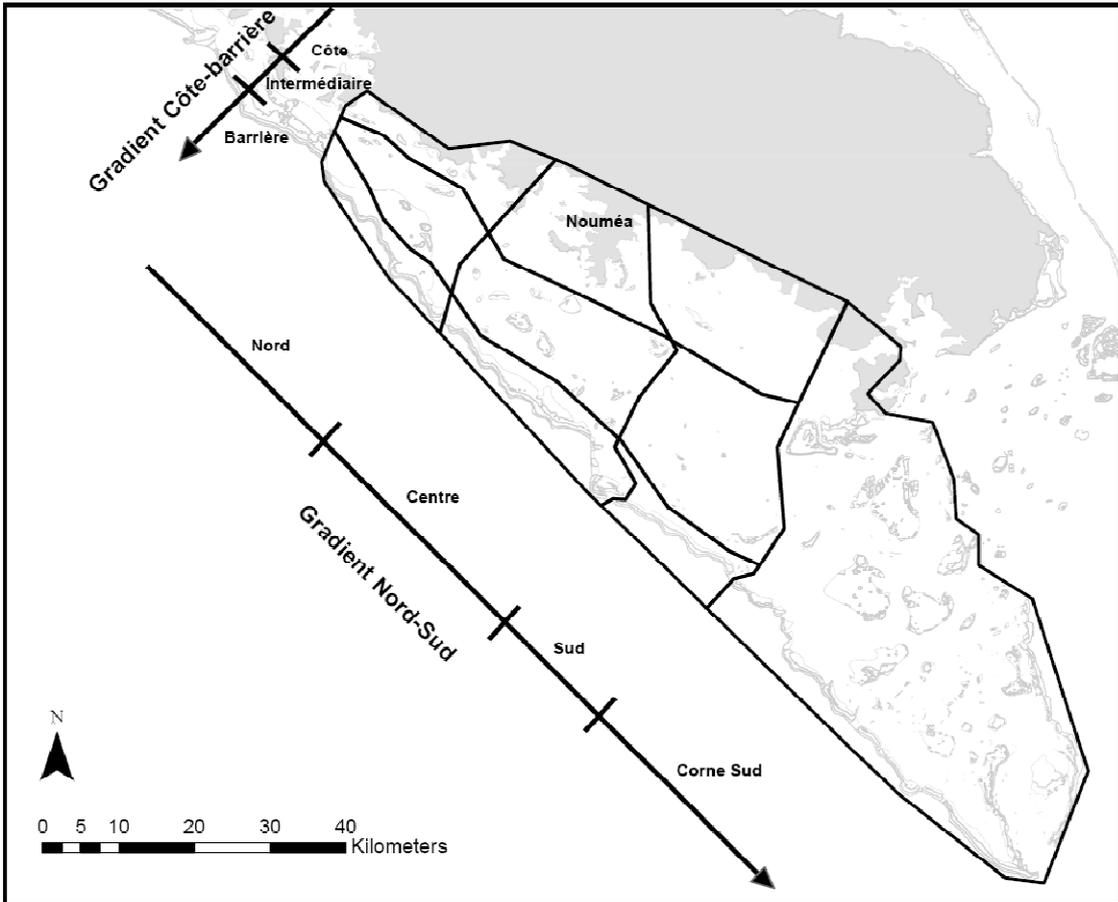


Figure 4. Délimitation des gradients Nord-Sud et côte - récif barrière sur la région d'étude du lagon Sud-ouest.

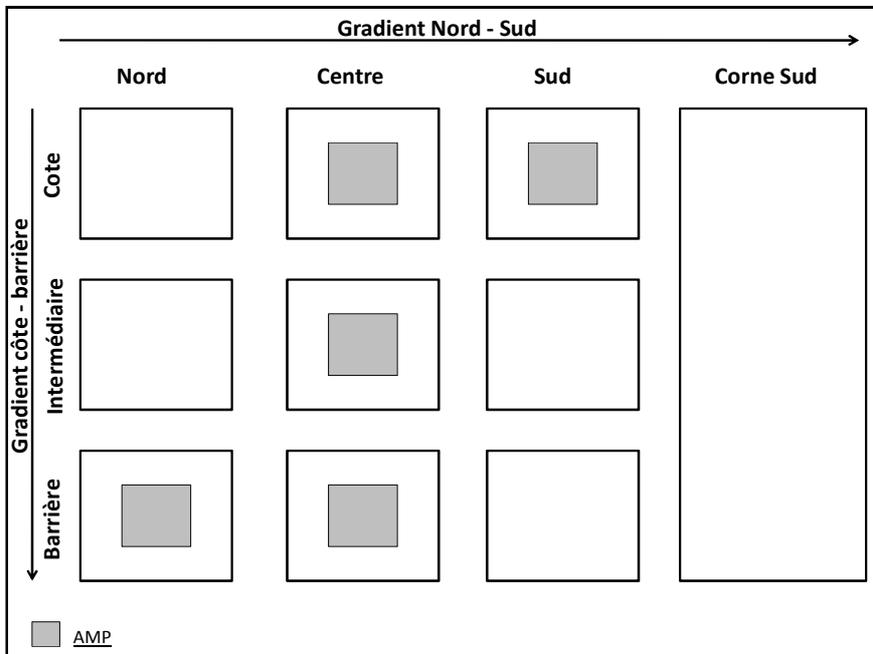


Figure 5. Schématisation de la structure spatiale de la région d'étude en 10 secteurs comprenant des parties en réserve (AMP) et d'autres hors réserve.

5. Les 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 la diversité existante 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.

Trois espèces ont ainsi été sélectionnées : le Bec de cane² (*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 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.

Pour chacune de ces 3 espèces, les différents éléments de leur dynamique qui ont été modélisés sont synthétisés sous la forme d'un cycle de vie et d'une chronologie annuelle (Figure 6 à Figure 11).

² Ces 3 espèces étant le sujet d'étude de ce travail nous avons pris la liberté de mettre des majuscules à leur nom vernaculaires.

5.1. *Lethrinus nebulosus*

❖ Schéma 1. Cycle de vie :

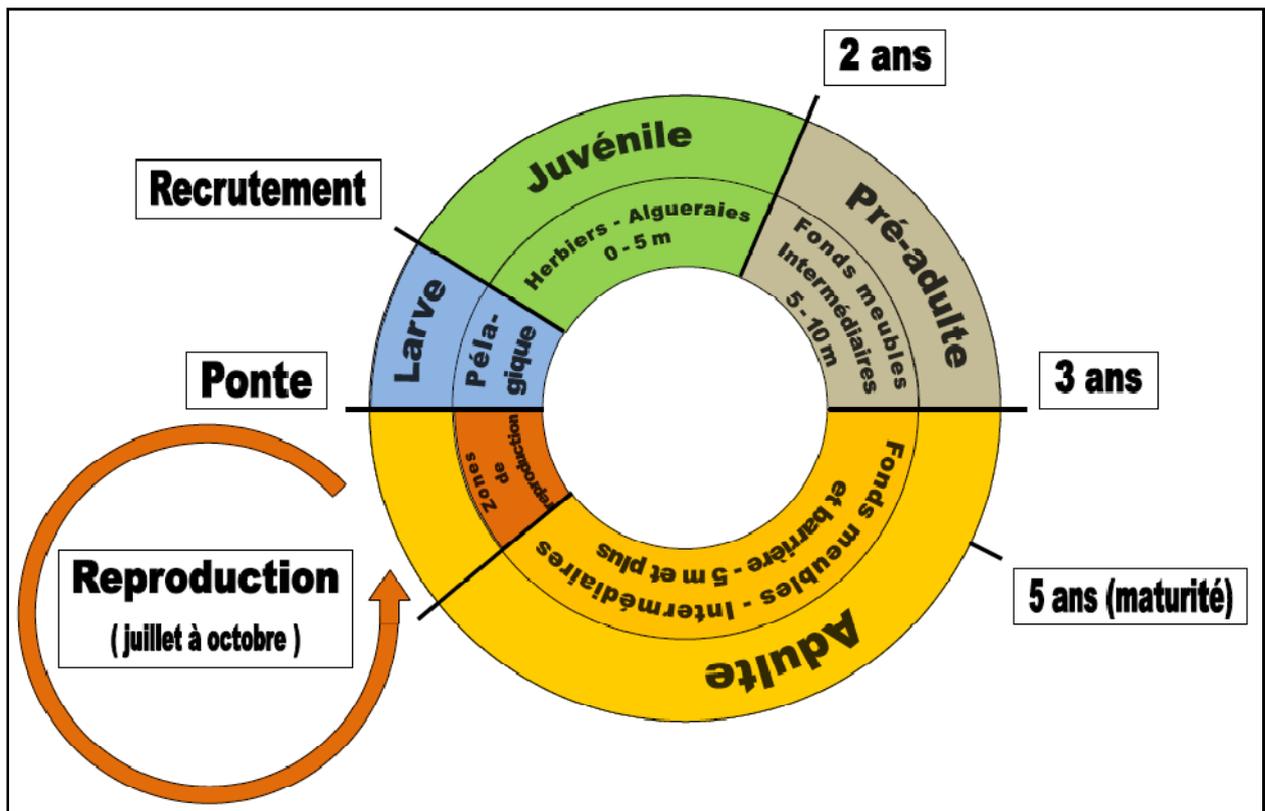


Figure 6. Cycle de vie de *Lethrinus nebulosus* tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie. L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.

