
Modélisation bioéconomique des pêcheries de crabe de Mangrove à Madagascar



Etudiante : Cécile Donatella

Tuteur de stage : Olivier THEBAUD – Marc LEOPOLD

Tuteur académique : Harold LEVREL – Lionel RAGOT

Remerciement

Je tiens à adresser mes sincères remerciements en priorité à mes encadrants de stages, Monsieur Olivier THEBAUD et Monsieur Marc Leopold pour leur disponibilité, leurs conseils avisés et leur aide précieuse tout au long de la rédaction de ce mémoire et durant le stage. En m'accordant leur pleine confiance ils m'ont permis d'apprendre en autonomie et de consolider mes connaissances.

Je tiens aussi à remercier Monsieur Harold LEVREL et Monsieur Lionel RAGOT, mes tuteurs académiques pour leurs précieux conseils et les connaissances qu'ils m'ont transmises.

Je tiens à remercier l'équipe de Madagascar, en particulier Duolah et Deuts, pour leur chaleureux accueil mais aussi leur disponibilité.

Plus personnellement, je tiens à remercier ma maman, mon frère, ma sœur et mon copain qui m'ont particulièrement soutenu dans l'écriture de mon mémoire ainsi que dans la réussite de cette formidable année universitaire.

Je souhaite remercier les stagiaires et tout particulièrement Astrid SHADILI, Fabien MANSANTI, Juliette JESTIN, Benjamin DUDOUET, Nina, Eloïse, Anna, Adrien, Arthur, Juliette pour leur bonne humeur permanente et les moments passés ensemble.

Je souhaite également remercier mes camarades de classe, Nell LAUTRU, Gabrielle CHASAGNE, Emma JACQUET, Gwen HESLAN, pour cette superbe année.

Enfin je souhaite remercier mes colocataires Diane BATAILLER et Séraphine sans qui cette aventure n'aurait pas été pareille.

Résumé

Avec la hausse de la rentabilité de la filière du crabe de mangrove à Madagascar, le secteur passe d'une activité secondaire à un secteur majeur. Un système de gestion est alors mis en place par le gouvernement pour éviter la surexploitation, mais raison du manque de données sur la pêcherie il reste difficile d'évaluer les effets de réglementation actuelle. C'est dans ce contexte que naît le projet de recherche-action CoreCrabe en cours afin de réaliser des enquêtes visant à mieux comprendre les dimensions biologiques, techniques économiques et sociales de cette pêcherie. La présente étude essaye d'estimer les effets de la réglementation actuelle sur la dynamique du stock et le profit des pêcheurs, mais aussi de comparer différentes stratégies de gestion grâce à un modèle bioéconomique.

Les résultats ont montré que l'ajout d'une deuxième période de fermeture en début d'année (située durant la saison haute du recrutement des crabes) combinée à la période de fermeture actuelle permet de créer deux saisons hautes de pêche. Ces deux saisons pourront augmenter les captures annuelles des pêcheurs et par conséquent leurs profits par rapport au statu quo. Toutefois, la hausse de la rentabilité de la pêcherie attirerait de nouveaux pêcheurs et donc augmenterait la pression sur la pêche soit une rétroaction négative sur la biomasse, mais selon nos estimations cette situation serait meilleure que le statu quo. Nous avons également testé l'effet du respect strict d'une taille minimale à 7cm combiné à la période de fermeture actuelle. Dans cette situation, une taille minimale de capture permettrait d'augmenter le poids des crabes et donc d'augmenter la biomasse de l'ordre de 50% par rapport au statu quo. Les pêcheurs en capturant des crabes de plus grande taille pourront espérer un gain de poids et donc des profits plus élevés, car les crabes ne sont pas vendus au même prix suivant leurs tailles et donc leur poids. Les résultats économiques et biologiques de cette situation sont plus élevés que ceux de l'ajout d'une deuxième période de fermeture en début d'année.

Ce mémoire a été effectué dans le cadre d'un stage de fin d'études au sein de l'unité de recherche mixte du laboratoire AMURE à l'Université de Bretagne-Occidentale à Brest. Durant ce stage, j'ai pu notamment travailler avec C. Chaboud à l'origine du modèle bioéconomique. De plus, j'ai eu la chance d'avoir des réunions régulières pour suivre mon avancement et de pouvoir échanger avec l'équipe de Madagascar. Certains des résultats trouvés, en particulier sur les périodes de fermeture, ont fait l'objet de discussions lors d'un groupe de travail réalisé par le projet CoreCrabe. Enfin j'ai eu la chance de réaliser un voyage à Madagascar pour transférer le modèle étudié au futur thésard. Ce travail a été soutenu par le projet ISblue "Interdisciplinary graduate school for the blue planet" co-financé par une aide de l'État gérée par l'Agence Nationale de la Recherche au titre du programme « Investissements d'avenir » intégré à France 2030, portant la référence ANR-17-EURE-0015.

Abstract

With the increase in profitability of the mangrove crab industry in Madagascar, the sector is moving from a secondary activity to a major sector. A management system was then put in place by the government to avoid overexploitation, but due to limited data on the fishery it remains difficult to assess the effects of the current regulations. It is in this context that the CoreCrabe action-research project was born, in order to carry out surveys to better understand the biological, technical, economic and social dimensions of this fishery. The present study tries to estimate with a bioeconomic model the effects of current regulations on stock dynamics and fishermen's profit, but also to compare different management strategies.

The results showed that the addition of a second closed season at the beginning of the year (located during the high crab recruitment season) combined with the current closed season would create two high fishing seasons. These two seasons could increase the annual catches of the fishermen and consequently their profits compared to the status quo. However, the increased profitability of the fishery would attract new fishers and thus increase the pressure on the fishery causing a negative feedback on the biomass, but according to our estimates this situation would be better than the status quo. We also tested the effect of strict adherence to a minimum size of 7 cm combined with the current closed season. In this situation, a minimum catch size would increase the weight of the crabs and therefore increase the biomass by around 50% compared to the status quo. We also tested the effect of a minimum size of 7 cm combined with the current closed season. In this situation, a minimum catch size would increase the weight of the crabs and therefore increase the biomass by around 50% compared to the status quo. By catching larger crabs, fishermen can expect a gain in weight and consequently higher profits, as crabs are not sell at the same price according to their size and therefore weight. The economic and biological results of this situation are higher than those of adding a second closed season at the beginning of the year.

This work was carried out during an internship in the joint research unit of the AMURE laboratory at the University of Bretagne-Occidentale in Brest. During this internship, I had the opportunity to work with C. Chaboud, who developed the bioeconomic model. Moreover, I was lucky enough to have regular meetings to follow my progress and to be able to exchange with the team in Madagascar. Some of the results found, in particular on closure periods, were discussed in a working group conducted by the CoreCrabe project. Finally, I had the chance to travel to Madagascar to transfer the model studied to the future PhD student. This work was supported by ISblue project, Interdisciplinary graduate school for the blue planet (ANR-17-EURE-0015) and co-funded by a grant from the French government under the program "Investissements d'Avenir" embedded in France 2030.

Table des matières

Remerciement.....	2
Résumé.....	3
Abstract	4
Table des matières.....	5
1 Introduction	7
1.1 Enjeux de la gestion des pêches	7
1.1.1 Situation mondiale de la pêche maritime : l'importance des petites pêches	7
1.1.2 Des pêcheries interconnectées via les marchés internationaux	9
1.1.3 Historique des modes de gouvernances à l'échelle globale.....	11
1.2 Apport de la modélisation bioéconomique dans la gestion des pêcheries.....	13
1.3 Application : cas de la pêcherie du crabe de mangrove de <i>Scylla Serrata</i> à Madagascar	14
1.3.1 Historique du développement de l'exploitation.....	14
1.3.2 Le projet de recherche-action CoreCrabe : un appui à l'aménagement des pêcheries ..	16
1.4 Problématiques et hypothèses retenues	17
2 Matériels et Méthodes.....	19
2.1 Définition du modèle bioéconomique	19
2.1.1 La ressource.....	19
2.1.2 Exploitation du crabe de mangrove	21
• Capacité et effort de pêche	21
• Captures.....	23
2.1.3 Coûts et Revenus	24
• Coûts.....	24
• Revenus	25
2.1.4 Les différentes stratégies de gestion.....	26
2.2 Calibration du modèle	27
2.2.1 La ressource.....	27
• Cycle de vie du crabe de mangrove.....	27
• Recrutement.....	30
2.2.2 Exploitation du crabe de mangrove	31
• Effort de pêche	31
• Captures.....	33
2.2.3 Indicateurs de performances économique	35
• Coûts.....	35
• Prix et taux d'actualisation	38
2.2.4 Stratégies de gestion.....	38
• Détail des stratégies.....	38

• Variables à étudier.....	40
3 Résultats.....	41
3.1 Statu Quo.....	41
• Impacts biologiques.....	41
• Impacts économiques	43
3.2 Ajout d'une deuxième période fermeture.....	45
• Impacts biologiques.....	45
• Impacts économiques	47
3.3 Mise en place d'une longue période de fermeture.....	49
• Impacts biologiques.....	49
• Impacts économiques	51
3.4 Différenciation de la capturabilité.....	53
• Impacts biologiques.....	53
• Impacts économiques	54
4. Discussion.....	57
4.1 Synthèse comparative des effets des stratégies sur les composantes biologiques et économiques de la pêche	57
4.1.1 Contrôle de l'effort de pêche : fermeture	57
4.1.2 Contrôle des captures : diminution de la capturabilité	59
4.2 Limites et Perspectives.....	60
4.2.1 Données d'entrée et calibration	60
4.2.2 Utilisation du modèle à des fins de gestion	61
Conclusion.....	63
Bibliographie.....	64
Annexes.....	68

1 Introduction

1.1 Enjeux de la gestion des pêches

1.1.1 Situation mondiale de la pêche maritime : l'importance des petites pêches

Le secteur de la pêche et de l'aquaculture atteint en 2020 178 millions de tonnes de production (Figure 1). Dans cette production nous pouvons identifier une contribution de 51% du secteur de la pêche et 49% du secteur aquacole soit une production respective de 90,3 et 87,5 millions de tonnes (FAO, 2022). La pêche professionnelle se divise en deux catégories à savoir la pêche maritime, pratiquée en mer ou en estuaire, et la pêche continentale qui a l'inverse est pratiquée en eau douce comme les rivières ou les étangs (INSEE, 2021). L'aquaculture regroupe quant à elle les activités d'élevage d'animaux et de culture de plantes en eau marine ou continentale (INSEE, 2016). Entre 1950 et 2018, la production mondiale du secteur de la pêche et aquacole a été multipliée par 9,4 passant ainsi de 19 millions de tonnes à plus de 179 millions de tonnes. La baisse de production enregistrée entre 2018 et 2020, tant du côté de la pêche que de l'aquaculture, est due à plusieurs facteurs comme par exemple la répercussion de la pandémie du COVID 19 ou encore la variation des captures d'espèces pélagiques¹ (FAO, 2022). La dynamique d'évolution de la production est différente entre la pêche et l'aquaculture, il est donc indispensable d'étudier leurs évolutions différemment.

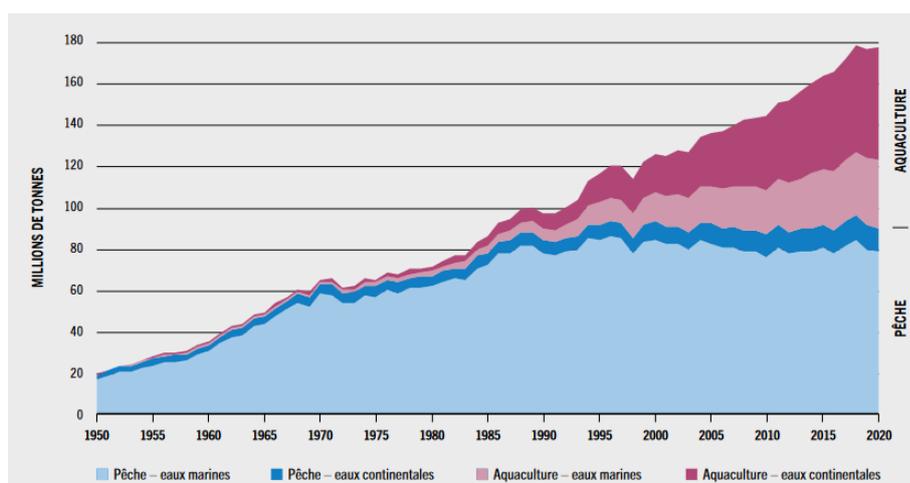


Figure 1 - Évolution de la production mondiale en millions de tonnes du secteur Halieutique et Aquacole, FAO 2022

Entre 1950 et 1995, la production halieutique mondiale a été multipliée par 4,8 passant ainsi de 19 millions de tonnes à plus de 90 millions de tonnes. Depuis 1995, la production halieutique oscille autour de 90 millions de tonnes. Malgré l'évolution de la pêche continentale, la pêche maritime reste la principale source des captures totales halieutiques. En effet en 2020, sur les 90 millions de captures totales, 63% étaient issues de la pêche maritime et 37% de la pêche continentale. Sur cette production halieutique totale, 40% sont issues de la petite pêche appelée également pêche artisanale (FAO, 2022). Pourtant leur existence a longtemps été considérée comme un passage transitoire vers la pêche industrielle ce qui a conduit à une sous-estimation du secteur. Dans ce contexte et compte tenu de la diversité des caractéristiques de la pêche artisanale, aucune définition claire n'a encore été établie : on

¹ Espèces pélagiques : Les espèces pélagiques vivent en haute mer à la proximité de la surface. On distingue les petits pélagiques (sardines, anchois, ...) et les grands pélagiques (requins, thonidé, ...).

parle davantage de classification qui varie en fonction des pays (FAO, 1983 ; FAO, 2022). Par exemple en Thaïlande cette classification varie en fonction des engins alors qu'à Singapour elle varie en fonction du rayon d'action par rapport au rivage (FAO, 1983). Ce sous-secteur de la pêche est souvent caractérisé par des migrations saisonnières, mais aussi une richesse culturelle d'importance mondiale puisqu'elle est considérée généralement comme un lien historique avec des traditions ancestrales (FAO, 2015). Malgré la contribution non négligeable et reconnue de la petite pêche dans différents domaines, comme la diminution de la pauvreté dans le monde, plusieurs communautés qui dépendent de la pêche artisanale sont encore marginalisées (FAO 2015, FAO, 2022). L'aquaculture a quant à elle commencé à se développer principalement dans les années 1970 même si elle existait déjà auparavant. En 1970 la part de l'aquaculture dans le secteur halieutique et aquacole atteignait uniquement 5%, mais elle est passée à 44% en 2010 soit une augmentation de 780%. En 2009, 45,7% des produits de la mer provenaient de l'aquaculture ce qui montre un point clé dans l'avancement de l'aquaculture (Natale et al., 2012). L'expansion de l'aquaculture depuis 1976 par rapport à la pêche peut être considérée comme le plus récent phénomène de transition de chasse à l'élevage en domestiquant les animaux. Les pays asiatiques sont les principaux producteurs d'aquaculture, ces derniers sont à l'origine de 91,6% de la production aquacole mondiale (FAO, 2022).

Le secteur de la pêche et de l'aquaculture permet de répondre à deux enjeux principaux mondiaux, la sécurité alimentaire et de l'emploi (FAO,2022). La consommation mondiale de produit aquatique a quintuplé en l'espace de 60 ans et atteint 158 millions de tonnes en 2019. Cette importante variation est due notamment à l'augmentation des disponibilités alimentaires avec les échanges commerciaux, mais aussi aux changements de préférence des consommateurs et l'augmentation des revenus. La plupart des pays ont vu leur consommation par habitant augmenter entre 1961 et 2019, passant ainsi de 9kg par personne à plus de 20 kg en 2020 soit une hausse de 45% en 59 ans, mais cette évolution a été extrêmement variable en fonction des pays. Elle a été particulièrement forte dans les pays à revenu intermédiaire de la tranche supérieure², et un peu plus lente dans les pays à revenu intermédiaire de la tranche inférieure, mais tout de même supérieure aux pays à revenu élevé. Même si cette augmentation est accrue, plus de la moitié de la consommation alimentaire aquatique est concentrée entre les mains de quelques pays (Chine, Indonésie, États-Unis et Japon). La géographie fait partie des facteurs explicatifs de cette distribution ainsi que le niveau de disponibilité des produits, la disparité entre les prix, et la conscience des apports nutritionnels.

Le sous-secteur de la pêche artisanale a une place très importante dans la sécurité alimentaire puisque 95% de la production halieutique issue de ce sous-secteur est destinée à la consommation locale (FAO, 2022). La consommation de produits alimentaires aquatiques permet d'entretenir un régime alimentaire sain en important des nutriments essentiels même en consommant de petites quantités. La FAO (2022) estime que 17% des apports en protéines animales proviennent de produits d'origine aquatique, mais cette part peut dépasser 50% dans certains pays d'Asie et d'Afrique. Entre 2008 et 2013, l'Asie a été à l'origine de la quasi-totalité de l'augmentation de la consommation mondiale de produits d'origine aquatique, ce qui signifie que les pays asiatiques connaissent une transition alimentaire significative. Nous pouvons observer un début de transition similaire au sein de l'Afrique Subsaharienne (Naylor et al., 2021). Avec la hausse des besoins en alimentation due à la forte augmentation de la population, l'aquaculture permet de compenser la stagnation de la production halieutique en apportant des protéines animales de valeur et ainsi en assurant le maintien de la sécurité alimentaire du secteur des produits d'origine aquatique (Asche, 2008).

² Pays à revenus intermédiaire : Typologie créée par la Banque Mondiale pour classer les pays en fonction de leur revenu national brut par habitant. Il existe 4 classes de pays à savoir les pays à faible revenu, les pays à revenu intermédiaire de la tranche inférieure ou supérieure et les pays à revenu élevé.

Concernant la sécurité de l'emploi dans le monde, la FAO (2020) estime que le secteur de la pêche et de l'aquaculture était à l'origine de 58,5 millions d'emplois dans le secteur primaire³ en 2020. Le domaine halieutique représentait 65% des emplois et 35% des emplois concernaient le domaine aquacole. En 2020, 84% des travailleurs du secteur aquacole et 80% des travailleurs du secteur halieutique étaient concentrés en Asie, tandis que l'Afrique arrivait en deuxième position dans les deux secteurs avec respectivement 10% et 13%. Dans le secteur de la pêche marine, 90% de l'emploi est fourni par la pêche artisanale (Banque mondiale, 2012). Entre 2018 et 2020, la courbe de l'emploi dans le secteur (aquacole et halieutique) s'est aplatie notamment à cause de la pandémie du COVID 19. Cette dernière a eu de nombreuses conséquences en influant négativement sur les échanges commerciaux mondiaux et la mobilité des individus, même si les effets ont varié dans chaque pays en fonction de l'impact du COVID 19 et des mesures mises en place par les pays. De plus, la Chine a mis en place une politique visant à conserver les ressources aquatiques en diminuant les captures halieutiques et en favorisant l'aquaculture. La Chine étant l'un des principaux producteurs mondiaux de produits aquatiques, la récente conjoncture mise en place pour réduire les captures a fortement influencé le monde de l'emploi du côté du secteur aquatique.

1.1.2 Des pêcheries interconnectées via les marchés internationaux

En 2020, les produits d'origine aquatique font partie des produits alimentaires les plus échangés dans le monde et ont généré une valeur à première vente totale de 406 milliards d'USD (FAO, 2022). Tout comme la progression de la production de ces produits, leurs échanges internationaux se sont fortement développés depuis 1976 : ce commerce s'est développé en volume, mais aussi en valeur, en diversité de produits et de partenaires commerciaux (Natale & al., 2015). A titre d'exemple, en 2020 la valeur nominale exportations de produits d'origine aquatique était 20 fois plus élevée qu'en 1976. Plusieurs facteurs expliquent ces différentes progressions comme l'évolution des technologies conjointes à la mondialisation, la croissance économique en particulier dans les pays à revenu intermédiaire, l'évolution des habitudes alimentaires (FAO, 2022). La valeur totale créée par les échanges de produits aquatiques représente 1% de la valeur totale des échanges de marchandises (FAO, 2022). Cette valeur est comparable à la valeur des échanges de produits de viande d'origine terrestre (Figure 2). Si la croissance des échanges internationaux en valeur des produits issue d'origine aquatique a été plus importante que sa croissance en volume, c'est en partie dû au fait de l'augmentation des échanges d'espèces de grande valeur et de produits ayant déjà subi une transformation. L'inflation, et la hausse du prix (due à la demande accrue) ont elles aussi joué un rôle dans l'importante progression de la valeur des échanges.

³ Secteur primaire : Le secteur primaire regroupe l'ensemble des activités exploitant des ressources naturelles telles que la pêche, l'agriculture les forêts les mines et les gisements.

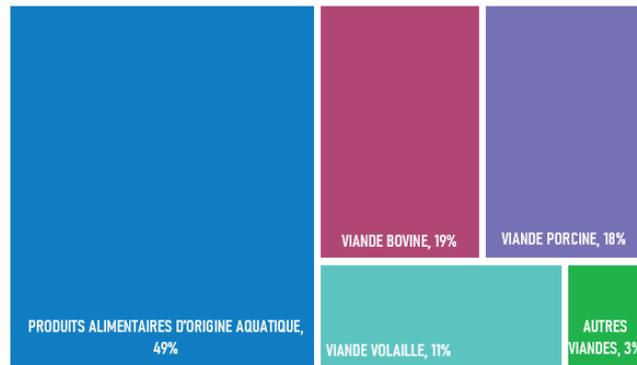


Figure 2 - Valeur des exportations mondiales de produits alimentaires d'origine aquatique et de viande d'origine terrestre, FAO 2022

La valeur des exportations mondiales de produits d'origines aquatiques (à l'exception des algues), s'élevait en 2020 à plus de 151 milliards d'USD pour un poids vif total de 60 millions de tonnes (FAO, 2022). Même si les pays à revenu faible et intermédiaire sont considérés comme les fournisseurs de produits d'origine aquatique, certains pays à revenu élevé figurent dans les premiers pays exportateurs de ces produits. Au classement, nous pouvons par exemple retrouver la Norvège en deuxième position et le Chili en quatrième position. La première place est attribuée à la Chine et la troisième au Viet Nam. Au sein des importations mondiales totales de produits alimentaires en 2019, la part des produits d'origine aquatique représentait 32% (FAO, 2022). Les 4 pays qui importent le plus de produits aquatiques sont les États-Unis, la Chine, le Japon et l'Espagne qui représentent respectivement 15%, 10%, 9% et 5% de la valeur totale des importations. Notons que si la Chine importe une grande quantité de produits aquatique ce n'est pas uniquement pour son marché intérieur, mais aussi pour transformer ces produits afin de les réexporter, nous pouvons alors parler de pays intermédiaires dans la chaîne de valeur. Dans les pays à revenu élevé, il existe une dépendance plus importante aux importations de produits d'origine aquatique du fait des revenus plus élevés des habitants, mais aussi de l'importance des infrastructures qui permettent le transport de ces produits fragiles dans de bonnes conditions. Il existe donc une grande disparité au sein des pays dans la proportion de l'importation de produits d'origine aquatique. En comparaison aux États-Unis la part des produits alimentaires d'origine aquatique représente presque 75% de la part totale des produits alimentaires importés contre 1% pour l'Ouganda (FAO, 2022). Ce commerce permet donc de générer d'importantes recettes pour les pays exportateurs, mais aussi de maintenir la sécurité alimentaire et l'emploi. C'est un phénomène extrêmement important pour plusieurs petits États qui dépendent directement de ce commerce, car celui-ci représente une grande part de leur PIB.

Au niveau du marché alimentaire international, l'aquaculture interagit de plus en plus avec la pêche. En effet, il s'avère qu'en 2010, près de 36% des débarquements halieutiques sont destinés à la production de farine et d'huile de poisson, une des principales sources de nourriture en aquaculture (Natale et al., 2012). Depuis l'apparition des produits d'origine aquatique issue de l'aquaculture, il existe une substitution entre les poissons sauvages et les poissons d'élevage ce qui impacte le prix et la rentabilité du secteur. Avec le rôle de la commercialisation et l'exportation accrue de produits aquatiques, ces interactions se font au niveau mondial. Ainsi les États qui dépendent fortement des revenus de la pêche ne sont plus seulement impactés par les changements de gestion de pêche ou de variation de stock, mais aussi par l'importance accrue des poissons issus d'élevage dans le commerce international. Les deux marchés restent tout de même complémentaires, les poissons issus d'élevages complètent la demande en dehors de la période de pêche et inversement (Natale et al., 2012). Pour étudier les interactions économiques entre la production halieutique et l'aquaculture, Anderson (1985) a créé un modèle théorique du marché pour les produits de la pêche avec une pêcherie en accès libre. Ainsi il a pu démontrer comment le développement de l'aquaculture permet une hausse globale de l'offre

et une baisse générale du prix des produits issus d'origine aquatique. Dans son étude l'entrée de l'aquaculture sur le marché a des effets positifs sur la dynamique du stock, mais améliore aussi l'efficacité économique. In fine, le marché de l'aquaculture dans le cas d'une substitution parfaite avec les produits halieutiques est une alternative qui présente même des avantages pour les consommateurs en augmentant l'offre et en réduisant le prix. Dans une autre étude, Ashe et al. (2001) ont montré que cet impact sur le prix dépend de la taille de la production aquacole par rapport à la production halieutique : en effet, une production halieutique plus importante permet de conditionner la production halieutique et les prix sur le marché. C'est le cas par exemple de l'exploitation halieutique du saumon sauvage qui reste relativement faible par rapport à l'exploitation aquacole de saumon. Il existe d'autres marchés où c'est la production halieutique qui conditionne la production aquacole comme par exemple pour la crevette sauvage qui est produite en quantité plus importante que la crevette d'élevage.

En définitive, l'importance du rôle des échanges de produits de la mer permet de comprendre les dynamiques des filières pêche, qui intègrent aujourd'hui l'aquaculture, et peuvent aussi déterminer les conditions économiques qui s'imposent à l'activité de pêche.

1.1.3 Historique des modes de gouvernances à l'échelle globale

Les ressources halieutiques ont longtemps été considérées comme inépuisables et illimitées dans le temps, mais avec l'augmentation accrue de la pression de pêche et le développement de nouvelles techniques, ces ressources ont commencé à décliner. Ce déclin, provoqué par la surpêche⁴, n'impacte pas uniquement la biodiversité, mais a aussi un impact négatif sur le profit des pêcheurs en diminuant les captures. Cette logique d'épuisement est expliquée par le caractère commun des ressources halieutiques. En effet, les biens communs sont des biens rivaux, où l'usage des uns empêche celui des autres (i.e. si un pêcheur pêche un poisson, il ne sera plus disponible pour les autres), mais non excluible, car nous pouvons difficilement exclure un usager pour des raisons avant tout techniques. Selon la tragédie des biens communs d'Hardin (1968), les ressources communes sont alors caractérisées par des phénomènes de course à l'exploitation. L'asymétrie entre la rationalité individuelle (selon laquelle les individus veulent exploiter plus) et la rationalité collective (selon laquelle ils devraient limiter leur exploitation) conduit à la surexploitation de la ressource voire à des conflits d'usages. Nous pouvons alors parler de tragédie des biens communs puisque sans mécanisme de régulation cette issue est inéluctable. Le cas de l'exploitation des ressources halieutiques illustre parfaitement ses propos, puisque les coûts de l'exclusion sont élevés pour différentes raisons (flux migratoire des ressources, zone de surveillance vaste...). L'utilisation sans réglementation de la ressource conduit à piège social puisque les incitations micro-économiques auxquelles les pêcheurs individuels répondent à court terme ne sont pas compatibles avec les macro-résultats de long terme (Anderson & Seijo, 2010). Au vu de l'importance des produits de la pêche et de leur commercialisation dans le monde, la mise en place de méthodes de régulation semble indispensable, en particulier dans les pays en développement concentrant une partie des petites pêcheries.

⁴ Surpêche : On parle de surpêche lorsque la pêche menace le renouvellement des ressources marines.