❖ Schéma 2. Chronologie annuelle des événements :

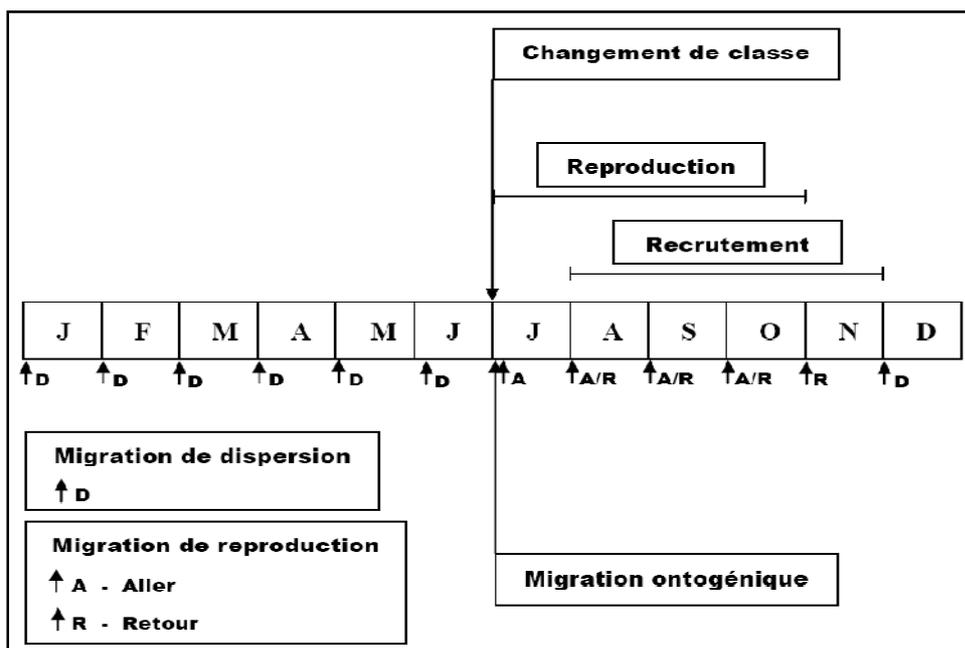


Figure 7. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de *Lethrinus nebulosus* dans le modèle.

5.2. *Plectropomus leopardus*

❖ Schéma 1. Cycle de vie :

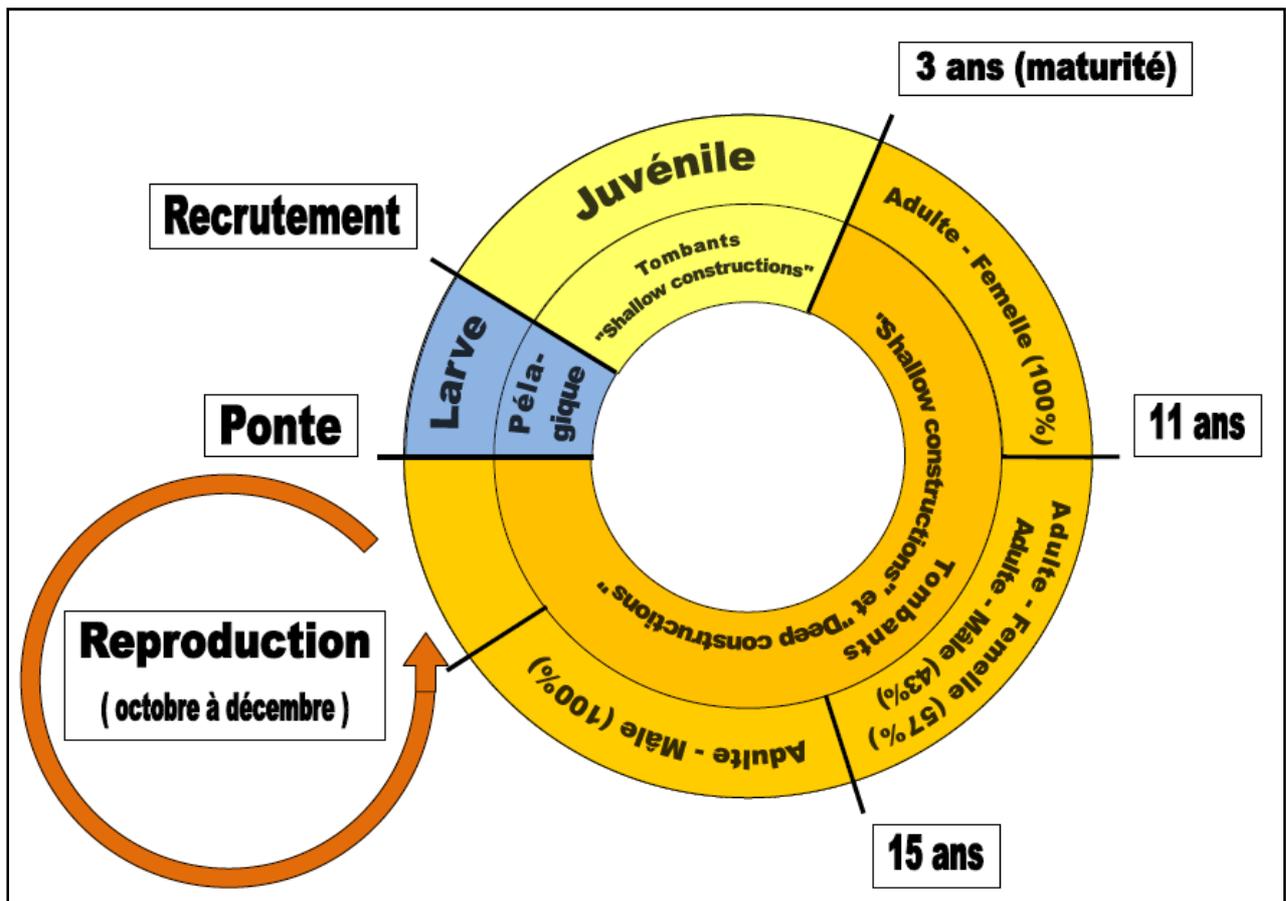


Figure 8. Cycle de vie de *Plectropomus leopardus* tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie. L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.

❖ Schéma 2. Chronologie annuelle des événements :

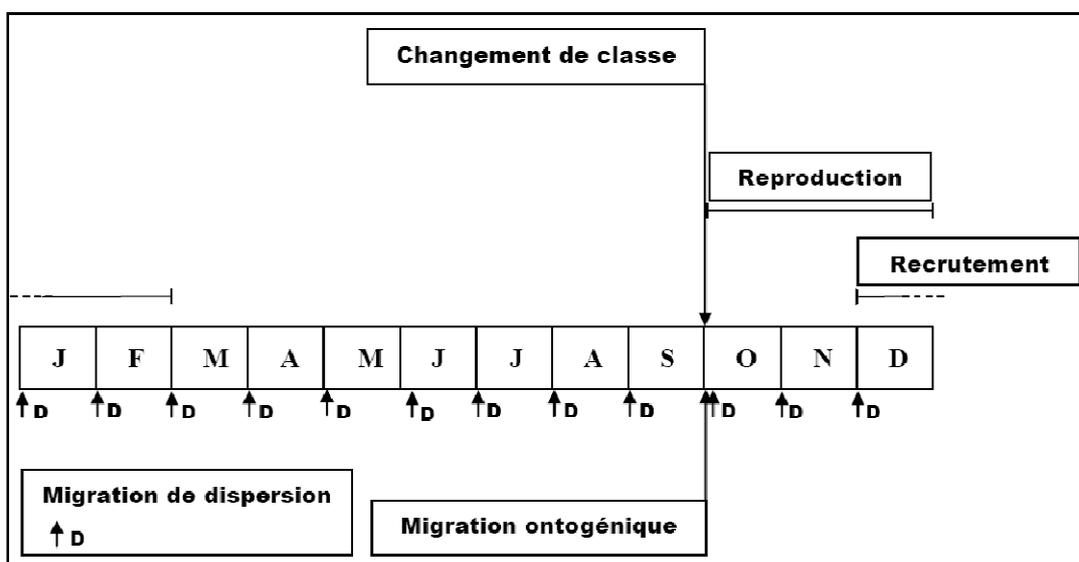


Figure 9. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de *Plectropomus leopardus* dans le modèle.

5.3. *Naso unicornis*

❖ Schéma 1. Cycle de vie :

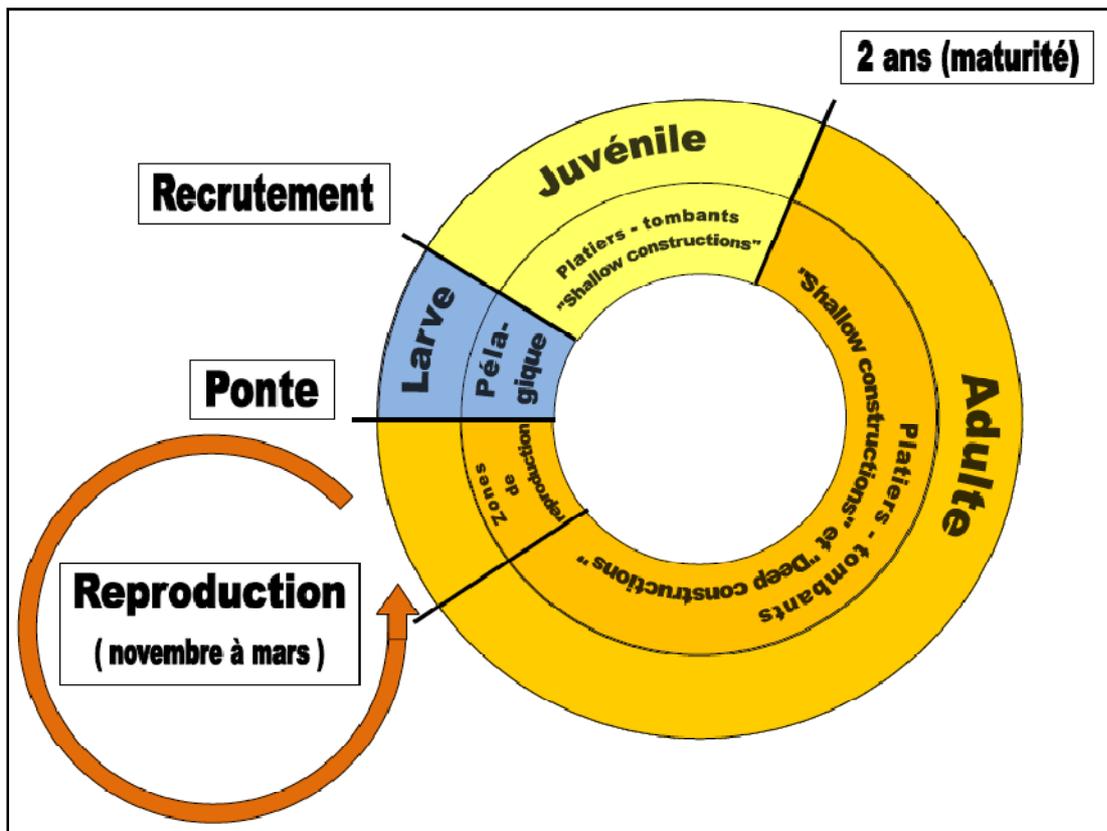


Figure 10. Cycle de vie de *Naso unicornis* tel qu'il est modélisé dans la présente étude. L'anneau extérieur représente les stades de vie. L'anneau intérieur représente les habitats fréquentés par les individus de chaque stade.