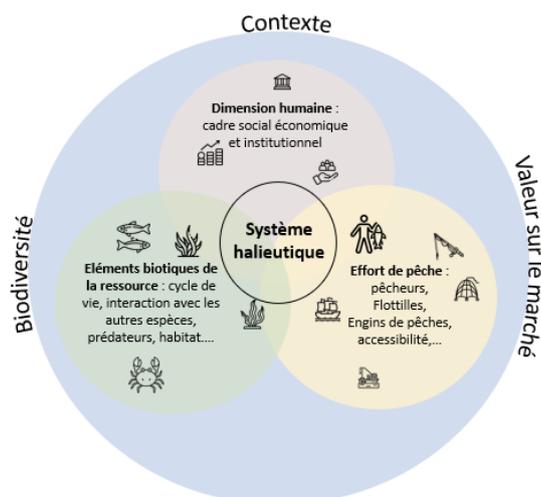


Figure 3 - Structure schématique de l'approche écosystémique de la pêche

Avec la progression dans la compréhension des interactions entre les écosystèmes aquatiques et les usages, certaines règles de gestion internationale des pêches ont pu être créées, comme l'instauration des zones économiques exclusives, ZEE⁵, en 1982 lors de la Convention de Montego Bay. Cette nouvelle extension juridique, qui dépend de chaque État côtier, a ainsi permis une gestion plus durable des ressources halieutiques, puisque près de 90% des pêcheries mondiales a lieu dans ces zones. Mais avec le développement actif du commerce international et de l'industrie alimentaire, plusieurs États côtiers ont été tentés d'augmenter leurs bénéfices et ont laissé de côté l'aspect durable de la gestion. Pour pallier à cette situation, la FAO a mis en place en 1995 un Code de conduite pour une gestion des pêches écosystémique : son objectif était de créer des règles internationales de pratiques plus responsables et respectueuses des écosystèmes marins. Ce code devait permettre à long terme des résultats durables, mais aussi d'élaborer une base d'instruments de gestion des pêches à différents niveaux (régional, mondial et national). Ce code promeut déjà une approche écosystémique des ressources et plus largement de la biodiversité, officiellement adoptée en 2000 lors de la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique. En 2003, pour répondre à une demande internationale de clarifier les attendus de cette approche au sein de la pêche, la FAO publie les directives techniques de l'approche écosystémique des pêches (Figure 3). Selon à cette vision, la gestion des pêches prendrait en compte l'ensemble des interactions (dans la limite du possible) entre la ressource et les activités humaines. Bien évidemment, cette approche n'est pas là pour se substituer aux méthodes de gestion conventionnelles, mais pour les compléter, ce concept n'est d'ailleurs pas nouveau et était déjà utilisé implicitement dans certains modes de gestion.

La plupart des instruments qui ont été mis en place ne traitent pas spécifiquement des petites pêches malgré l'importance de ce sous-secteur dans la production halieutique mondiale. L'accent sur ce sous-secteur a été mis en 2015 par la FAO avec la publication des Directives volontaires pour assurer leur durabilité sur le plan économique, social et environnemental des petites pêcheries. Ces Directives recommandent de lutter contre la marginalisation des communautés qui dépendent de la pêche artisanale, en engageant les États à élaborer des stratégies favorisant la résilience de ces communautés. Concentrées uniquement sur le sous-secteur de la pêche artisanale elles visent à favoriser le rôle de cette dernière grâce à des initiatives mondiales. Elles mettent ainsi en lumière l'importance de la pêche artisanale à l'échafaudage d'un plan de développement durable pour l'ensemble de la planète. Elles visent en outre à améliorer la part de la contribution de la pêche artisanale à la sécurité alimentaire mondiale en favorisant le droit à une alimentation adéquate, mais aussi à reconnaître que les catastrophes, qu'elles soient naturelles ou causées par l'homme, ont un impact sur les communautés qui dépendent de la pêche

⁵ ZEE : Les zones économiques élusives ou encore ZEE correspondent à des zones entre les eaux territoriales et les eaux internationales, sur lesquelles l'État riverain dispose de l'exclusivité d'exploitation des ressources.

artisanale, mais aussi sur la sécurité de l'emploi et alimentaire mondiale. Une attention est apportée sur l'importance d'autonomiser les femmes et de promouvoir l'égalité des sexes dans le secteur de la petite pêche. Pour renforcer l'effet des Directives sur la pêche artisanale, il est également jugé essentiel d'intégrer les pêcheurs dans les prises de décision au niveau régional et national.

Dans l'objectif de mettre en place une exploitation durable des ressources halieutiques, des outils de gestion ont ainsi progressivement été mis en place, qui s'appuient sur la connaissance scientifique et les leçons tirées des expériences en matière de régulation des activités de pêche. Ces connaissances et expériences ont notamment porté sur la mise en place d'approches bioéconomiques, s'appuyant sur la modélisation.

1.2 Apport de la modélisation bioéconomique dans la gestion des pêcheries

Pendant plusieurs décennies, les recherches concernant le fonctionnement des pêcheries avaient une vision monospécifique, selon laquelle la gestion de la ressource était étudiée de manière séparée de sa dynamique (Gascuel, 2009). Cette vision uniquement centrée sur le stock ne prenait pas en compte les autres facteurs qui influencent la ressource, comme la destruction des milieux par certains engins de pêche. L'approche écosystémique de la pêche permet de passer à une vision plus large de la gestion de la ressource en considérant la viabilité économique et sociale du secteur sur le long terme. Cette approche peut être abordée avec des modèles bioéconomiques, qui permettent d'intégrer la biologie et l'écologie d'une ressource à son contexte économique et aux comportements des agents face à cette dernière.

Le terme de bioéconomie émerge en 1971 dans l'ouvrage « The Entropy Law and the Economic Process » de N. Georgescu-Roegen et permet de prendre en compte en plus des dimensions économiques et biologiques des dimensions temporelles, de l'incertitude et de l'espace. L'importance de ces facteurs dépend de la question de gestion de la ressource qui est initialement posée. Cette approche permet d'intégrer les idées néo-classiques qui postulent que les effets environnementaux sont des effets externes créés par le système économique, mais non pris en compte dans les décisions des agents. Toujours dans cette vision néo-classique, ces externalités doivent être internalisées par l'adoption de mesures permettant d'en faire supporter le coût aux agents concernés. Dans les modèles bioéconomiques, ces effets environnementaux sont considérés comme des composantes du modèle, et interagissent avec d'autres composantes comme des composantes sociales et économiques. Depuis l'intérêt de l'approche écosystémique dans la gestion des pêches, la bioéconomie devient de plus en plus répandue dans la sphère scientifique. Cette modélisation avait déjà été amorcée dans les années 1950 grâce à la combinaison des travaux de plusieurs chercheurs notamment de Gordon (1954) et de Schaefer (1954). Elle correspond à la conception d'un modèle mathématique liant des variables économiques et biologiques. Dans son modèle, Schaeffer (1954) cherchait à déterminer la quantité de prélèvements permettant une exploitation maximale durable d'une ressource halieutique, recherche qui a débouché sur le concept de Rendement Maximum Durable (« Maximum Sustainable Yield »). En parallèle, Gordon (1954) a été un des premiers à parler de l'effort de pêche dans son article « The Economic Theory of a Common-Property Ressource : The Fishery ». Selon Ponsard et Le Guen (1975), l'effort de pêche correspond à la quantification de moyens de captures mis en œuvre par les pêcheurs sur un stock, pendant un intervalle de temps déterminé. Aujourd'hui encore, l'un des objectifs principaux des modèles bioéconomiques en halieutique est de déterminer les moyens permettant une exploitation optimale d'une ressource halieutique, en tenant compte non seulement des revenus associés aux captures, mais également des coûts d'exploitation associés à cet effort de pêche. Depuis le début des années 2000, ce type de modèle s'est fortement développé et est devenu de plus en plus structuré, l'usage du terme bioéconomie s'étant répandu (Pahun et al., 2018). Ces modèles permettent par exemple de déterminer les limites de captures annuelles d'une espèce pour atteindre des objectifs de performance à long terme

des pêcheries intégrant les dimensions écologiques, économiques et sociales. La modélisation bioéconomique est un outil de gestion puissant, car elle permet d'estimer les futurs bénéfices et pertes associés à différentes options de gestion, en même temps qu'elle rend compte de l'évolution sous-jacente des ressources. Si elle a longtemps été réservée à l'étude des questions d'aménagement des pêcheries industrielles, elle peut donc également être très utile pour examiner les enjeux associés à la gestion des petites pêches.

De manière simplifiée, elle permet par exemple de modéliser l'effort de pêche, les pressions sur le stock, c'est-à-dire les récoltes, et le renouvellement du stock en question. Les composantes économiques peuvent ensuite être intégrées, notamment les coûts d'exploitation, les prix et les revenus de la pêche et la relation du profit avec la production totale. En intégrant ces dimensions, il est possible de créer un modèle qui permet de prédire les futurs niveaux de production, de profit et de quantité de la ressource présente. Grâce à de tels modèles, il devient possible de tester différentes stratégies de gestion tenant compte des dynamiques économiques (coûts, profits...), biologiques (évolution du stock, taux de mortalité naturelle ...) et du comportement des agents (évolution de l'effort de pêche).

Ainsi conçue, la modélisation bioéconomique permet d'examiner des options de gestion dans une démarche écosystémique, en mobilisant des approches de complexité intermédiaire, où les dimensions et processus clés représentés sont choisis en fonction des questions de gestion considérées (Plaganyi, 2012).

1.3 Application : cas de la pêcherie du crabe de mangrove de *Scylla Serrata* à Madagascar

Selon la FAO, la part des crustacés en valeur dans le commerce mondial de produits de la mer était de 22% en 2018. Cette importance des crustacés dans les échanges internationaux justifie pleinement que leur exploitation fasse l'objet de travaux de recherche, visant à mieux comprendre les déterminants et la durabilité de leurs productions.

1.3.1 Historique du développement de l'exploitation

Notre étude est centrée sur le cas du crabe de *Scylla Serrata*, l'espèce la plus grande et la plus prisée des crabes dans la famille des Portunidés⁶. Il peut atteindre une largeur de carapace supérieure à 24 cm et un poids de plus de 2kg. La production halieutique et aquacole des espèces du genre *Scylla*⁷ a fortement augmenté dans la région Indopacifique⁸ (Figure 4). Concernant les captures de cette zone, elles ont triplé entre 2000 et 2017 passants de 18 000 tonnes à près de 54 000 tonnes, avant de chuter à 10 000 tonnes en 2019. La production aquacole quant à elle augmentait de façon très progressive entre 1982 et 2009 sans dépasser les 20 000 tonnes. Ce secteur a ensuite connu trois pics d'augmentation brutale entre 2010 et 2020 qui s'expliquent en partie par la hausse des échanges mondiaux et la valeur des produits d'origine aquatique. Le premier pic, qui a eu lieu en 2010, a multiplié par 1,7 la production aquacole, qui est alors devenue supérieure à la production halieutique. Le deuxième pic a eu lieu en 2014, quand la production est passée de 41 000 tonnes à presque 80 000 tonnes. Enfin le dernier pic a

⁶ Portunidé : Famille de crabes nageurs, dont la dernière paire de pattes a généralement l'articulation terminale aplatie comme une pagaie ce qui leur permet d'être un bon nageur. Cette famille a été identifiée par Constantine Samuel Rafinesque en 1815.

⁷ Genre *Scylla* : Dans son étude la FAO se concentre sur 4 espèces du genre *Scylla* reconnu à savoir *Scylla Oceanica*, *Scylla Tranqueberia*, *Scylla Serrata* et *Scylla Paramamosain*.

⁸ Indopacifique : Dans cette étude, la région Indopacifique inclut l'Afrique de l'Est et du Sud-est, l'Asie de l'Est et du Sud-est ainsi que le Nord-est de l'Australie

eu lieu en 2019, où la production a été multipliée par 2,7 passant de 90 000 tonnes à 243 000 tonnes (soit 24 fois la production halieutique). Malgré l'absence d'études économétriques, liées à une insuffisance des données disponibles, il est permis de penser que le prix du crabe est déterminé très largement par la production aquacole, qui domine le marché en volume (Figure 4). À l'échelle infra-annuelle, la production aquacole connaît une saisonnalité, avec des périodes de moindres apports sur le marché international, auxquelles correspondent des niveaux de prix plus élevés, dont la pêche peut tirer profit. La présente étude se concentre sur la production halieutique de Madagascar. En combinant les données de la FAO et celle de l'Administration chargée des Pêches de Madagascar, nous avons pu déterminer que la contribution moyenne de la production de crabe de *Scylla Serrata* à Madagascar, par rapport aux captures totales des espèces du genre *Scylla* dans la région Indo-Pacifique, est de 9% ce qui représente une part non négligeable. Notons que cette part a atteint 35% des captures totales du genre *Scylla* en 2019 (Figure 5).

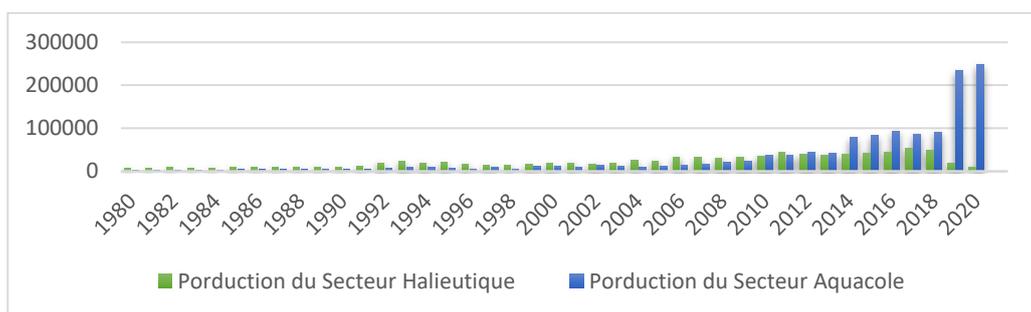


Figure 4 - Production aquacole et halieutique totale du genre *Scylla* dans la région Indopacifique, Source des données : FAO 2021

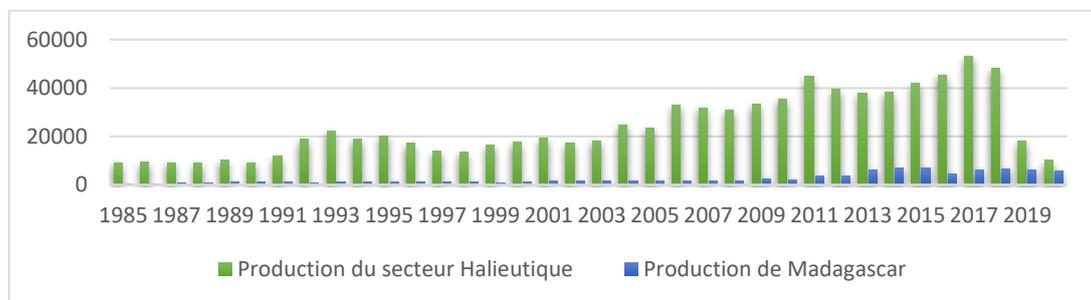


Figure 5 - Production halieutique mondiale totale des espèces du genre *Scylla* & production halieutique du crabe *Scylla Serrata* à Madagascar, Source des données : FAO 2021 & Administration chargée des Pêches 2021

Depuis 1985, les captures de crabes ont été multipliées par 13 passant de 465 tonnes en 1985 à plus de 6200 tonnes en 2019 (Administration chargée des Pêches, 2021). Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette forte progression. Dans un premier temps, le développement de la filière a surtout été impulsé par l'augmentation des exportations. Initialement vendu sur les marchés locaux dans les années 1970, seule une petite quantité de crabes vivants était destinée à l'exportation vers la Réunion. Même si l'exportation du crabe congelé se développe peu à peu, son principal destinataire reste la Réunion. En 1984, un profond changement s'opère avec la création d'une usine de traitement de crabe à Mahajanga, REFRICHEPECHE®. Cette usine a été la première à se lancer dans l'achat de crabe auprès de petits pêcheurs et a permis l'export de morceaux de crabe crus congelés, ou de crabes entiers cuits et congelés. Elle va en particulier développer un des produits qui encore aujourd'hui est l'un des plus prisés, la chair de crabe congelée. Pour optimiser ses rendements, elle va distribuer des pirogues et des engins de pêche à une centaine de pêcheurs pour qu'ils augmentent leur production. Dans les années qui ont suivi,

plusieurs entreprises du même type commencent à se développer, comme PECHE-EXPORT®. Le développement de nouvelles usines ouvre les portes du commerce international, faisant passer les exportations de crabes de 500 tonnes en 1990 à plus de 910 tonnes en 2010, leur valeur a quant à elle été multipliée par trois. De plus, le prix moyen d'un crabe sur cette même période est passé de 2,95 USD à 4,30 USD (SmartFish, 2012). En 2012 près de 75% des crabes pêchés sont achetés aux pêcheurs locaux pour être ensuite exportés, seuls 20% seraient destinés au marché local et 5% à l'autoconsommation des pêcheurs et de leurs familles (SmartFish, 2012).

En parallèle de ce phénomène, dans les années 2000 une crise se développe au sein de la filière crevettière à Madagascar, se traduisant par un transfert des pêcheurs vers la filière crabe. En effet au début des années 2000 la pêche crevettière était l'une des activités principales pour les malgaches vivant près des côtes ou la production moyenne était de 9 000 tonnes par an entre 2002 et 2004 (SmartFish, 2012). Une nette diminution du stock a eu lieu faisant passer les productions moyennes à 3000 tonnes en 2008 (SmartFish, 2012). Pour pallier à cette diminution et cette perte de compétitivité, les pêcheurs malgaches vont diversifier leurs activités et s'orienter en partie vers les crabes de mangroves. C'est en général pendant les périodes de fermeture de la pêche crevettière que les pêcheurs vont diversifier leurs activités en particulier vers le crabe de mangrove. La pêche du crabe de mangrove est alors rythmée en fonction des périodes d'ouverture et de fermeture de la pêche crevettière, ce qui la rend moins productive, car elle ne dépend pas de l'abondance biologique du crabe. Les sociétés ont aussi réussi à adapter leur chaîne de traitement et d'exportation, elles vont même jusqu'à développer un nouveau marché d'exportation de crabes congelés.

Jusqu'en 2012, 80% des crabes en valeurs ont été exportés vers la France et ses départements d'outre-mer, il y avait par conséquent une quasi mono-destination géographique avec 93% de l'exportation totale de la filière composée de morceaux de crabe congelés. Avec l'explosion de l'aquaculture du crabe de mangrove en Asie, une brèche sur l'exportation de crabes vivant issus de la pêche s'est ouverte en 2013. Ce phénomène témoigne de l'importance de l'interconnectivité des marchés mondiaux et de la domination de l'aquaculture sur le secteur de la pêche dans le cas du crabe de *Scylla Serrata*. L'exportation de crabes vivants vers les pays asiatiques se développe, avec un prix à l'export plus important que les produits congelés, ce qui multiplie par trois la valeur des exportations de crabes entre 2013 et 2017, passant ainsi de 10,6 milliards à 33 milliards d'Ariarys (Blue Venture, 2018). La demande qui était alors principalement française va se déplacer vers les pays asiatiques, marquant le début d'une évolution brutale de la pression sur la filière crabe.

Avec ce nouvel engouement dû à la hausse de la rentabilité de la filière, l'exploitation halieutique du crabe de mangrove à Madagascar passe d'une activité secondaire à un secteur majeur. Le gouvernement doit s'assurer de mettre en place un système de gestion efficace pour éviter l'épuisement de la ressource. Plusieurs mesures de gestion sont mises en place, mais il est difficile d'évaluer l'efficacité de ces mesures en l'absence d'un suivi suffisant des pêcheries. C'est dans ce contexte que naît le projet CoreCrabe⁹, qui collecte et couple des informations écologiques et économiques sur les pêcheries de crabe de mangrove à Madagascar selon une approche transdisciplinaire.

1.3.2 Le projet de recherche-action CoreCrabe : un appui à l'aménagement des pêcheries

CoreCrabe est un projet de recherche-action né en 2019, qui s'inscrit dans la vision transdisciplinaire d'une gestion durable du crabe de mangrove. Les méthodes de recherche-action, apparue au XX^{ème}, permettent de combiner à la fois recherche scientifique et profond changement du

⁹ CoreCrabe : Coopérative de la valorisation de la REcherche pour la gestion de la petite pêche de CRABE de mangrove de Madagascar

système social et de production à l'aide de différentes actions (Allard-Poesi & Perret, 2002). Les actions au cœur de CoreCrabe sont diverses : mise à jour du diagnostic de la filière du crabe de mangrove, amélioration de l'accès à l'information, augmentation de manière durable des capacités d'expertise. La vision transdisciplinaire du projet repose sur la prise en compte de la viabilité économique, sociale et environnementale de long terme pour proposer des solutions à la gestion de la filière crabe. CoreCrabe repose sur différents principes visant à une gestion durable de la ressource, fondée sur une approche globale et intégrée, la consultation de différents acteurs, la transparence des résultats et l'équité entre les hommes et les femmes. Plus largement, le projet vise à contribuer à la mise en œuvre des Directives Volontaire sur les petites pêcheries à Madagascar.

Pour assurer sa vision transdisciplinaire, le projet CoreCrabe intègre de façon explicite une multitude d'acteurs. Une collaboration scientifique est permise grâce à l'intervention de nombreux instituts de recherche. Par exemple, l'Institut de Recherche pour le Développement, plus communément connu sous l'acronyme IRD, est l'organisme porteur du projet et assure sa coordination. L'IRD s'appuie entre autres sur l'expertise de nombreux chercheurs en halieutique et en sciences sociales pour contribuer à l'amélioration de la filière. Plusieurs universités contribuent à cette expertise, comme l'Institut Halieutique et des Sciences Marines de l'Université de Tuléar. D'autres acteurs non scientifiques collaborent avec le projet, les opérateurs privés tels que les sociétés impliquées dans la pêche, mais aussi des ONGs et la société civile. Enfin le projet coopère avec trois ministères de Madagascar à savoir le Ministère chargé de la recherche et de l'enseignement supérieur, le Ministère de la Pêche et de l'Économie Bleue et le Ministère de l'Écologie et du Développement Durable. Au total, ce sont près de 62 collaborateurs qui interviennent. Depuis 2021, le projet organise des ateliers participatifs avec la représentation d'un maximum d'acteurs pour avoir une perception transdisciplinaire de la filière, mais aussi discuter des résultats obtenus. C'est au cours de ces ateliers que de nouvelles problématiques naissent, créant par la suite de nouveaux objectifs de recherche du projet. Enfin, l'une des motivations principales du projet consiste en un transfert des capacités multilatérales au niveau de chaque collaborateur. Grâce à différentes actions, CoreCrabe vise à renforcer les connaissances et les capacités de l'ensemble des partenaires pour qu'une fois que le projet terminé en 2023, le suivi de la filière continue pour in fine élaborer d'autres méthodes de gestion adaptée.

1.4 Problématiques et hypothèses retenues

Le projet CoreCrabe réalise un suivi de la pêche dans 28 localités de pêche où ont déjà été réalisées plus de 10 000 enquêtes halieutiques de débarquement et 250 enquêtes socioéconomiques de ménages. Grâce aux enquêtes réalisées, de nombreuses données sont disponibles pour la calibration d'un modèle bioéconomique. C'est dans ce cadre et grâce aux groupes de discussions réalisés qu'une question sur la gestion des pêches émerge : **Quels sont les effets des mesures de gestion actuelles sur la dynamique du stock de crabe à Madagascar et le profit des pêcheurs ?** Notre étude se concentre sur l'analyse des mesures de gestion qui impactent l'effort de pêche. L'analyse porte sur deux questions plus spécifiques :

- (1) **Dans quelle mesure une variation des périodes de fermeture (durée, saison) influence le stock de crabes et le profit des pêcheurs ?** La fermeture de la pêche est un des outils de gestion les plus répandus pour diminuer l'effort de pêche, car il est peu coûteux et facile à mettre en place. Une période de fermeture aura deux effets théoriques sur le stock de crabes : pendant cette période les crabes ne seront pas impactés par la mortalité par pêche, ce qui favorise d'un côté leur croissance et donc la présence de gros crabes, et d'un autre côté la reproduction qui permettra une arrivée plus importante de nouvelles recrues et donc à terme un stock de biomasse plus important. En favorisant une augmentation de la biomasse selon ces deux processus, les pêcheurs peuvent espérer une hausse des profits après un certain temps, liée à la fois à l'augmentation de la productivité et à l'accroissement de la taille des crabes pêchés.

- (2) **De quelle manière une diminution de la capturabilité impacte la dynamique du crabe et le profit des pêcheurs ?** La capturabilité correspond à la probabilité d'un individu d'une population de poissons d'être capturé par une unité d'effort (Laurec et Le Guen 1981). Si les pêcheurs respectent la taille minimale de capture, tous les crabes qui ont une taille inférieure à celle-ci auront une capturabilité nulle. Une augmentation de la taille minimale fait donc diminuer la mortalité par pêche globale et améliore donc la dynamique du stock de crabes. Les différentes tailles minimales testées devront être en adéquation avec le cycle de vie du crabe de mangrove c'est-à-dire calibrées en fonction des juvéniles. La baisse de la capturabilité des juvéniles peut en effet impacter positivement la biomasse de la ressource en augmentant la biomasse féconde. Cette augmentation de la biomasse se traduira par un changement de la structure de classe de taille des crabes et par conséquent une augmentation des crabes de grande taille capturés ce qui impacte in fine positivement le profit des pêcheurs.

Pour répondre à ces deux questions, nous avons décidé de raisonner en termes de zone aux vues différences d'exploitations, mais aussi biologique. Le projet CoreCrabe distingue 4 zones de pêche, à savoir les zones Batan, Boeny, Menabe et Morombe. Avec le temps limité de notre étude et des données disponible à ce moment nous avons décidé de nous concentrer sur la calibration de la zone de Boney, car c'est dans cette zone que l'exploitation du crabe de mangrove s'est historiquement développé et c'est à cet endroit que l'exploitation y est la plus intense, plus d'information sur cette zone sont détaillés en annexe 1.

La présente étude s'articulera autour de 5 parties : la première partie introductive, présentée ci-dessus, nous a permis d'introduire le contexte de notre étude et de définir la problématique et les hypothèses qui seront traitées. La deuxième partie, Matériels et Méthodes, présente dans une première partie l'état actuel de la pêcherie du crabe de mangrove à Madagascar adapté au modèle bioéconomique. Dans un second temps, nous présenterons les hypothèses retenus pour la calibration du modèle bioéconomiques utilisé. La troisième partie, Résultats, présentera les principaux résultats des stratégies de gestions testées qui ont été concentré soit sur le contrôle de l'effort de pêche soit sur le contrôle des captures à l'aide d'une taille minimale. Dans la cinquième partie, Discussion, nous discuterons des résultats obtenus, mais aussi des limites et des perspectives du modèle. Enfin nous terminerons par une conclusion qui synthétisera l'ensemble de ce mémoire de recherches scientifiques.

2 Matériels et Méthodes

2.1 Définition du modèle bioéconomique

Afin de garder une approche écosystémique, nous nous sommes basés sur le modèle bioéconomique élaboré par Chaboud (2021) et développé à l'aide du logiciel Vensim, afin d'étudier les différents outils de gestion de la pêche de crabe de mangrove à Madagascar. Ce modèle permet la réalisation d'une simulation sur 10 ans avec un pas de temps journalier correspondant donc à 3650 jours. Il s'articule autour des 4 sous-systèmes suivants : Ressource, Exploitation, Coûts & Revenus et Gouvernance (Figure 6). Nous détaillerons un à un ces sous-systèmes dans cette partie, des informations complémentaires sur le détail du modèle étant présentées en annexe 6.

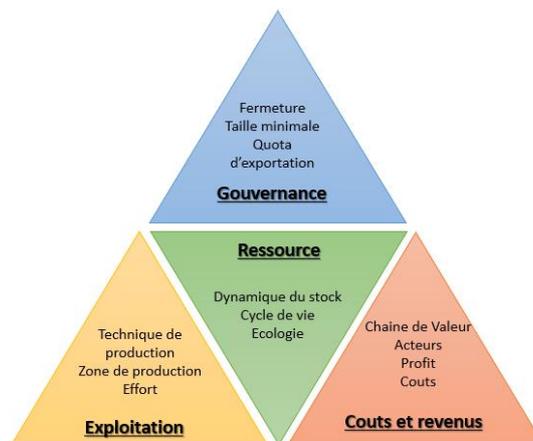


Figure 6 - Schéma systémique de la pêche de crabe de mangrove à Madagascar ayant servi de base de conception du modèle bioéconomique

2.1.1 La ressource

Le premier module correspond à la dynamique de la ressource, c'est-à-dire l'ensemble des hypothèses biologiques sur les déterminants de la croissance et de la reproduction de *Scylla Serrata* (Figure 7).