❖ Schéma 2. Chronologie annuelle des événements :

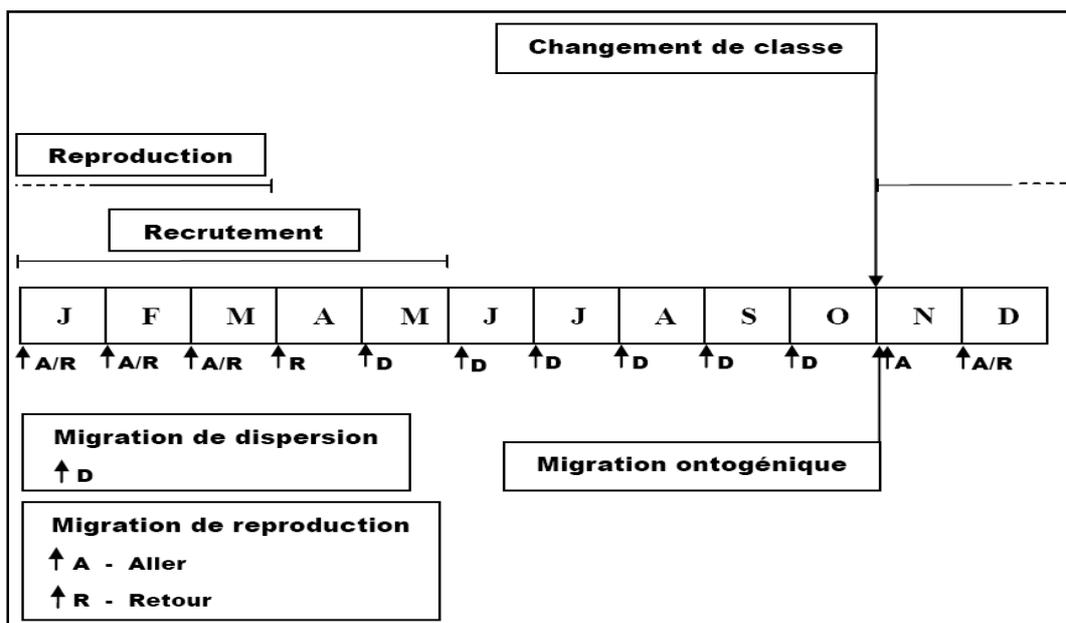


Figure 11. Chronologie annuelle des événements de la dynamique de *Naso unicornis* dans le modèle.

5.4. Cartographie des habitats de vie

Dans un premier temps, des recherches bibliographiques ont permis de définir les facteurs environnementaux influençant la présence de chacun des stades de vie de chacune des 3 espèces étudiées (Figure 12). Les habitats ainsi définis ont été classés selon 2 catégories : favorable ou non favorable, correspondant dans le modèle à la présence ou l'absence de chacun des stades de vie de chacune des 3 espèces. Aucune distinction n'a été faite en fonction de la qualité de l'habitat. Les cartographies d'habitat de vie des 3 espèces sont disponibles en annexe du manuscrit de thèse.

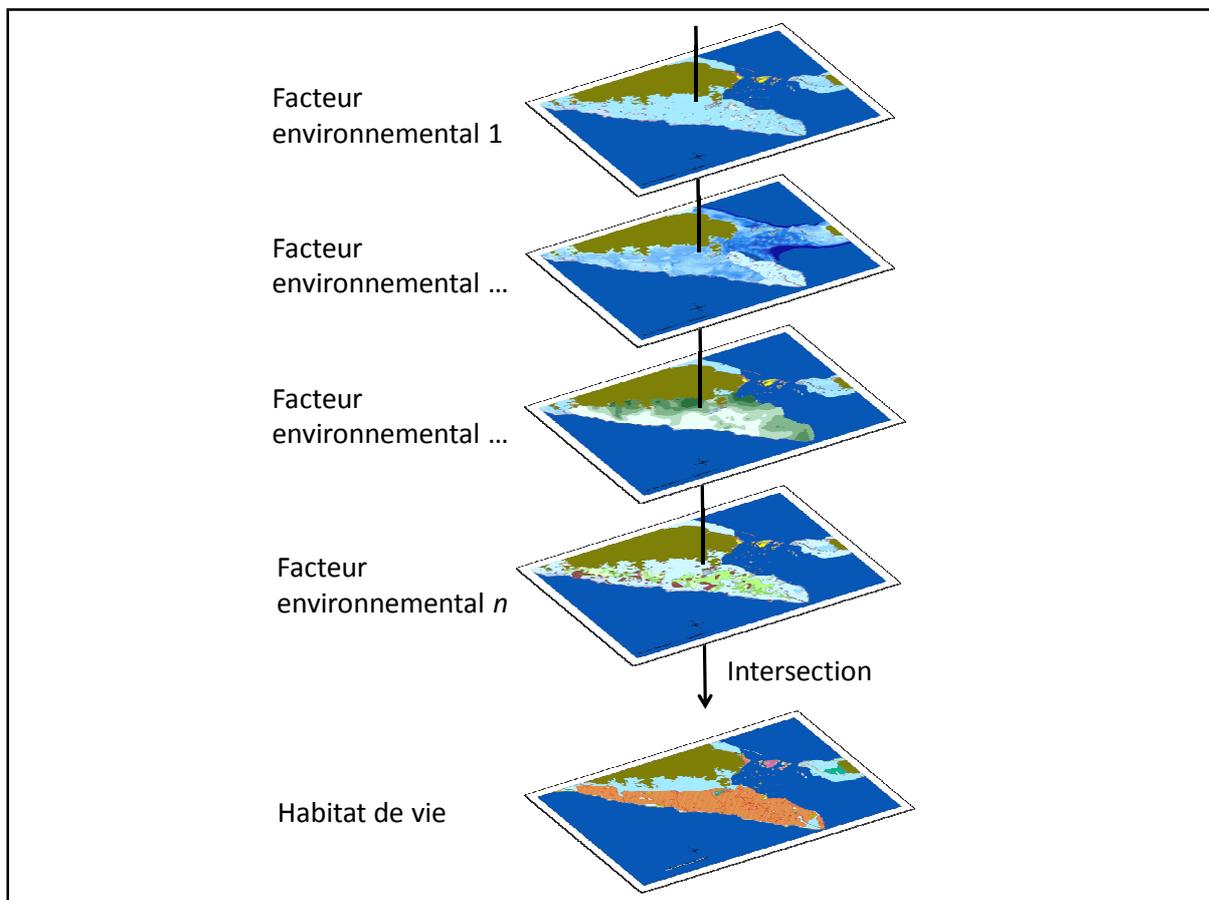


Figure 12. Méthodologie utilisée pour délimiter les habitats de vie des espèces étudiées.

6. Les activités de pêche

6.1. La pêche professionnelle

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*).

Les données de déclarations de captures de pêche professionnelle fournies par le service des pêche de 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 (Figure 13) : 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 total moyen de 1 138 jours de mer 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 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. Il faut cependant noter que la résolution spatiale des données était faible (voir Chapitre III § 2.1)

En terme de capture, le Bec de cane est pris majoritairement entre mai et août (soit avant et au début de la saison de reproduction), avec des minimums en septembre-octobre (soit à 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.

6.1. La pêche plaisancière

La pêche plaisancière étant une activité informelle et non déclarée, une étude de terrain a été menée afin de collecter les informations nécessaires. 173 sorties en mer ont été réalisées dans le Grand Nouméa entre début 2008 et mi 2010. Au cours de ses sorties un relevé de la fréquentation et des enquêtes auprès des pêcheurs ont été réalisés (voir Chapitre III § 3). Pour la l'activité dans la Corne Sud des données issues du travail de Jollit (2010) ont été utilisées.

Les analyses des données obtenues 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 14).

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 des trois espèces étudiées ont été estimées à partir de l'effort de pêche nominal issue de la description de l'activité de pêche et du calcul des CPUE moyennes de chaque stratégie à partir des données d'enquêtes. Les chiffres obtenus (Tableau 1) sont à prendre avec précaution car ils se basent sur une quantité de données relativement limitée, en particulier pour le Bec de cane. Ils apportent néanmoins une information inédite, utile aux décideurs et plus détaillée que dans les précédentes études sur la pêche plaisancière en Nouvelle-Calédonie. 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.

Tableau 1. Estimation des captures annuelles de Bec de cane, Saumonée et Dawa, par les pêcheurs plaisanciers.