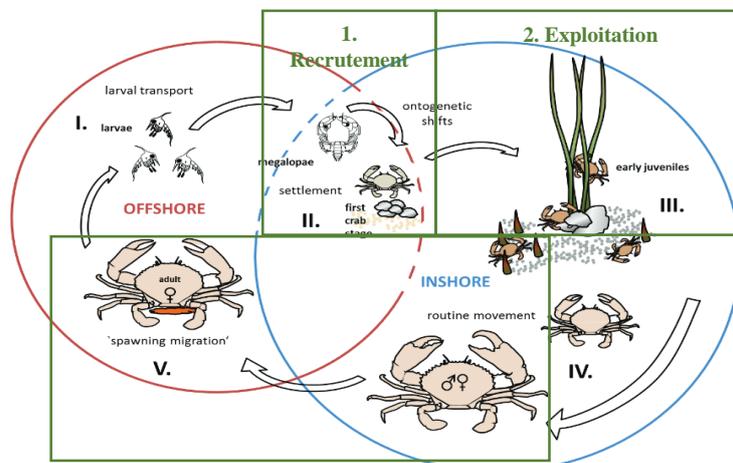


Figure 7 - Cycle biologique du crabe de palétuvier *Scylla serrata*, Alberts-Hubatsch et al. 2015

Le modèle bioéconomique étudié, présente plusieurs phases pour représenter le cycle de vie du crabe de mangrove : la première correspond au recrutement¹⁰ des crabes dès qu'ils deviennent accessibles à la pêche. Comme les crabes de palétuvier vivent au maximum cinq ans (Delathière, 1995), l'hypothèse d'un recrutement constant est nécessaire pour maintenir le stock global et avoir une population stable. Les populations de crabes sont alors recrutées le premier jour de chaque mois et sont associées à des cohortes¹¹ mensuelles (au total il y a 156 cohortes, car la simulation prend en compte les cohortes des 3 années précédentes pour ne pas avoir un stock composé uniquement de petits crabes au début de la simulation). Ce phénomène, représenté par l'équation (1), nous permet d'avoir un recrutement constant si le paramètre *ParRecStock* est égal à 0. Dans ce premier cas, un nombre constant de crabe entre dans le modèle chaque année. De plus, grâce au paramètre *MultiRec*, le recrutement peut être ajusté (multiplié ou divisé) en début de simulation sans changer le niveau du recrutement initial. Dans un second cas, si le paramètre *ParRecStock* est égal à 1, nous pouvons avoir un recrutement stochastique dont la distribution est issue d'un tirage aléatoire dans une série de recrutement historique estimé. Le recrutement est divisé par 2 dans l'équation (1) en raison de l'hypothèse d'un sexe-ratio équilibré.

$$Rec_{c,s} = \begin{cases} \frac{(ParRec_c * MultiRec)}{2} & ParRecStock = 0 \\ \frac{(ParRec_c * MultiRec * ChocAn_{year})}{2} & \begin{cases} ParRecStock = 1 \\ Daterec_c \in [DebAn_{year}; FinAn_{year}] \end{cases} \end{cases} \quad (1)$$

La deuxième phase qui module le cycle de vie du crabe de palétuvier correspond à son exploitation. Dans cette phase, les crabes sont soumis à une mortalité naturelle combinée à une mortalité par pêche. La mortalité par pêche (*MortPech_{c,s}*) correspond au produit de l'effectif d'une cohorte (*EffCoho_{c,s}*) et du taux de mortalité par pêche (*FF_c*) :

$$MortPech_{c,s,t} = EffCoho_{c,s,t} \cdot FF_{c,t} \quad (2)$$

Cette mortalité par pêche (*FF_c*) est la résultante de la somme de la mortalité de chaque engin de pêche (*F_{c,ep}*), plus de détails sur les différents engins de pêche sont présentés en partie 2.1.2 :

$$FF_{c,t} = \sum_{ep} F_{c,ep,t} \quad (3)$$

La mortalité par pêche, par cohorte et par technique de pêche est obtenue en faisant le produit de l'effort de pêche correspondant au nombre de pêcheurs actifs (*Pechact_{ip,ep,t}*) et de la capturabilité (*q_{c,ep}*). Cette capturabilité est une fonction de l'âge du crabe (*Fq_{ep}(Age_c)*) correspondant à la probabilité pour un

¹⁰ Recrutement : Processus par lequel la fraction la plus jeune de la population s'intègre pour la première fois à l'ensemble des poissons accessibles à la pêche (Laurec et Le Guen, 1981)

¹¹ Cohorte : Rassemblement d'individus du même type et du même âge. En biologie marine, nous pouvons facilement regrouper des individus nés en même temps seulement si le phénomène de reproduction a lieu sur une courte période et pour toute une population, c'est le cas du crabe de Mangrove.

individu d'une cohorte d'être capturé en fonction du nombre d'engins de pêche utilisés (MultiplicateurEngin).

$$F_{c,ep,t} = \sum_{tp} PechAct_{tp,ep,t} \cdot q_{c,ep,t} \quad (4)$$

$$q_{c,ep,t} = Fq_{ep}(Age_{c,t}) \cdot MultiplicatateurEngins_{ep} \quad (5)$$

La troisième phase du cycle de vie des crabes de mangrove correspond à l'accouplement des crabes. Une fois que les crabes se sont reproduits, le comportement des femelles change : elles vont migrer vers le large depuis les mangroves (MigrLarge_{c,s}) pour pondre leurs œufs. En effet, pour se développer les larves ont besoin de condition de vie particulière avec une salinité élevée (Bonine, 2008), nous pouvons donc clairement identifier que les crabes de mangrove ont des aires de vie différentes en fonction de leur stade de vie. Durant cette période de migration, les femelles forment un stock au large, StockLarge, et ne sont plus accessibles à la pêche (car elles sont trop éloignées pour les engins de pêche de cette pêcherie cf. § 2.1.2 Exploitation du crabe de mangrove). Lorsqu'elles ont pondu leurs œufs, elles reviennent vers la zone côtière (RetLarge_{c,s}) et redeviennent ainsi accessibles à la pêche. Les œufs vont quant à eux se transformer peu à peu en larves et revenir vers les mangroves jusqu'à atteindre la phase de recrutement (pour plus d'informations sur la biologie du crabe cf. annexe 1).

L'ensemble de ces processus permet à l'effectif des 156 cohortes d'être calculé chaque jour de la simulation avec l'équation (6). L'effectif d'une cohorte est une composante essentielle, puisqu'elle permet en multipliant le nombre d'individus par leur poids d'obtenir la biomasse de cette cohorte (BiomCoho_{c,s}). En sommant l'ensemble des biomasses par cohorte et par sexe, nous obtenons la biomasse totale (BiomTot) qui nous permettra par la suite d'étudier la dynamique du stock.

$$EffCoho_{c,s,t} = \begin{cases} = Rec_{c,s,t} + \int_{-DateRec}^{tmax} \left(\begin{array}{l} - MortNat_{c,s,t} - MortPech_{c,s,t} - MigrLarge_{c,s,t} \\ + RetLarge_{c,s,t} - CoreRec_{c,s,t} \end{array} \right) & si t \geq DateRec_c \\ = 0 & si t < DateRec_c \end{cases} \quad (6)$$

$$BiomCoho_{c,s,t} = W_{c,s,t} * EffCoho_{c,s,t} \quad (7)$$

$$BiomTot_t = \sum_c \sum_s BiomCoho_{c,s,t} \quad (8)$$

2.1.2 Exploitation du crabe de mangrove

- Capacité et effort de pêche

Dans le cadre de notre pêcherie, nous pouvons différencier deux catégories de pêcheurs, à savoir les résidents et les saisonniers. En effet, avec la valorisation accrue du crabe de mangrove un phénomène de migration saisonnière de certains acteurs est apparu : ces derniers quittent temporairement leur lieu de résidence pour aller vers des zones de mangroves quand la ressource est abondante. Ces acteurs qui viennent dans les mangroves pour pêcher pendant une certaine période pratiquent uniquement la pêche. Dans notre étude nous qualifierons de saisonniers, tous les acteurs qui restent dans la pêcherie pendant la saison haute, soit 6 mois ou moins, ainsi à partir de 7 mois dans la pêcherie, les pêcheurs sont

considérés comme des résidents. Ces pêcheurs résidents ont la possibilité d'alterner leurs activités généralement entre la pêche et l'agriculture. Cette possibilité de pluriactivité donne aux résidents différents coûts d'opportunités¹² en fonction de l'activité choisie, la rentabilité de la pêcherie est donc au cœur du choix des résidents. Ce coût d'opportunité existe aussi chez les saisonniers, mais avant leur migration sur le littoral, puisqu'ils choisissent de quitter leur milieu qu'ils jugent peu rentable pour rejoindre une autre zone leur assurant des revenus plus élevés.

Ces deux types de pêcheurs utilisent 5 engins de pêche composés de 3 engins de pêche traditionnels et de 2 engins plus récents. Quel que soit l'engin de pêche utilisé, les pêcheurs se déplacent à pied ou en pirogue non motorisée. Du côté des techniques traditionnelles, la méthode la plus répandue consiste à extraire les crabes de leurs terriers avec un crochet de bois ou de fer (ou plus rarement directement à la main). La pêche à la ligne (et son dérivé la palangre) est une autre technique de pêche traditionnelle, qui s'effectue généralement avec une pirogue dans des eaux à faible profondeur (<2 m) en fonction des marées. Les pêcheurs qui utilisent cette technique emmènent plusieurs lignes qu'ils remontent régulièrement pour vérifier si un crabe s'est saisi de l'appât. Enfin la dernière technique traditionnelle est la pêche à la raquette (équivalent à une épuisette à manche très court), généralement utilisée par des pêcheurs à pied durant la nuit pour capturer les crabes qui se déplacent à très faible profondeur (<30 cm).

Depuis l'arrivée des sociétés exportatrices dans les années 1980 des nouvelles techniques ont été développées. Elles sont réputées pour une meilleure rentabilité, mais surtout pour moins endommager les crabes lors de la capture. La pêche à la balance s'effectue dans les estuaires ou dans les chenaux de mangrove, et les pêcheurs partent avec plusieurs balances appâtées qu'ils remontent régulièrement. Enfin la dernière technique (moins répandue) est la pêche à la nasse (ou casier), construite à partir de matériaux naturels. Les pêcheurs utilisent la nasse de la même manière que la balance. Pour plus d'informations sur l'ensemble de ces engins de pêche cf. annexe 1.

Lorsqu'ils sont actifs, ces pêcheurs constituent l'effort de pêche (effort de pêche journalier), par conséquent la capacité de pêche est déterminée par le nombre de pêcheurs potentiels sur une année. Dans le modèle, le nombre de pêcheurs actifs dépend du nombre de pêcheurs total dans la pêcherie ($Pech_{tp,ep}$) qui est défini par la somme entre les pêcheurs initiaux, ($Pech_{Initp,ep}$) et les nouveaux pêcheurs ($NouvPech_{tp,ep}$) qui entrent dans la pêcherie à la fin de chaque année. Si des pêcheurs peuvent entrer dans la pêcherie, c'est à cause du caractère commun de la ressource biologique. En effet, comme nous l'avons vu dans l'introduction, le stock de crabes de mangrove est en accès libre. Dans cette situation, les pêcheurs sont en compétition pour obtenir le plus de gains jusqu'à dissiper la rente de la pêcherie en épuisant la biomasse, ce phénomène est appelé « course aux poissons » (Mongruel et Palsson, 2004). Par conséquent, pour étudier la dynamique de la capacité de pêche, la détermination des nouveaux pêcheurs ($NouvPech_{tp,ep}$) est essentielle.

$$NouvPech_{tp,ep,t} = \begin{cases} 0 & \text{Si } ParCapac = 0 \\ \frac{ProfEpFinAn_{tp,ep} * TxInvest_{tp,ep}}{PrixPech_{ep}} & \text{Si } ParCapac = 1 \\ FoceCapa_{tp,ep,t} & \text{Si } ParCapac = 2 \end{cases} \quad (9)$$

Une fois que le nombre de nouveaux pêcheurs est estimé, nous pouvons calculer le nombre de pêcheurs actifs ($PechAct_{tp,ep}$) avec l'équation (10) :

$$PechAct_{tp,ep,t} = Pech_{tp,ep,t} \cdot TxAct_{tp,ep,t} \cdot ArretPech_{ep,t} \quad (10)$$

¹² Coût d'opportunité : Pertes auxquelles on renonce lorsqu'on fait un choix. Dans notre cas, les pêcheurs renoncent aux bénéfices de l'agriculture pour avoir les bénéfices de la pêche qu'ils jugent supérieurs.

La variable *ArretPech* prend la valeur 0 si la pêche est fermée ou si les quotas sont dépassés, faisant ainsi passer le nombre de pêcheurs actifs à zéro. Dans le cas contraire, elle est égale à 1, impliquant que le nombre de pêcheurs est le résultat de la multiplication entre les pêcheurs totaux dans la pêche et le taux d'activité. Le taux d'activité détermine l'effort de pêche, c'est donc lui aussi un paramètre essentiel du modèle.

$$TxAct_{tp,ep,t} = \begin{cases} FTxAct_{tp} * \left[\frac{\left(MargeCV_{ep,t-365} + MargeCV_{ep,t-\frac{365}{12}} \right)}{2} \right] & Si t > 365 ET TxAct = 1 \\ 0,5 & Si t < 365 ET TxAct = 1 \\ ForceTxAct_{tp,ep} & Si TxAct = 0 \end{cases} \quad (11)$$

Cette équation nous donne la possibilité d'avoir le choix entre deux taux d'activité : un *TxAct* égal à 1 implique un taux d'activité endogène, ce qui signifie qu'il peut être calculé par le modèle en fonction de la marge sur coût variable réalisé 1 an et 1 mois auparavant. Pour que ce taux soit calculé, il faut par conséquent qu'une première année soit écoulée, dans le cas contraire, le taux sera forcé à 0,5. La deuxième possibilité est de considérer un taux d'activité exogène, lorsque *TxAct* est égal à 0 : dans ce cas nous pouvons parler de taux d'activité forcé prédéfini, qui ne varie pas en fonction des résultats de l'année précédente. Ce taux peut être défini par le biais du paramètre (*ForceTxAct_{tp,ep}*) pour chaque type de pêcheur en fonction de l'engin utilisé et peut prendre en compte une saisonnalité.