Espèce	Estimation des captures plaisancières	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

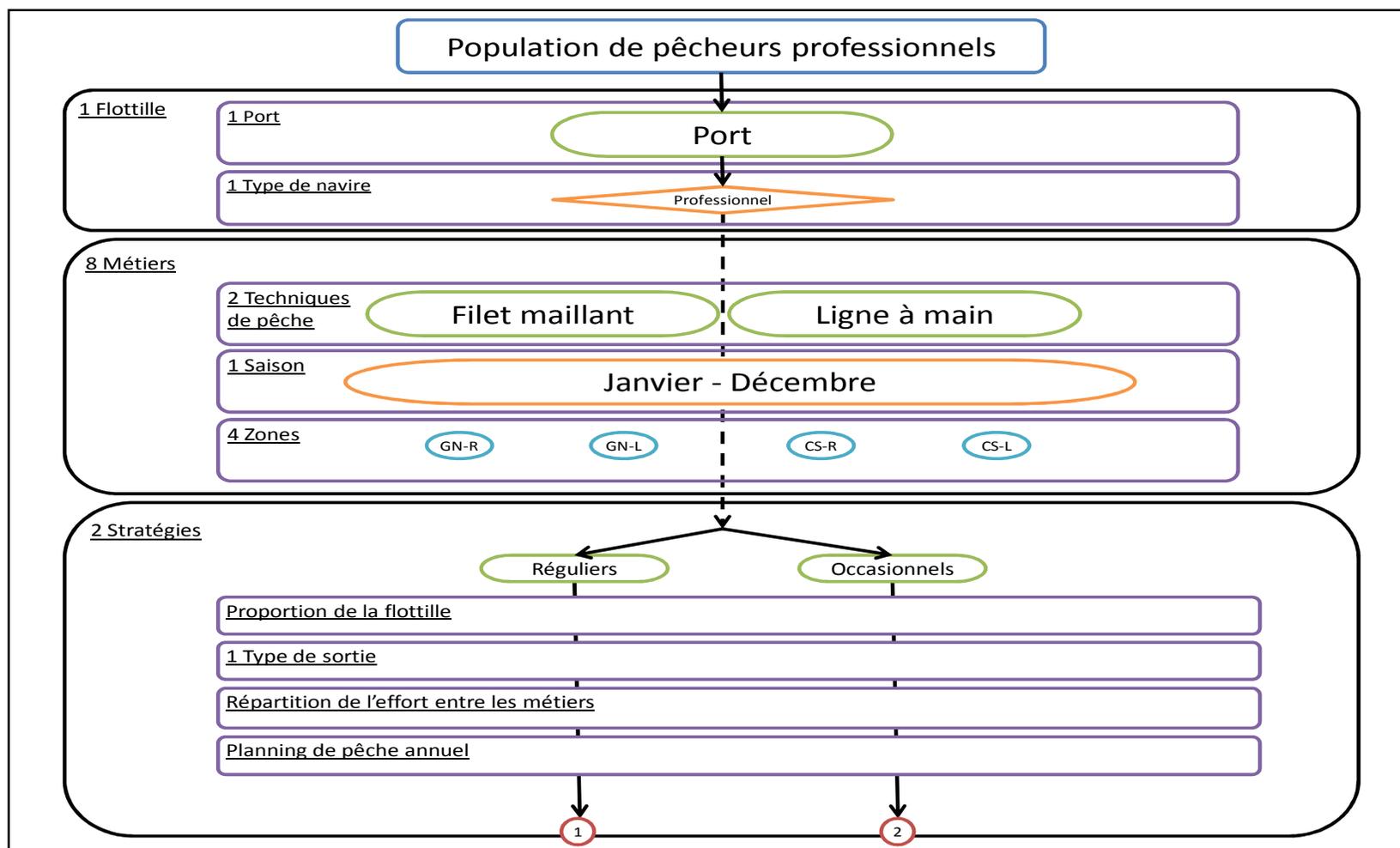


Figure 13. Schéma synthétique de la structure de l'activité de pêche professionnelle. Pour les zones, les abréviations sont les suivantes : GN (Grand Nouméa) ; CS (Corne Sud) ; R (récif) ; L (fond de lagon).

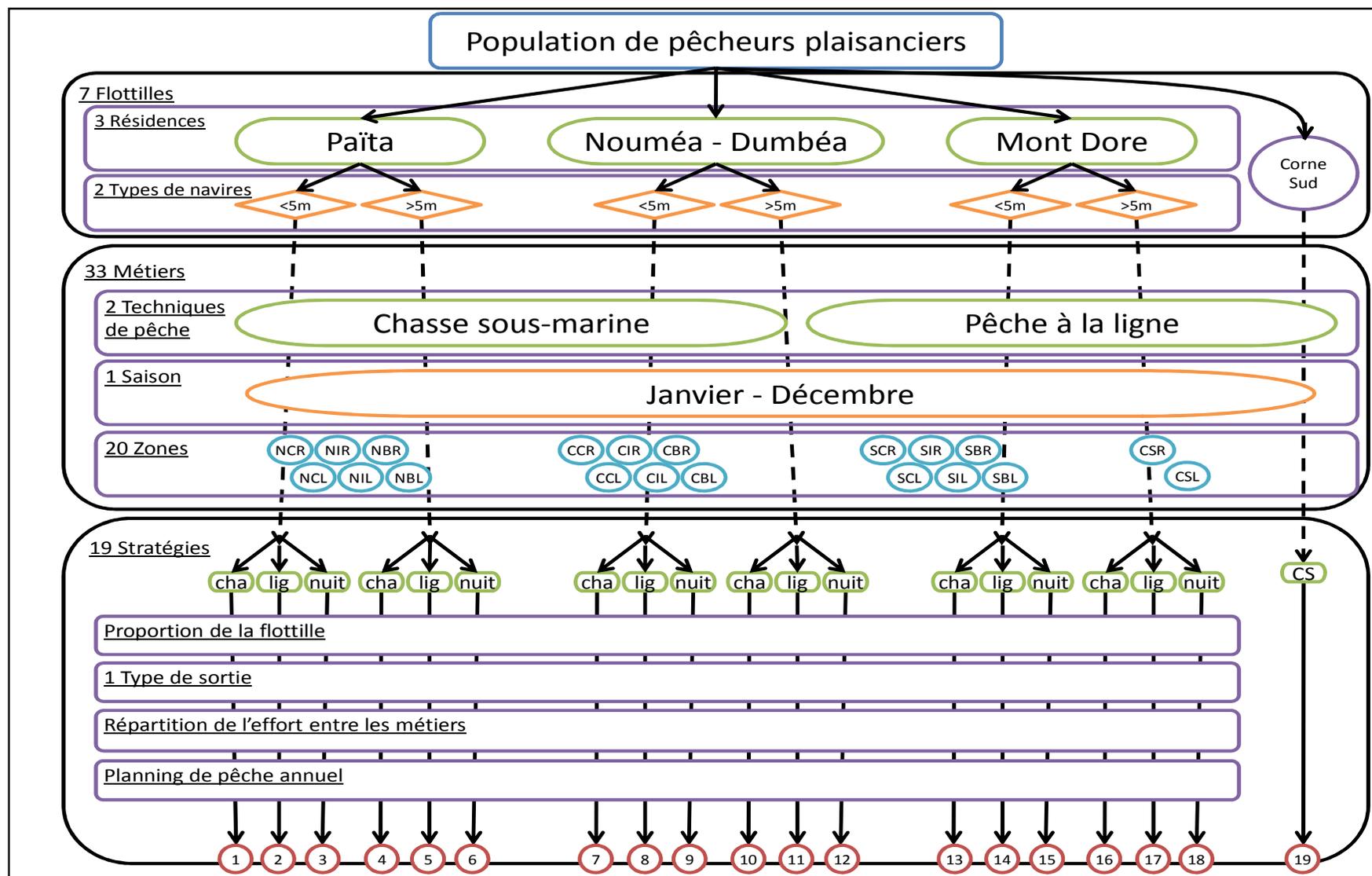


Figure 14. Schéma synthétique de la structuration de l'activité de pêche plaisancière. Pour les zones, les abréviations sont les suivantes : N (Nord) ; C (Centre) ; S (Sud) ; CS (Corne Sud) ; B (barrière) ; I (intermédiaire) ; C (côte) ; R (Récifs) ; L (fonds de lagon). Pour les stratégies, les abréviations sont les suivantes : cha (chasse sous-marine) ; lig (pêche à la ligne) ; nuit (nuit) ; CS (Corne Sud).

La spatialisation de l'effort de pêche et des captures a été synthétisée à l'aide de cartes (Figure 15, Figure 16 et Figure 17 ; et Chapitre IV § 2 et Annexe 17).

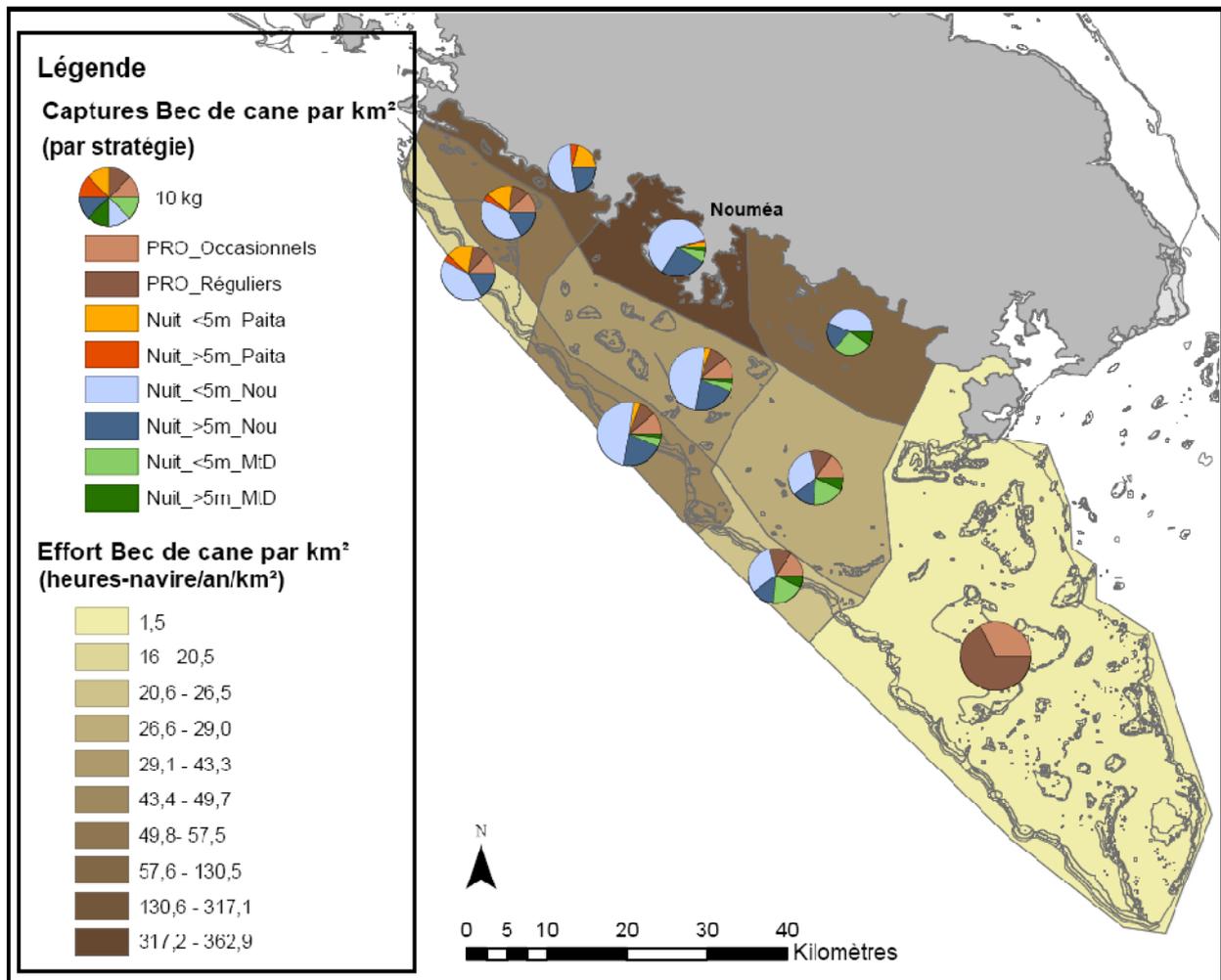


Figure 15. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant le Bec de cane et les captures associées par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "Nuit" = plaisanciers de nuit, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou" = Nouméa et "MtD" = Mont Dore.

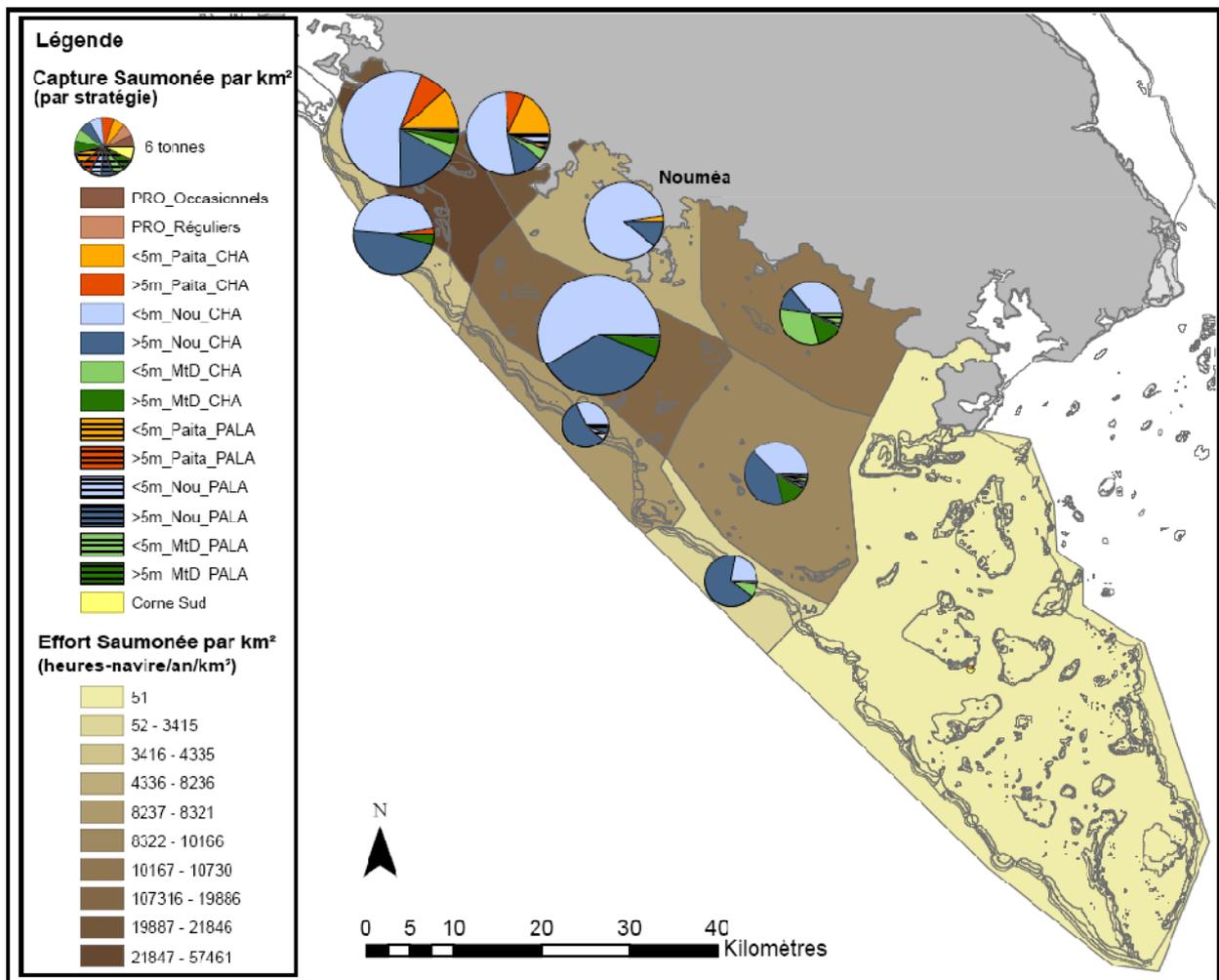


Figure 16. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant la Saumonée et la capture associée par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou" = Nouméa, "MtD" = Mont Dore, "CHA" = chasseurs sous-marins et "PALA" = pêcheurs à la palangrotte.

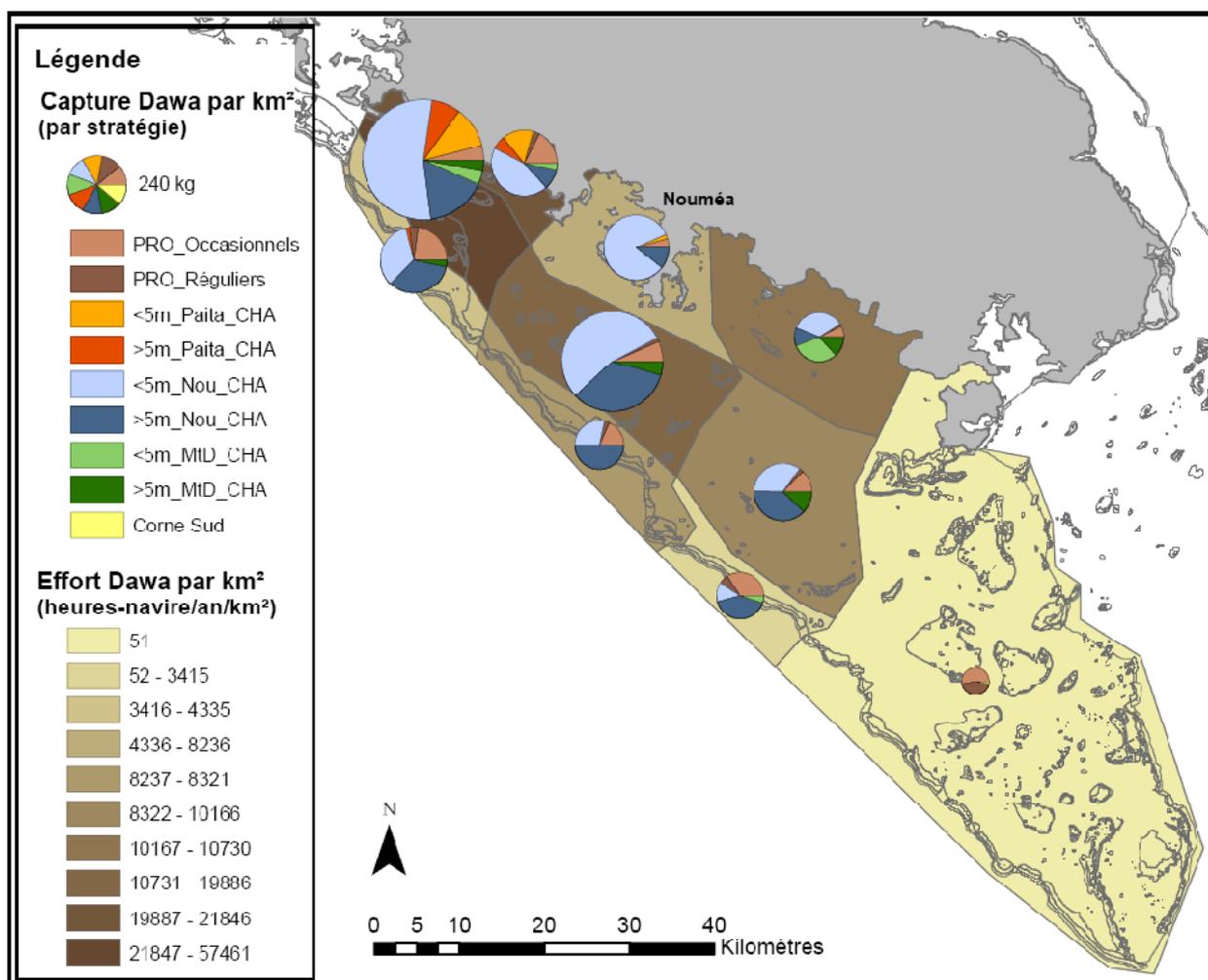


Figure 17. Cartographie de l'effort annuel par unité de surface ciblant le Dawa et la capture associée par stratégie. Les noms de stratégies (voir Chapitre III) utilisent les abréviations suivantes : "PRO" = professionnels, "<5m" = navires inférieurs à 5 m, ">5m" = navires supérieurs ou égal à 5 m, "Nou" = Nouméa, "MtD" = Mont Dore et "CHA" = chasseurs sous-marins.

7. Conditions initiales des populations dans les simulations

En l'absence d'évaluations de stocks en Nouvelle-Calédonie, une méthodologie a été proposée à partir des données disponibles afin de déterminer l'état initial de chacune des populations étudiées (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 n'inclue 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 précédemment, 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 Grand Nouméa serait située dans les AMP. Les réserves auraient ainsi un rôle important à jouer dans le maintien de la population. Les effectifs par classe, 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.

8. Analyse de scénarios de gestion alternatifs en présence d'incertitude

8.1. Les scénarios

Suite à plusieurs échanges avec les gestionnaires, 4 scénarios de gestion dont 3 alternatifs ont été définis (voir Chapitre IV § 4.1) :

- scénario 1 : *statu quo* ;

- scénario 2 : mise en place d'une AMP supplémentaire qui 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 18);
- scénario 3 : instauration d'une taille minimale de capture fixée à l'âge à maturité pour chacune des trois espèces (Tableau 2) ;
- scénario 4 : introduction de 10 pêcheurs professionnels supplémentaires dans la stratégie "réguliers".