- Captures

Les pêcheurs actifs capturent chaque jour une quantité de crabes, ces captures initiales (*CapInit_{c,s}*) sont le résultat de la multiplication entre le poids individuel des crabes, *W_{c,s}*, et la mortalité par pêche (*MortPech_{c,s}*) :

$$CapInit_{c,s,t} = MortPech_{c,s} \cdot W_{c,s,t} \quad (12)$$

Grâce à ce résultat, nous pouvons calculer les captures initiales par engin (*CapInitEp_{ep,c,s}*) en multipliant les captures initiales (*CapInit_{c,s,t}*) par le rapport entre la mortalité par pêche en fonction des engins de pêche (*F_{c,ep}*) et la mortalité par pêche totale (*FF_c*). Si les captures par engin de pêche sont divisées par le nombre de pêcheurs actifs, nous obtenons les prises par unité d'effort (*PUE_{ep}*).

$$CapInitEp_{ep,c,s,t} = \frac{F_{c,ep,t}}{FF_{c,t}} \cdot CapInit_{c,s,t} \quad (13)$$

$$PUE_{ep,t} = \frac{\sum_c \sum_s CapInitEp_{ep,c,s,t}}{\sum_{tp} PechAct_{tp,ep,t}} \cdot 1000 \quad (14)$$

En fonction de leur taille, les crabes peuvent soit être vendus s'ils sont assez gros soit être autoconsommés. Pour faciliter l'analyse, il semble légitime de regrouper les captures initiales par engin

de pêche en fonction de classe de taille prédéfinies ($CapInitEpTail_{ep,c,s,Ctail}$). Nous avons fait le choix d'intégrer 7 classes, qui ont été déterminées de la manière suivante :

Tableau 1 - Classes de taille en fonction des destinations, Source des données : Projet CoreCrabe

Classes	Intervalle en cm
Ctail1	[0,6[
Ctail2	[6,7[
Ctail3	[7,10[
Ctail4	[10,11[
Ctail5	[11,13[
Ctail6	[13,15[
Ctail7	[15, +

$$CapInitEpTail_{ep,c,s,Ctail,t} = \begin{cases} CapInitEp_{ep,c,s,t} & \text{si } Longueur_{c,t} \in [Lmin_{ctail}, Lmax_{ctail}[\\ 0 & \text{si } Longueur_{c,t} \in [Lmin_{ctail}, Lmax_{ctail}] \end{cases} \quad (15)$$

Grâce à ces classes, nous pouvons facilement calculer les quantités de crabes autoconsommés et vendus. Dans le modèle, Chaboud (2021) suppose que tous les crabes appartenant à la classe 1 sont autoconsommés si bien que tous les crabes appartenant aux classes 2 à 7 sont destinés à être vendus. Par conséquent en sommant les captures initiales par engin de pêche en fonction des classes de tailles nous pouvons obtenir soit l'autoconsommation (AutoConso) soit les ventes par engin de pêche ($VenteEp_{ep,c,s}$). Avec les ventes par engins de pêche nous pouvons aussi obtenir les ventes totales, en sommant dans un premier temps les ventes par engins de pêche ($VenteTotEp_{ep,c,s}$) par cohorte et par sexe puis en sommant le résultat temps par engin de pêche ($VenteTot$).

$$AutoConso_t = \sum_{ep} \sum_c \sum_s Ctail1 \quad (16)$$

$$VenteEp_{ep,c,s,t} = \sum_{Ctail2}^{Ctail7} CapInitEpTail_{ep,c,s,Ctail,t} \quad (17)$$

$$VentesTotEp_{ep,t} = \sum_c \sum_s VenteEp_{ep,c,s,t} \quad (18)$$

$$VentesTot_t = \sum_{ep} VentesTotEp_{ep,t} \quad (19)$$

Grâce à ces ventes les pêcheurs vont générer un revenu qui est aussi impacté par un ensemble de coûts détaillé dans la section suivante.

2.1.3 Coûts et Revenus

- Coûts

Pour déterminer les coûts des acteurs, il faut distinguer les coûts fixes ($CfEp_{ep}$) et les coûts variables ($CvEp_{ep}$). Les coûts variables correspondent à l'ensemble des coûts qui varient en fonction de du niveau de l'activité. Dans le cas de notre pêcherie, nous pouvons distinguer 2 coûts variables principaux : le prix d'achat de l'appât et les coûts d'opportunité du travail. Le coût des appâts est au cœur des discussions des pêcheurs qui utilisent des engins avec des appâts puisqu'ils ont un impact

significatif sur la rentabilité de la pêche. Le coût d'opportunité du travail quant à lui a été estimé au salaire des 25% des pêcheurs les plus pauvres de la pêche. Ces coûts sont propres à notre cas d'étude en raison de la possibilité de pluriactivité, ils sont donc essentiels dans le choix des activités des pêcheurs. Si un pêcheur se rend compte qu'il gagnera plus avec une autre activité, il n'ira pas pêcher et inversement.

A contrario, les coûts fixes correspondent à des coûts qui ne dépendent pas du niveau de l'activité, mais que les pêcheurs sont obligés de payer pour pouvoir réaliser leurs activités. Ces coûts fixes sont généralement associés à des coûts ponctuels élevés qui doivent être amortis sur le long terme. Dans notre cas ils sont associés en grande partie à l'amortissement des coûts liés à l'achat de nouveaux engins de pêche (crochet, nasse...) et de l'achat d'une pirogue. Dans le modèle, cet amortissement est calculé de manière journalière et il est constant durant toute la simulation, y compris durant les périodes de fermeture de la pêche (ainsi les profits négatifs, mais constants correspondent à ces coûts fixes).

Les coûts totaux par engin de pêche ($CTotEp_{ep,t}$) sont le résultat de la somme entre ces coûts et les droits de pêche, $DrPechEp_{ep}$.

$$CTotEp_{ep,t} = CvEp_{ep,t} + CfEp_{ep,t} + DrPechEp_{ep,t} \quad (20)$$

- Revenus

Le modèle bioéconomique nous permet de calculer le chiffre d'affaires par sexe, engin de pêche et taille du crabe, $ValVenteSexeEpTail_{s,ep,ctail}$. Pour cela, il faut multiplier les ventes par les prix :

$$ValVenteSexeEpTail_{s,ep,ctail,t} = \sum_c \frac{VentesSexCohoEpTail_{s,ep,ctail,t} * ParamPrix_{s,ep,ctail}}{1000} \quad (21)$$

Dans le modèle, les prix sont exogènes, cette hypothèse est justifiée puisque comme nous avons pu le voir la partie 1.2.4, la demande malgache sur le marché du crabe peut être considérée comme marginale par rapport à la demande internationale. En effet, le marché malgache des crabes de mangrove se trouve en situation de monopsonne¹³ avec comme principal demandeur le marché chinois. Par conséquent le prix est fixé en aval dans la chaîne de valeur, en fonction de la production sur le marché international.

Le modèle nous permet de faire l'hypothèse qu'en fonction de sa taille, le crabe sera vendu soit sur le marché local soit sur le marché collecte (marché tourné vers l'export soit international soit local), ainsi nous pouvons calculer la valeur des ventes en fonction de la destination finale du crabe ($ValVenteDest_{dest,t}$). Les classes de tailles énumérées précédemment ont été créées pour qu'elles puissent s'indexer en fonction de la destination du crabe. Pour simplifier la réalité, Chaboud (2021) a choisi de répartir la destination des crabes de la manière suivante : les crabes appartenant à la classe 2 sont vendus

¹³ Monopsonne : Marché sur lequel un unique demandeur se trouve face à une multitude d'offreurs.

sur le marché local, et tous les crabes appartenant à une classe de taille supérieure à la classe 3 sont vendus sur le marché à l'exportation.

$$ValVentDest_{dest,t} = \begin{cases} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail1,t} & si\ dest = autoconso \\ \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail2,t} & si\ dest = local \\ \sum_{Ctail3}^{Ctail7} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail,t} & si\ dest = Collecte \end{cases} \quad (22)$$

Grâce à la valeur des ventes par engin de pêche ($ValVentEp_{ep,t}$) et aux coûts totaux ($CTotEp_{ep,t}$) nous pouvons enfin obtenir les profits par engin de pêche ($ProdEp_{ep}$) et les profits totaux ($ProfTot$). Enfin, pour comparer les différentes situations, le modèle nous propose de calculer les valeurs actualisées des profits totales ($ValeurActuProfTot_{ep}$) ou $TxActu$ est le taux d'actualisation.

$$ValVentEp_{ep,t} = \sum_s \sum_{Ctail} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,ctai,t} \quad (23)$$

$$ProfEp_{ep,t} = ValVentEp_{ep,t} - CTotEp_{ep,t} \quad (24)$$

$$ProfTot_t = \sum_{ep} ProfEp_{ep,t} \quad (25)$$

$$ValeurActuProfTot = \int_0^{Tmax} ProfTot_t \cdot e^{-TxActu \cdot t} dt \quad (26)$$

2.1.4 Les différentes stratégies de gestion

La gestion de l'ensemble des pêcheries de Madagascar est confiée au ministère de la Pêche et de l'Économie Bleue (MPEB). Ce dernier a pour rôle de coordonner le développement des filières et de créer des mesures pour lutter contre la surexploitation des ressources halieutiques, dans les trois segments de pêche identifiés à Madagascar à savoir la pêche artisanale, la petite pêche et la pêche industrielle (loi n° 2015-053 portant sur le Code de la pêche et de l'aquaculture).

Avant la hausse brutale des captures de crabes de mangrove en 2013 (Figure 5), la pêche de cette espèce était reconnue comme une pêche traditionnelle. Il y avait seulement un texte réglementaire datant de 2006 (n°16365/2006) qui régula l'exploitation des crabes de mangrove. Dans ce texte, on retrouvait notamment une taille limite de capture correspondant à 10 cm, mais aussi l'interdiction de l'exploitation de crabes mous, après la mue, ou de femelles ovées.

À la suite du fort engouement pour le crabe de mangrove en 2013, le MPEB a mis en place plusieurs mesures pour éviter la surexploitation de la ressource, sans avoir fait d'analyse biologique approfondie du cycle de vie du crabe de mangrove. Un arrêté a alors été créé en 2014 (arrêté

n°32102/2014), limitant ainsi les captures annuelles à 5000 tonnes et l'exportation à 4 250 tonnes. Cet arrêté a aussi modifié la taille minimale des captures, qui est passée à 11 cm. En réalité, cette taille minimale n'est respectée, en effet d'après les observations du projet CORECRABE, les pêcheurs ne relâchent pas les crabes de moins de 11 cm et les revendent sur les marchés locaux, ou les utilisent pour leur propre consommation. Cependant, en interdisant les exportations de crabes de moins de 11 cm, le prix de ces petits crabes diminue, ce qui réduit l'incitation à les capturer.

Par la suite, une période de fermeture des pêches a été instaurée par l'arrêté n°14274/2019 en 2019, qui stipulait une fermeture de la pêcherie entre le 10 août et le 31 octobre. En 2020 cet arrêté est modifié (arrêté n° 22.529/2020), la fermeture nationale est désormais effective à partir du 15 octobre pour une durée de 2 mois. Ainsi toutes formes de pêches, de ventes, d'achats et d'exportations (congelé, vivant, morceaux...) sont interdites par la loi. Pour plus de compléments sur les régulations de gestion, cf. annexe 1.

Le modèle étudié permet de tester différentes variables de régulation de la pêcherie, nous détaillerons par la suite l'ensemble des paramètres de gestion qui font référence aux stratégies de gestion que nous allons tester. Pour plus d'informations sur l'ensemble des possibilités du modèle en termes de gestion, cf. annexe 6 sur la maquette du modèle.

Premièrement, il est possible de mettre en place deux périodes de fermetures annuelles avec des dates de fermeture, F1 F2, et d'ouverture, O1 O2. Si nous sommes dans une période de fermeture, la variable 'fermeture' prend la valeur 0, sinon elle est égale à 1. Cette variable est ensuite prise en compte dans l'équation de la variable $ArretPech_{ep,t}$ qui joue un rôle sur le nombre de pêcheurs actifs comme expliqué plus haut. Cette variable permet aussi de prendre en compte les dépassements quotas (elle sera égale à 0 si les quotas ne sont pas respectés).

$$Fermeture_t = \begin{cases} 1 & t \notin [F1, O1] \cup [F2, O2] \\ 0 & t \in [F1, O1] \cup [F2, O2] \end{cases} \quad (27)$$

$$ArretPech_{ep,t} = DepasQuotaEp_{ep,t} * DepasQuotaTot_t * Fermeture_t \quad (28)$$

La taille minimale de captures joue quant à elle un rôle sur la mortalité par pêche, en effet tous les crabes en dessous de cette taille ont par définition une mortalité par pêche nulle et donc une capturabilité nulle. L'équation finale de la mortalité par pêche s'écrit donc :

$$MortPech_{c,s,t} = \begin{cases} EffCoho_{c,s,t} \cdot FF_{c,t} & si \text{ TailleLegale} < \text{Longueur}_{c,t} \\ 0 & si \text{ TailleLegale} > \text{Longueur}_{c,t} \end{cases} \quad (29)$$

2.2 Calibration du modèle

2.2.1 La ressource

- Cycle de vie du crabe de mangrove

Une grande partie de la calibration sur la biologie de la ressource a été réalisée à l'aide de la littérature sur le crabe de mangrove. Nous verrons dans cette section l'ensemble de ces paramètres biologiques retenus, leurs explications et leurs sources.

Une eau d'en moyenne 27° favoriserait la fréquence des mues et donc la croissance, par conséquent la température de l'eau joue un rôle important sur la croissance des crabes (Heasman 1980). Nous avons utilisé la fonction de croissance dérivée des travaux de Heasman (1980), car il a calculé la fonction de croissance optimale des crabes où la température moyenne de l'eau des crabes en captivité était à 27°. Cette température se rapproche de la réalité de la zone Boeny puisqu'en moyenne la température de l'eau ne descend pas en dessous de cette température optimale (à part entre juin et septembre). Finalement nous avons fait le choix de calculer une courbe de croissance intermédiaires entre les travaux de Delathière (1990) et Heasman (1980) pour se rapprocher de la réalité à Madagascar. Pour plus de détails sur la courbe retenue et les paramètres exacts introduits dans la calibration, nous vous renvoyons à l'annexe 2 sur les fonctions de croissance. Les deux auteurs précédents ayant négligé l'hypothèse d'une croissance différente entre les mâles et les femelles, nous avons donc obtenu des fonctions de croissance intermédiaire moyenne des deux sexes. La différenciation de taille entre les mâles et les femelles est prise en compte avec la relation poids-longueur suivante (Le Cren, 1951) :

$$W_{c,s,t} = a_s \text{Longueur}_{c,st}^{b_s} \quad (30)$$

Les paramètres alpha et beta sont différents en fonction du sexe de l'animal et prennent les valeurs suivantes (Delathière, 1990) :

Tableau 2 - Relation Taille (cm) Poids (gr), Source de données : Delathière 1990

	Mâle	Femelle
Alpha	0,072	0,58
Beta	3,38	2,51

La mortalité naturelle correspond à la proportion d'individus qui meurent de maladie, vieillesse ou de prédation. Dans notre modèle nous avons retenu un taux de mortalité annuelle issu de la littérature qui a été converti en jour. Le taux de mortalité naturelle du crabe de *Scylla Serrata* a été estimé par Bautil et Adrill (1991) de l'ordre de 0.53 pour tous sexes confondus, grâce à la formule de PAULY (1985).

Comme nous avons pu le voir dans la partie 2.1.1, les femelles migrent une fois qu'elles se sont accouplées pour aller pondre leurs œufs au large (Ong, 1966 ; Brick, 1974 ; Hill, 1975 ; Hill et al, 1982 et Arriola, 1940)). Pour savoir si nous modélisons la migration, il est important de se demander si elle a un impact sur la mortalité naturelle des femelles et/ou leur capturabilité. Concernant la mortalité naturelle, aucune référence dans la littérature ne montre que les femelles qui migrent meurent après la ponte, au contraire certains auteurs ont pu enregistrer plusieurs pontes successives après un accouplement, ce qui implique que les femelles survivent après la ponte (Sin 1966, Ong 1966, Le Reste 1976). Par conséquent, si la migration est modélisée le taux de retour au large (TxRetLarge) prend la valeur de 100%. Concernant l'impact de la migration sur leur capturabilité, Davis (2004) a observé que dans certaines régions la capturabilité mensuelle par unité d'effort des femelles diminue fortement durant la période de migration. L'étude du sexe-ratio des captures permet d'affirmer la possibilité d'une diminution de la capturabilité des femelles pendant leur période de frai. Delathière (1994) a étudié l'évolution annuelle moyenne du sexe-ratio des captures de la pêcherie et en a déduit que la diminution de la capturabilité des femelles correspondait à la période des migrations des femelles. Au vu des preuves dans la littérature de l'importance de ce phénomène de migration, il nous a semblé important de le modéliser.