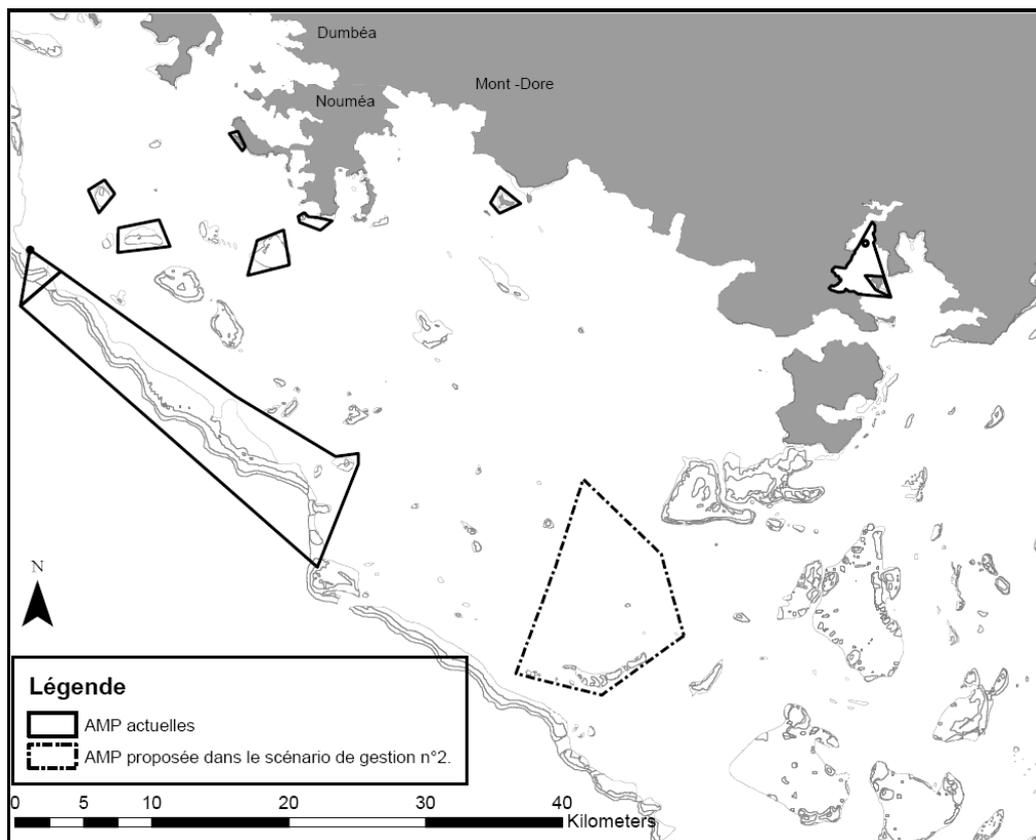


Figure 18. Délimitation de l'AMP modélisée dans le scénario de gestion alternatif N°2. Cette délimitation inclut le récif Uimé et les fonds meubles au Nord de celui-ci.

Tableau 2. 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)

8.2. Analyse sous incertitude

Au regard des manques de connaissance et des différentes sources d'erreur mis en évidence au cours de cette étude, notre analyse d'incertitude s'est concentrée sur une sélection d'aspects clefs notamment liés aux activités de pêche et au processus de recrutement (voir Chapitre II § 3 et Chapitre IV § 3).

8.2.1. Incertitude sur la pêche

La prise en compte de l'incertitude sur les activités de pêche a été intégrée par une présentation des résultats sous forme de boxplots. La biomasse des stocks et les débarquements totaux de chacun des scénarios ont été comparés au bout de 8 années de simulation (Figure 19). 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 (voir Chapitre IV § 4.2 et 4.3.1).

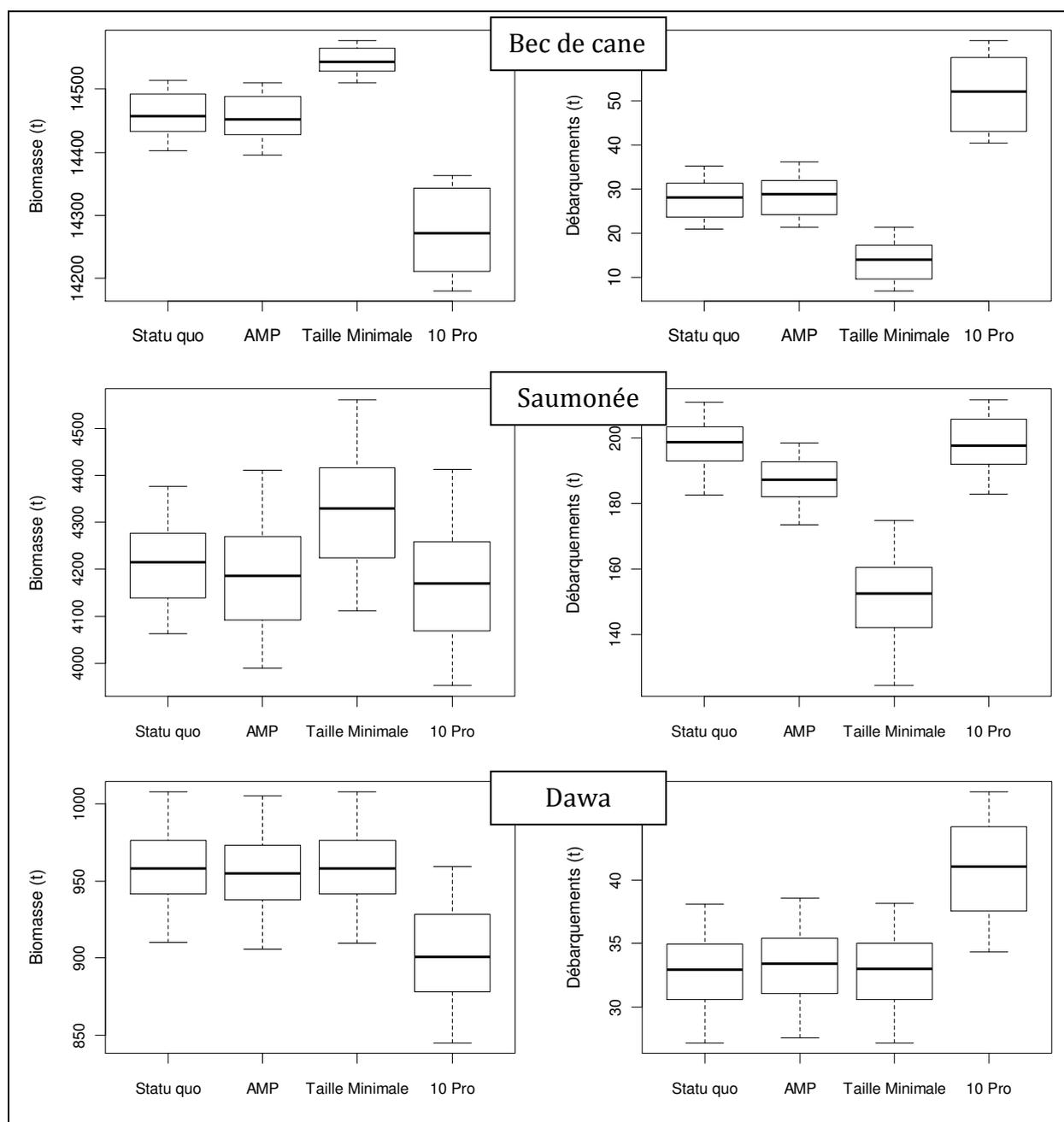


Figure 19. Comparaison de l'effet de différents scénarios de gestion sur la biomasse des populations de Bec de cane, Saumonée et Dawa (gauche) et des débarquements (droite), après 8 années de simulation. Les boxplots représentent les quartiles de distribution des valeurs issues des 32 simulations réalisées pour chaque scénario. Les traits horizontaux représentent les valeurs médianes de la biomasse et des captures.

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). Les différences de biomasses de poisson dans chacune des zones du modèle obtenues grâce à la mise en place de l'AMP sont présentées dans le Tableau 3.

Tableau 3. 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

Le scénario 3 (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 supposés 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 (10 pêcheurs pro.), 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.

8.2.2. Incertitude sur le recrutement

L'effet du recrutement sur la dynamique des stocks a été quantifié en modélisant la dynamique des stocks sous 2 hypothèses pour chacun des 4 scénarios : une situation de référence (H1, étudiée au § précédent) et une situation de meilleur recrutement (H2) (voir Chapitre IV § 4.2). Dans le cas de la Saumonée l'hypothèse H2 correspond à une simulation avec un pic de recrutement lors de la 4^{ème} année de simulation (voir Chapitre IV § 3.2.2 et 4.3.2). Pour les 3 espèces cette hypothèse H2 correspond à une croissance de la population.

Nous n'avons pas testé de recrutement plus faible dans cette partie de l'étude, car les populations apparaissent déjà en déclin sous l'hypothèse H1. Il ressort que l'incertitude sur le recrutement est le facteur qui influence le plus la dynamique des espèces.

❖ Effet sur la biomasse des populations

Dans l'ensemble, les 3 espèces répondent de la même manière avec une dynamique de population principalement liée aux hypothèses sur le recrutement et dans une moindre mesure par les différentes mesures de gestion testées (Figure 20 à Figure 23). 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 20).

- Pour le Dawa seul l'effet sur la biomasse d'un ajout de 10 pêcheurs professionnels supplémentaires apparaît plus marqué par rapport aux autres scénarios (Figure 21).
- 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 22). 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 23), 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.

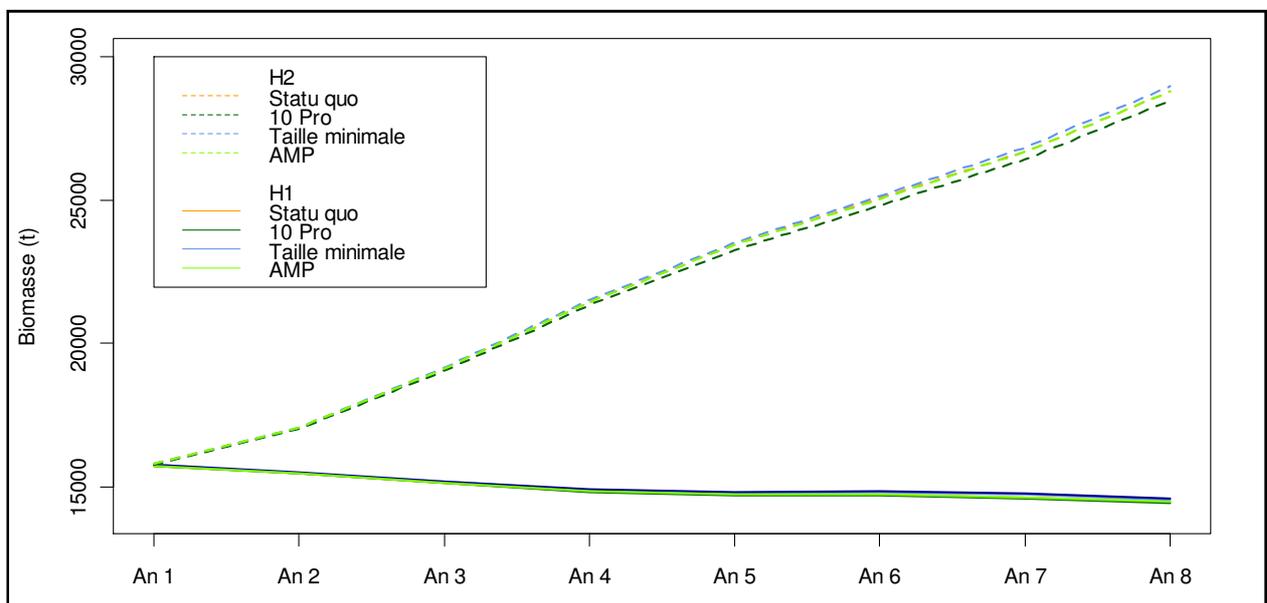


Figure 20. Evolution de la biomasse de la population de Bec de canne au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

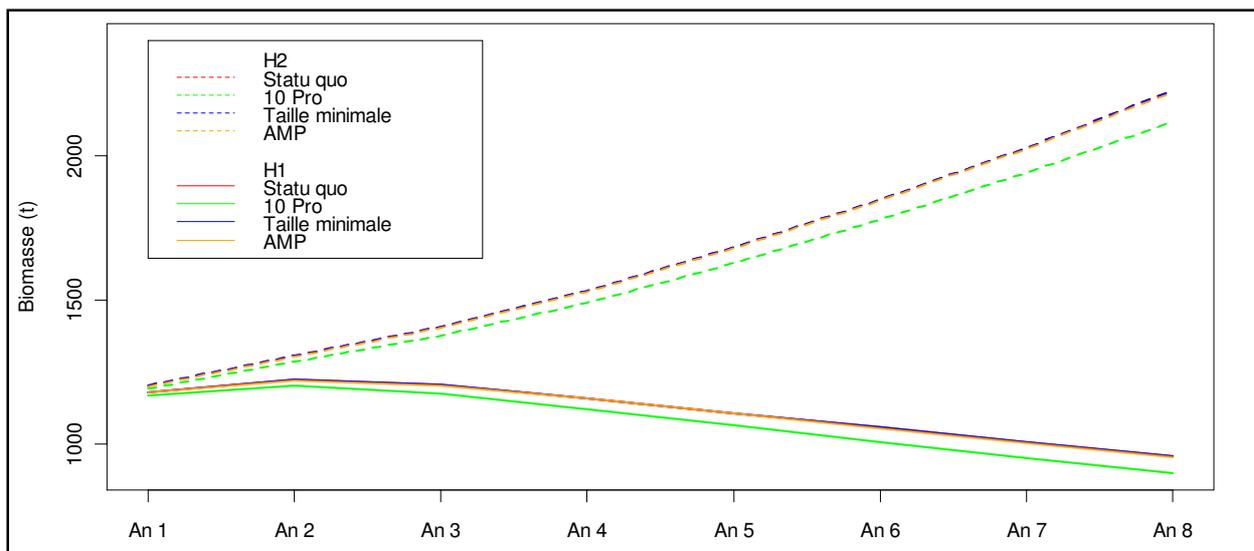


Figure 21. Evolution de la biomasse de la population de Dawa au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

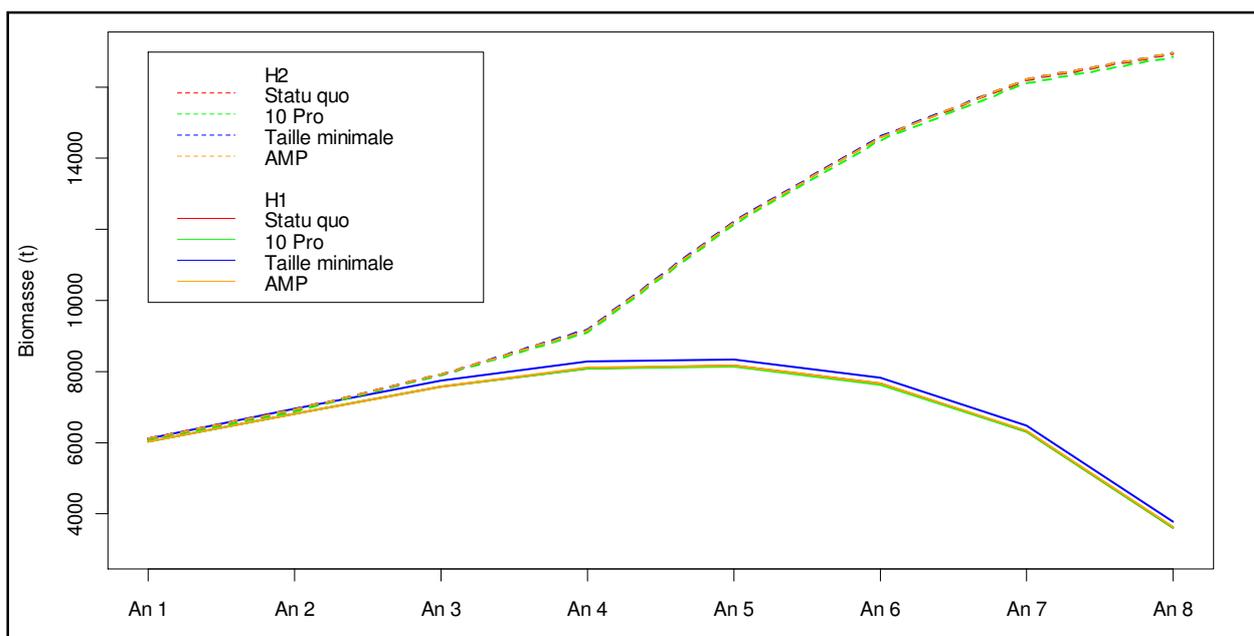


Figure 22. Evolution de la biomasse de la population de Saumonée au mois de décembre de chaque année sur 8 ans de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 (lignes pleines) et H2 (lignes pointillées) et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

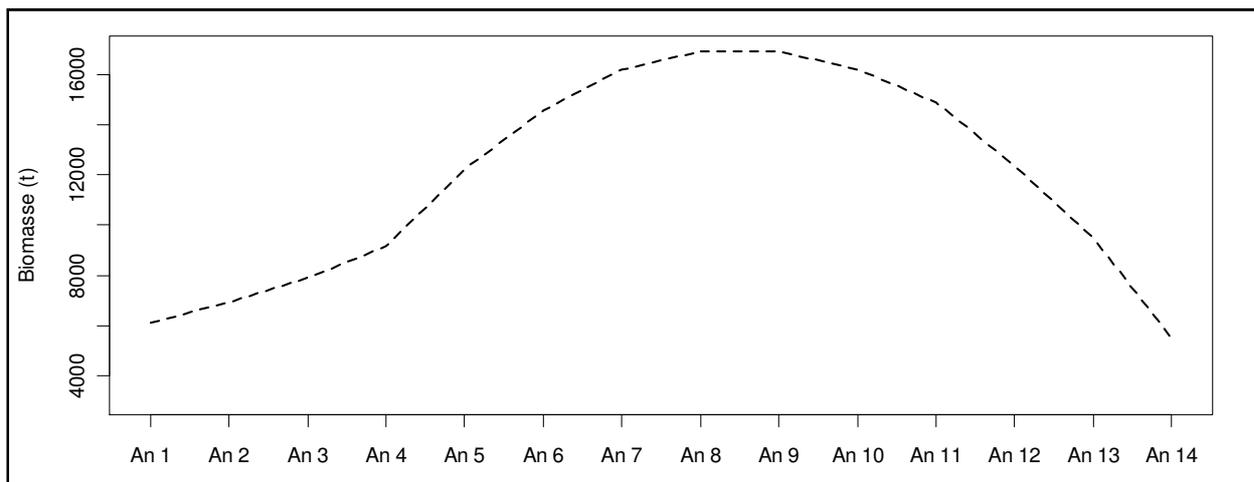


Figure 23. Evolution de la biomasse de la population de Saumonée au mois de décembre de chaque année sur 14 ans de simulation sous l'hypothèse H2, pour le scénario 1 (*statu quo*). Un seul pic de recrutement a été modélisé à l'année 5.

❖ Effet sur les captures

L'effet du recrutement sur l'évolution des captures est moins sensible et les résultats diffèrent plus selon les espèces (Figure 24 à Figure 26).

Pour le Bec de cane (Figure 24), les différents scénarios de gestion influencent plus les captures que l'hypothèse de mortalité naturelle, sauf pour le scénario 2 (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.