Hill (1994) a trouvé certaines femelles ovigères dans des eaux côtières, ce qui implique que les femelles ne pondent pas nécessairement au large. Cependant ce phénomène étant assez occasionnel, nous avons décidé de l'ignorer en faisant l'hypothèse que toutes les femelles migrent vers la zone maritime pendant le ponte, ce qui implique qu'elles sont toutes inaccessibles à la pêche durant la migration. D'après la littérature, ce phénomène de migration semblant être cyclique (Le Reste, 1976 ; Hill, 1994 ; Brick, 1974 ; Delathière, 1990 et Davis 2004), cette saisonnalité est prise en compte dans le modèle bioéconomique grâce à un taux de migration mensuelle. Pour estimer la proportion de femelles qui migrent chaque mois nous avons dans un premier temps estimé la saisonnalité du recrutement (calcul détaillé plus loin dans la partie). Nous avons ensuite calculé le délai (en mois) entre la ponte et le recrutement d'après la fonction de croissance, puis nous avons décalé la distribution de la saisonnalité du recrutement de ce délai pour estimer la période de ponte probable. Pour la zone nord-ouest par exemple, ce délai a été estimé à 4 mois impliquant les résultats du tableau 3 ci-dessous :

Tableau 3- Estimation du taux de migration mensuelle des femelles des crabes de mangrove à Madagascar, Source des données : Projet CoreCrabe

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin
Taux mensuel de migration	8.53	6.3	7.21	5.37	4.78	4.14

Mois	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Taux mensuel de migration	4.06	4	15.25	9.09	19.46	11.81

Pour paramétrer l'âge de début de migration des femelles, nous nous sommes appuyés des travaux de Le Reste (1976) qui indique que près de 50% des femelles de plus de 12cm ont atteint leur mue de puberté (Figure 8). Grâce à la fonction de croissance que nous avons calculée, nous avons pu estimer à quel âge les crabes atteignent 12 cm, par conséquent l'âge de début de migration des femelles est équivalent à 324 jours. De plus, ces mêmes travaux (Le Reste, 1976) nous ont permis de paramétrer l'ogive de maturité sexuelle des femelles en fonction de la taille. En effet, Le Reste (1976) indique que la plus petite femelle observée ayant atteint sa mue de puberté mesurait 10,2 cm et que la plus grande femelle observée qui n'a pas atteint sa mue de puberté mesurait 14,2 cm. Grâce à ces données, nous avons pu compléter le tableau de paramètre dans Vensim (Tableau 4).

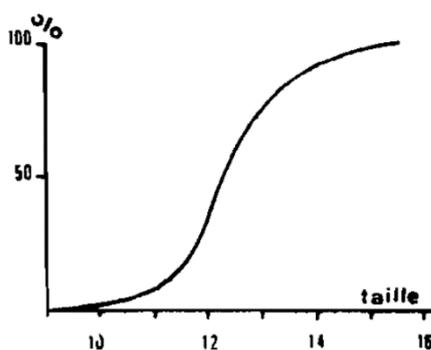


Figure 8 - Pourcentage du nombre de femelles ayant subi la mue de puberté en fonction de la taille, Le Reste 1976

Tableau 4 - Ovide de maturité en fonction de la taille, source des données : Le Reste 1976

Taille (cm)	10	11	11.5	12	12.5	13	14	15	16
% de fécondité	3%	9%	18%	31%	59%	73%	90%	98%	100%

- Recrutement

Dans ce modèle, l'âge de recrutement correspond à l'âge des premières captures des crabes, pour estimer cet âge nous avons regardé les données empiriques de captures du projet CoreCrabe. En étudiant la distribution des captures par classes de taille nous avons émis l'hypothèse que les crabes sont capturés à partir de 5 cm, en dessous de cette taille les captures ont été considérées comme trop faibles pour être prises en compte. Comme nous avons des croissances différentes en fonction des régions étudiées, cette taille n'est pas atteinte aux mêmes âges. Selon la fonction de croissance de la zone de Boeny les crabes atteignent 5 centimètres aux 126^{ème} jours. Grâce à cet âge de recrutement nous avons pu calculer le délai en mois entre la ponte et le recrutement, à Boeny ce délai est de 4.1 mois.

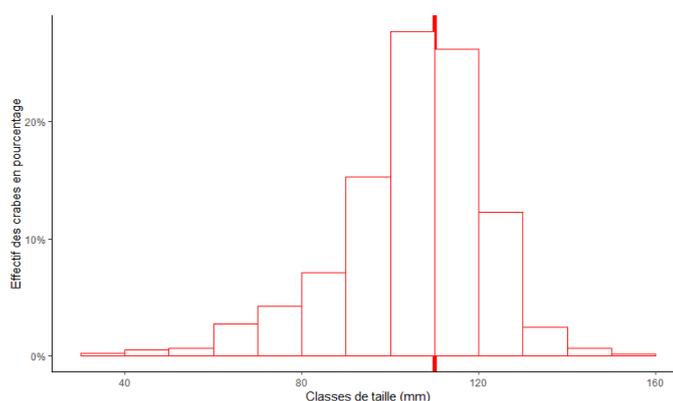


Figure 9 - Distribution des captures par classe de taille entre 2021 et 2022, Source des données : Projet CoreCrabe

L'analyse de viabilité des populations, VPA, réalisée par l'équipe à Madagascar nous a permis de déterminer certains paramètres de recrutement, comme le recrutement total annuel des crabes mesurant 5 cm qui a été estimé à 42 421 457 individus. De plus, grâce aux résultats de la VPA nous avons pu déterminer la répartition mensuelle du recrutement. En effet, en plus du recrutement total annuel des crabes de 5 cm, la VPA permet de calculer le recrutement mensuel des crabes de 5 cm. C'est pourquoi en divisant ces deux résultats nous obtenons un pourcentage de la répartition mensuelle du recrutement. Pour déterminer le mois de novembre nous avons décidé de faire une interpolation linéaire entre octobre et décembre, c'est-à-dire la moyenne entre octobre et décembre, car nous n'avons aucune donnée disponible (en raison de la fermeture aucun crabe n'est pêché).

Tableau 5 – Estimation de la répartition mensuelle du recrutement sur l'année 2021 grâce à l'analyse de VPA

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Recrutement mensuel des crabes de 5 cm	6 469 747	3 346 305	8 253 721	5 013 739	4 812 019	3 620 247	3 620 577	2 276 084	2 029 695	1 1755 526	Aucune donnée	1 693 797
% du recrutement mensuel des crabes de 5 cm	15,25%	9,09%	19,46%	11,81%	8,53%	6,30%	7,21%	5,36%	4,78%	4,14%	4,07%	4%

Le paramètre d'ajustement des cohortes survivantes permet de corriger la présence trop importante d'individus provenant des cohortes des 3 années avant la simulation puisqu'elles ne sont pas impactées par la mortalité par pêche. Pour trouver ce paramètre, nous avons procédé par tâtonnement, en regardant l'impact sur la biomasse totale, nous avons finalement choisi d'initialiser ce paramètre à 10 (pour plus de détails cf. annexe 3).

Avec le manque de temps durant l'étude, nous avons décidé d'avoir une relation de recrutement constante et non stochastique par conséquent le paramètre ParRecStock prend la valeur 0.

2.2.2 Exploitation du crabe de mangrove

- Effort de pêche

Les effectifs initiaux des pêcheurs ont été déterminés grâce aux enquêtes du projet CoreCrabe. Ces enquêtes ont été réalisées au niveau de certains villages étudiés pour estimer le nombre de pêcheurs résidents et saisonniers. Une interpolation a ensuite été faite en fonction du nombre de villages de pêcheurs totaux dans la zone concernée. Nous avons pu remplir le tableau suivant :

Tableau 6 - Estimation de l'effectif actuel des pêcheurs totaux pour la zone de Boeny pour chaque engin

Engins	Balance	Ligne	Nasse	Crochet	Raquette
Effectifs initiaux des résidents	1005	120	131	524	142
Effectifs initiaux des migrants	1022	124	137	536	151

Comme nous avons pu le voir dans la partie 2.2.2, la variation des nouveaux pêcheurs peut être calculée de plusieurs manières. Pour déterminer si le nombre de nouveaux pêcheurs est endogène ou exogène, nous avons regardé la relation empirique entre la valeur annuelle de la pêche en MGA divisée par le nombre de pêcheurs annuel (on peut alors parler de valeur par unité d'effort, VPUE) et le nombre de nouveaux pêcheurs pour 2009 et 2020. Dans la zone Boeny, pour avoir une relation linéaire nous avons appliqué une fonction log, grâce aux coefficients obtenus à l'aide du logiciel r (figure 10) nous avons pu en déduire l'équation 31, ou le nombre 0,28783 peut être considéré comme le taux de réinvestissement des profits. Nous avons ensuite simplifié cette équation de tel sorte à retirer le log sur le terme de gauche :

$$\log(\text{NouvPech}_{tp,ep}) = 0.28783 * \log(\text{VPUE}) \quad (31)$$

$$\text{NouvPechTot}_{ep,tp} = 10^{0.28783 * \log(\text{VPUE})} \quad (32)$$

```

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
log(VPUEyr)  0.28783    0.01056   27.25 1.03e-10 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.5319 on 10 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.9867, Adjusted R-squared:  0.9854
F-statistic: 742.4 on 1 and 10 DF, p-value: 1.026e-10

```

Figure 10 - Coefficients de régression de l'estimation de la relation entre le nombre de nouveaux pêcheurs et la valeur par unité d'effort moyenne annuelle pour la zone de Boeny, Source des données : Projet CoreCrabe

Cette relation prédit une variation entre 65 et 95 de nouveaux pêcheurs par an sur la période avec les niveaux de VPUE estimés. L'importance de la prise en compte de la VPUE et intrinsèquement du profit est donc justifiée pour déterminer les nouveaux pêcheurs, par conséquent nous avons choisi d'avoir une variation des nouveaux pêcheurs endogène dans la zone Boeny (ParCapac = 1). Le taux de réinvestissement des profits est une étape très importante pour la calibration du modèle, car il permet de paramétrer l'attractivité de la pêche et par conséquent la pression sur la pêche.

Pour estimer l'activité des pêcheurs, nous avons regardé la relation entre la marge sur coûts variables et le taux d'activité des pêcheurs pour l'ensemble des engins de pêche. Les données récoltées par le projet CoreCrabe entre mai 2021 et avril 2022 ne nous permettent pas d'établir une réelle relation entre ces deux variables. Néanmoins, nous pouvons identifier une saisonnalité sur le taux d'activité avec une saison basse allant de juin à octobre et une saison haute allant de décembre à avril. Nous avons donc décidé d'avoir un taux d'activité exogène ce qui implique que la variable TxAct prend la valeur 0. Par conséquent, nous avons déterminé un taux d'activité forcé qui varie en fonction de l'engin de pêche, de la saison.

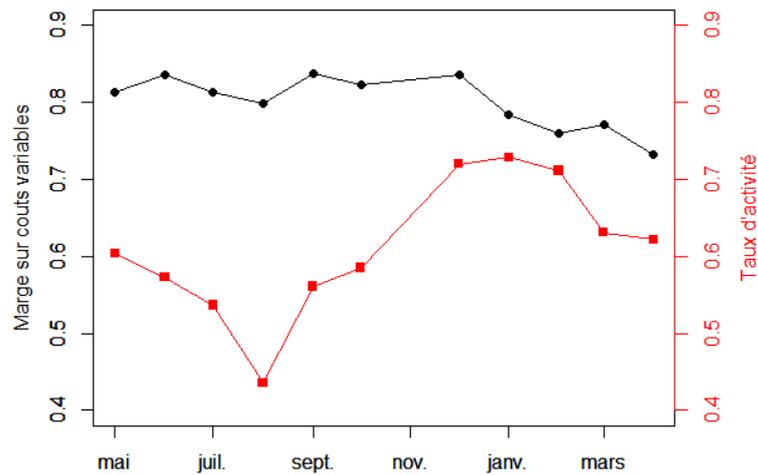
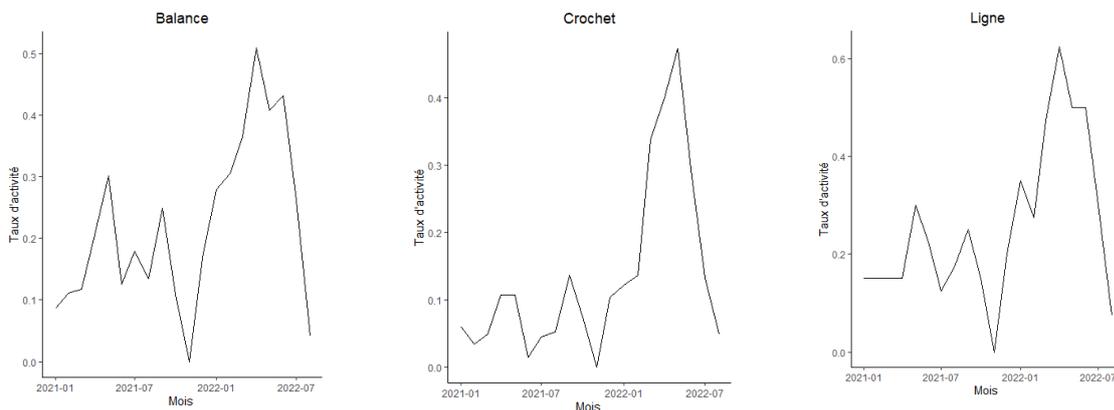


Figure 11 - Évolution de la marge sur coûts variables et du taux d'activité entre mai 2021 et juillet 2022 pour la zone de Boeny – Source des données : Projet CoreCrabe

Pour ce faire, nous avons regardé la variation du taux d'activité pour chaque engin afin de remplir le taux d'activité forcé dans le fichier de paramètres. Nous avons obtenu les graphiques suivants :



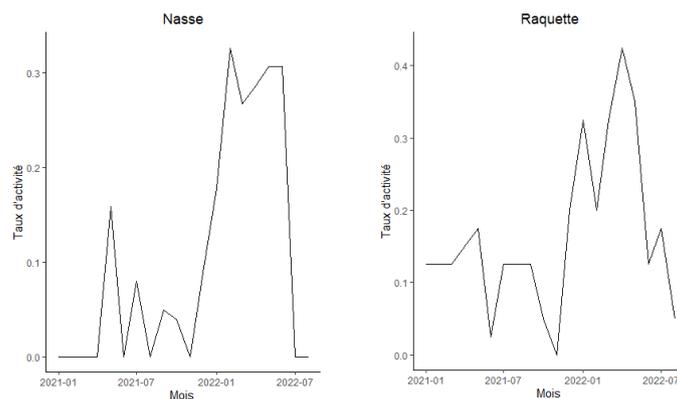


Figure 12 - Évolution du taux d'activité pour chaque engin entre mai 2021 et avril 2022, Source des données : Projet CoreCrabe

Avec les données dont nous disposons pour le moment, nous n'avons pas pu différencier le taux d'activité entre les pêcheurs résidents et les migrants, par conséquent dans le tableau de données ils seront identiques à la différence que durant les 6 mois de saison basse (de juin à novembre) le taux d'activité des pêcheurs saisonniers sera nul. En examinant les données, nous nous sommes rendu compte que l'année 2021 était très pessimiste, sûrement à cause du COVID19, nous avons fait le choix de garder les 8 premiers mois de données de l'année 2022 (janvier – août) et de compléter le reste des données avec celle de l'année 2021 (septembre – décembre). De plus étant donnée la fermeture de la pêche le mois de novembre durant les enquêtes nous n'avons aucune donnée sur le taux d'activité de ce mois-ci, par conséquent nous avons choisi de faire une interpolation linéaire entre octobre et décembre.