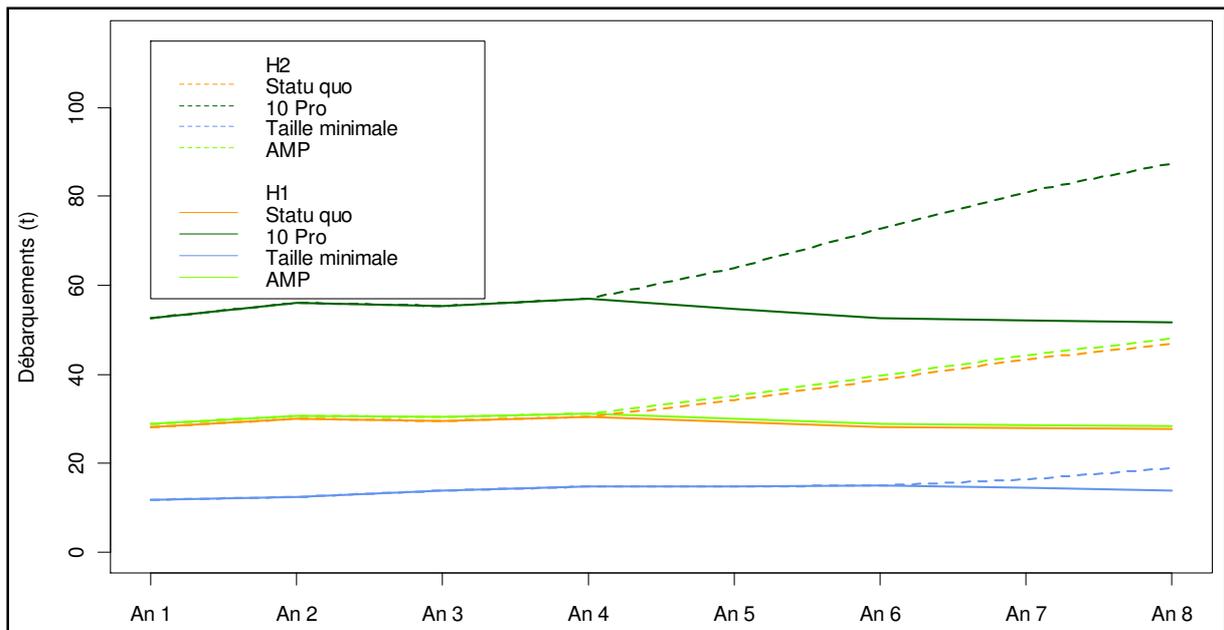


Figure 24. Evolution des débarquements annuels de Bec de cane sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

Dans le cas du Dawa (Figure 25), 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 Chapitre IV § 4).

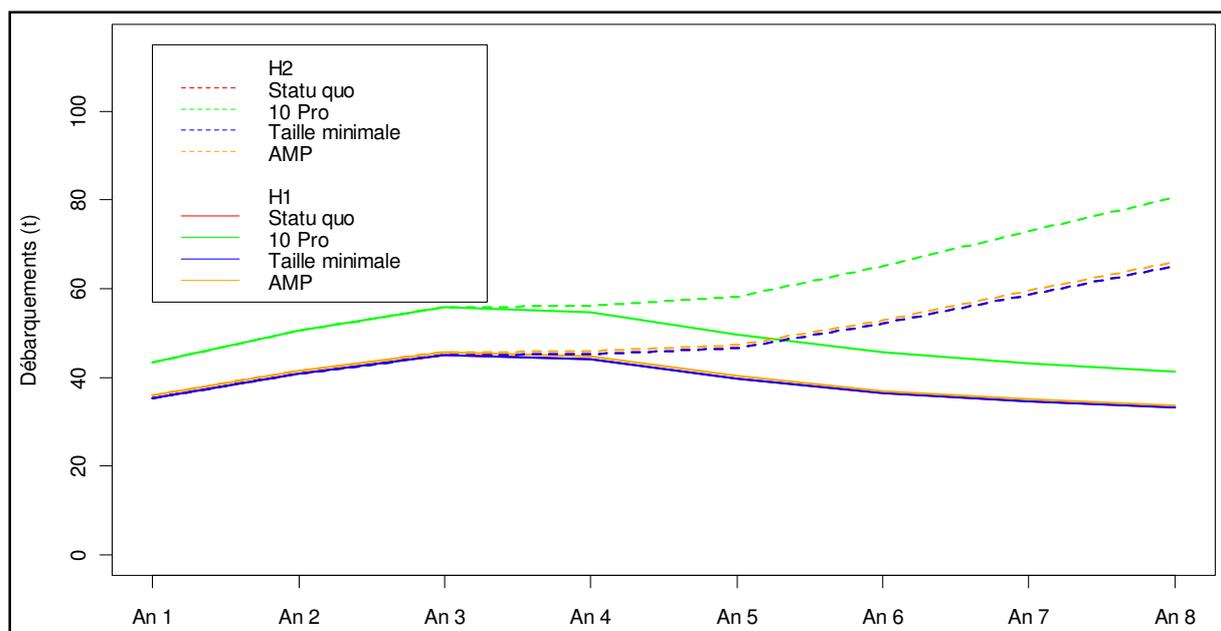


Figure 25. Evolution des débarquements annuels de Dawa sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

Dans le cas de la Saumonée (Figure 26), 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 26). 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. 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 22). 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 26) et entretient un niveau de capture élevé pendant plusieurs années (par exemple années 7 et 8 de la Figure 26). 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.

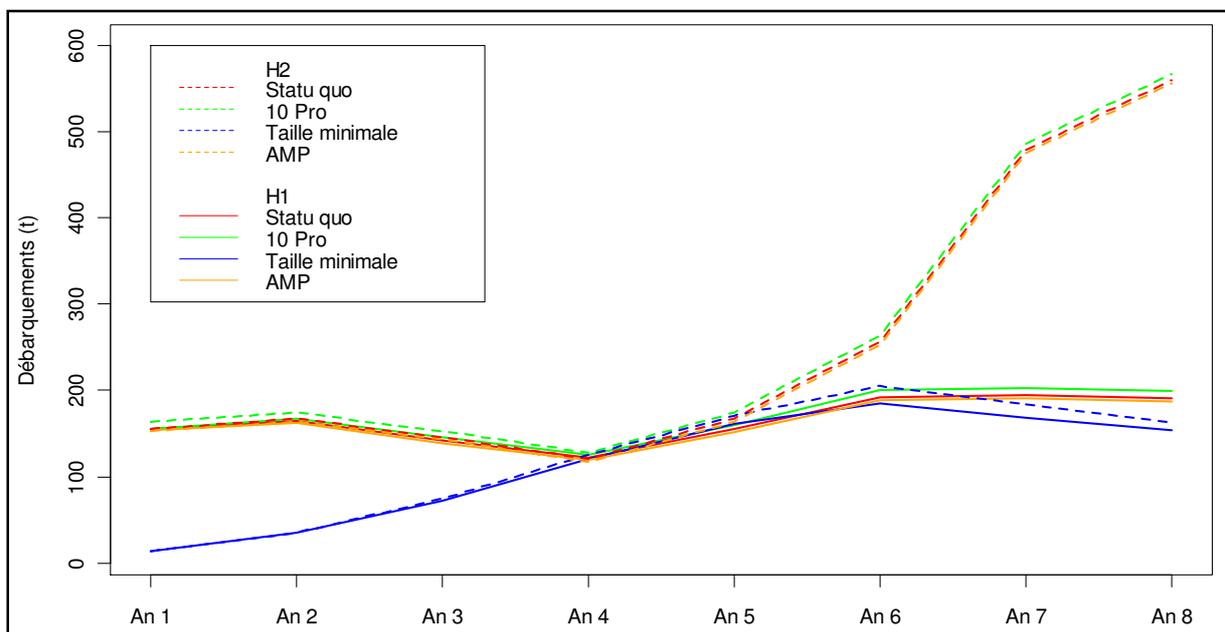


Figure 26. Evolution des débarquements annuels de Saumonée sur 8 années de simulation sous les hypothèses de mortalité naturelle pré-recrutement H1 et H2 et pour chacun des 4 scénarios de gestion.

9. Discussion - Conclusion

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-pêche 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.

Il apparaît donc fondamental de poursuivre un effort de recherche sur la connaissance de la biologie et l'écologie des espèces étudiées (*Lethrinus nebulosus*, *Plectropomus leopardus* et *Naso unicornis*). Cette connaissance est essentielle lorsque l'on aborde des questionnements sur l'exploitation durable des ressources (voir Chapitre II § 3 et Conclusion). Notamment au sujet de *Naso unicornis* qui a été identifiée par Hoey & Bellwood (2009) comme une espèce fonctionnellement originale, mais dont le niveau de connaissance reste encore très limité. D'autre part, les activités de pêche impactent la mortalité des populations exploitées et leur connaissance est nécessaire à la compréhension des processus qui régissent la dynamique des stocks. Plusieurs points ont été soulevés à ce sujet, notamment sur la faible résolution des données de déclaration de pêche professionnelle et sur les protocoles d'étude de la pêche plaisancière (Voir Chapitre III § 2, 3 et 5, et Conclusion).

Concernant l'utilisation du modèle ISIS-Fish, nous présentons sous la forme d'une liste de points détaillés, les avantages et désavantages liés à l'utilisation de ce modèle 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. Tout ceci rend l'utilisation autonome du modèle ISIS-Fish parfois difficile.

Références bibliographiques

Andréfouët, S. and Torrez-Pulliza (2004). Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. *Rapport d'activité*. IFRECOR, Nouméa.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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 Resources Management, Manila.

Hussein, C., M. Verdoit-Jarraya, J. Pastor, A. Ibrahim, G. Saragoni, D. Pelletier, S. Mahévas and P. Lenfant (2011). 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.

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.

Jones, G. P. (1990). The importance of recruitment to the dynamics of a coral reef fish population. *Ecology*, **71**(5): 1691-1698.

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.

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. 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.

Laboute, P. and R. Grandperrin (2000). *Poissons de Nouvelle-Calédonie*. Catherine Ledru, Nouméa: 520 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.

Loubens, G. (1978). Biologie de quelques espèces de poissons du lagon néo-calédonien. *Cahiers de l'ORSTOM*, **XVI**(3-4): 263-283.

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.
- Marchal, P., C. Francis, P. Lallemand, S. Lehuta, S. Mahévas, K. Stokes and Y. Vermard (2009). 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Mora, C. and P. F. Sale (2002). Are populations of coral reef fish open or closed? *Trends in Ecology & Evolution*, **17**(9): 422-428.
- 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.
- Pelletier, D. and S. Mahévas (2005). Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation. *Fish and Fisheries*, **6**(4): 307-349.
- 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.
- Pitcher, T. J. (1998). Back to the Future': A novel methodology and policy goal in fisheries. *Fisheries Centre Research Report*, **6**(5): 4-7.
- 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.

- 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.
- Ruddle, K. and F. R. Hickey (2008). Accounting for the mismanagement of tropical nearshore fisheries. *Environment, Development and Sustainability*, **10**(5): 565-589.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.