Tableau 7 – Estimation du taux d'activité des pêcheurs en fonction des engins, Source des données : Projet CoreCrabe

Engins Mois	Balance	Ligne	Crochet	Raquette	Nasse
Janvier	0.28	0.35	0.12	0.32	0.18
Février	0.3	0.27	0.14	0.2	0.33
Mars	0.36	0.47	0.34	0.32	0.27
Avril	0.51	0.62	0.4	0.42	0.29
Mai	0.41	0.5	0.47	0.35	0.31
Juin	0.43	0.5	0.28	0.12	0.31
Juillet	0.26	0.3	0.13	0.17	0.8
Août	0.04	0.075	0.04	0.05	0.065
Septembre	0.25	0.25	0.13	0.12	0.05
Octobre	0.11	0.15	0.073	0.05	0.04
Novembre	0.14	0.165	0.0865	0.125	0.065
Décembre	0.17	0.2	0.1	0.2	0.09

- Captures

Les captures initiales sont la résultante de la somme entre la mortalité par pêche ($MortPech_{c,s}$) et le poids individuel des crabes, $W_{c,s}$. Or la mortalité par pêche dépend implicitement de la capturabilité des engins de pêche. Cette capturabilité varie en fonction des engins et de la taille des crabes (Figure 13). Par exemple, les pêcheurs utilisant des balances sont plus opportunistes, car ils prennent sans exception de taille tous les crabes qui sont piégés, contrairement au crochet qui reste assez sélectif. Au vu de ces résultats, il nous a semblé légitime d'avoir une capturabilité qui varie en fonction de l'âge du crabe, mais aussi en fonction l'engin de pêche. Les capturabilité finales n'ont pas pu être déterminées

par la VPA, par conséquent nous avons utilisé les capturabilités que Chaboud (2021) avait initialement paramétrés pour avoir des résultats cohérents (Tableau 8).

Tableau 8 - Tableau des paramètres sur la capturabilité des crabes en fonction de leurs âges, Chaboud (2021)

Age (J) \ Engins	0	170	171	200	300	400	800	1000
Balance	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002
Ligne	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001
Crochet	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002
Nasse	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002
Raquette	0.000002	0.000002	0.0000015	0.0000015	0.0000015	0.0000015	0.0000015	0.0000015

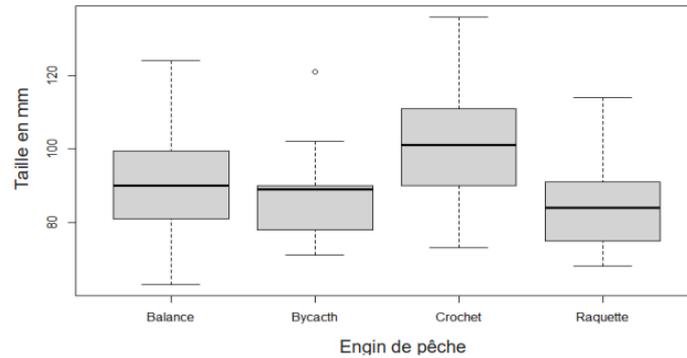


Figure 13 - Variabilité de la taille des crabes capturés selon les types d'engins, Source des données : Projet CoreCrabe

Les classes de tailles sont déterminantes puisqu'elles permettent de déterminer si les crabes sont autoconsommés ou s'ils sont vendus sur le marché local ou international. Pour définir ces classes nous avons regardé la structure en taille des crabes capturés en fonction de leur destination.

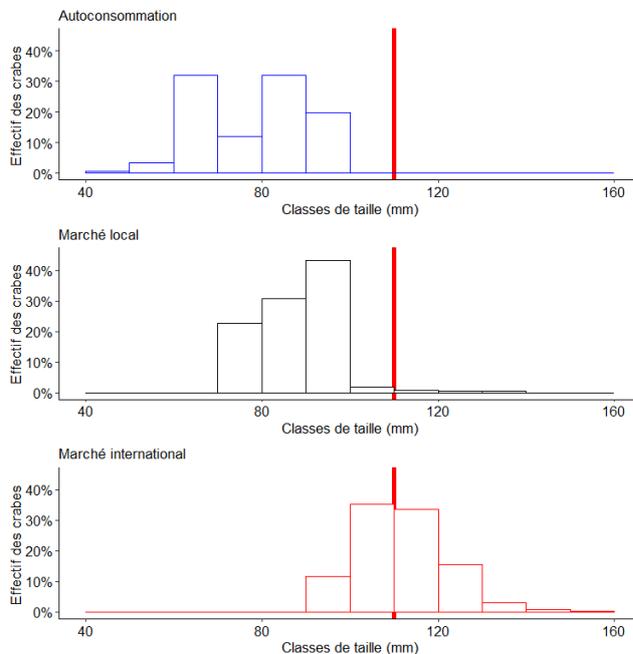


Tableau 9 – Nouvelles classes de taille

Classes	Intervalle (cm)
Ctail1	[0,7[
Ctail2	[7,10[
Ctail3	[10,11[
Ctail4	[11,12[
Ctail5	[13,14[
Ctail6	[14, 15[
Ctail7	[16, +∞ [

Figure 14 - Distribution des crabes par classe de taille en fonction de leur destination, Source des données : Projet CoreCrabe

Au vu de ces résultats, nous avons redéfini les classes de taille ainsi que l'équation de la valeur des ventes en fonction des destinations. Grâce aux données du projet CoreCrabe (Figure 14), nous avons facilement pu voir que tous les crabes mesurant moins de 7 cm, classe n°1, sont autoconsommés. Nous avons fait l'hypothèse que tous les crabes mesurant plus de 10 cm sont exportés sur le marché collecte, ce qui correspond aux classes de tailles supérieures à la classe n°3 comprise. Concernant les crabes de compris entre 7 et 9 cm la répartition entre autoconsommation et vente sur le marché local n'est pas aussi évidente. Nous avons supposé que 2/3 des crabes appartenant à la classe n°2 sont vendus sur le marché local. Ainsi l'équation de la valeur des ventes en fonction des destinations prendra la forme suivante :

$$\begin{aligned}
 & ValVentDest_{dest,t} = \\
 & \left\{ \begin{array}{ll}
 \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail1,t} + \frac{1}{3} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail2,t} & si\ dest = autoconso \\
 \frac{2}{3} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail2,t} & si\ dest = M\ Int \\
 \sum_{Ctail3}^{Ctail7} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail,t} & si\ dest = Export
 \end{array} \right. \quad (33)
 \end{aligned}$$

2.2.3 Indicateurs de performances économique

- Coûts

Dans le cas de notre pêcherie nous avons identifié 2 coûts variables, à savoir les coûts d'appâts et le coût d'opportunité du travail. Dans un premier temps, nous allons nous concentrer sur les coûts des appâts. Le crochet et la raquette sont des engins qui s'utilisent sans appâts, par conséquent le coût des appâts est égal à zéro peu importe la zone étudiée. Selon les rapports de mission du projet CoreCrabe, les pêcheurs achètent 10 000 Ar d'appâts pour équiper 25 balances. Par conséquent, l'appât pour une balance coûte 400 Ar. Mais comme nous l'avons vu dans la partie 2.2.3, les pêcheurs utilisent leurs appâts jusqu'à 3 jours s'il n'a pas été endommagé par les crabes. En effet, ces derniers sont conservés plus ou moins longtemps en fonction des saisons, par exemple durant la saison chaude avec la chaleur les appâts sont plus vite dégradés. Nous avons fait l'hypothèse que le taux de rotation moyen des appâts était de 2 jours. Par conséquent, le prix d'un appât est de 200 Ar ($400/2 = 200$) avec un amortissement sur 2 jours. Les pêcheurs qui se servent de nasses utilisent les mêmes appâts, le prix est donc identique. A contrario, les pêcheurs qui utilisent des lignes achètent des appâts plus petits et donc moins chers. En moyenne 5000 Ar d'appât permettent d'équiper 20 lignes, ainsi pour une ligne un pêcheur dépense en moyenne 250 Ar. Nous avons retenu le même taux d'amortissement, le prix final d'un appât pour une ligne est de 125 Ar ($250/2 = 125$). Pour vérifier ces résultats, nous avons décidé de comparer le prix des appâts avec les revenus moyens des pêcheurs, nous nous sommes alors rendu compte que ces prix d'appâts étaient trop élevés. Arbitrairement nous avons décidé de diminuer ces coûts et de les fixer à 100 Ar par balance, et 50 Ar par nasse et ligne.

Pour calculer le coût d'opportunité du travail, nous avons décidé de prendre le profit du premier quartile correspondant au revenu minimum acceptable. Cette partie du travail a été confiée à l'équipe de Madagascar. Pour ce faire, ils ont d'abord calculé le revenu total de l'ensemble de la zone en multipliant le poids par le prix des crabes en fonction de leur destination et donc de leur taille, qu'ils ont divisé par le nombre de sorties (équation 24). Ils ont ensuite calculé le coût des appâts pour chaque engin en fonction du nombre d'engins utilisés et du nombre de sorties correspondant à la vente (le coût de l'appât varie en fonction des engins).

$$\text{Revenus} = \frac{(\text{capture (kg) vendue sur } \textit{marché local} * \text{ prix sur le } \textit{marché local}) + (\text{capture (kg) vendue à la } \textit{collecte} * \text{ prix de } \textit{collecte})}{\text{Nombre de sortie}} \quad (34)$$

$$\text{Coûts appâts} = \frac{\text{Prix appâts en fonction de l'engin (MGA)} * \text{nombre d'engin utilisé}}{\text{* nombre de sorties correspondant à la vente}} \quad (35)$$

$$\text{Profit} = \text{Revenus} - \text{Coûts appâts} \quad (36)$$

La distribution en quintile du profit par engin est déterminée à l'aide de la fonction quantile dans le logiciel r. On obtient alors les quintiles suivants :

Tableau 10 - Répartition en quartile du profit par type d'engin pour tous les pêcheurs de la zone Boeny, Source des données : Projet CoreCrabe

Quartile	Min	1 ^{ème} quartile	2 ^{ème} quartile (Médiane)	3 ^{ème} quartile	Max
Profit ligne	-1200	4583	9333	15000	41 333
Profit Nasse	-1483	1583	5 625	12 520	38 166
Profit crochet	1000	8 000	12 958	18750	88 333
Profit balance	-1400	10000	17000	24 500	87 000
Profit raquette	600	7 333	12 000	16 500	41 000

Nous pouvons facilement déduire le coût d'opportunité du travail pour chaque engin de pêche. Par exemple, 25% des pêcheurs au crochet gagnent moins de 8 000 MGA par sortie. Grâce à ces données nous pouvons en déduire le tableau suivant qui résume l'ensemble des coûts variables de la pêcherie du crabe de mangrove à Madagascar dans la zone Boeny.

Tableau 11 - Tableau récapitulatif des coûts variable de la pêcherie du crabe de mangrove à Madagascar dans la région de Boeny, Source des données : Projet CoreCrabe

Coûts variables (MGA /j)	Balance	Ligne	Nasse	Crochet	Raquette
Appâts	100	50	50	0	0
Cout opportunité travail	7 180	2 800	- 5 890	8 000	7 333,333

Concernant les coûts fixes, nous en avons aussi distingué deux, à savoir les engins de pêche et les pirogues. Certains pêcheurs se partagent une pirogue, mais par souci de simplification nous avons émis l'hypothèse que chaque pêcheur possède sa propre pirogue. Grâce aux enquêtes du projet CoreCrabe, nous savons que le prix des pirogues est différent en fonction des régions : à Boeny une pirogue coûte environ 89 000 Ar et est amortie sur une période de 4 ans. Concernant les engins de pêche, le fichier Excel ne nous permet pas d'avoir un amortissement en fonction des engins, mais un amortissement total pour tous les engins. Or il existe une très grande variabilité de la durée d'utilisation des engins allant de 1 à 6 ans. Pour intégrer cette différenciation de prix, nous indiquerons dans le tableau ci-dessous le prix des engins déjà amorti. Concernant la zone Boeny, selon les enquêtes du projet CoreCrabe, le prix d'une ligne est de 150 Ar et elle est amortie sur 3 ans, ce qui aboutit à un prix final de 50 Ar ($150 / 3 = 50$). Une raquette avec un amortissement d'un an et demi vaut 666,6 Ar ($1000 / 1.5 = 666,6$). Le crochet est l'engin de pêche qui possède la durée de vie la plus longue puisqu'il tient en moyenne 6 ans. L'investissement au départ pour posséder un crochet est de 750 Ar. Par conséquent, le

prix amorti d'un crochet est de 125 Ar ($750/6 = 125$). La balance et la nasse ont une durée de vie d'un an et valent en moyenne respectivement 5 625 Ar et 700 Ar

Tableau 12 - Tableau récapitulatif des coûts fixes de la pêche de crabe de mangrove dans la zone Boeny, Source des données : Projet CoreCrabe

Coûts fixes (MGA)	Balance	Ligne	Nasse	Crochet_P	Raquette_P	Amortissement
Pirogue	89 000 Ar	4				
Engins	5 625 Ar	50 Ar	700 Ar	125 Ar	666,6 Ar	1

Dans le cadre de la pêche de crabe de Madagascar, les pêcheurs utilisent plusieurs engins. Initialement, nous avons pensé que le nombre d'engins variait en fonction de la rentabilité de la pêche, plus cette dernière était rentable plus les pêcheurs pouvaient acheter des appâts et mettre un nombre d'engins important à l'eau. Notons que si ce phénomène existe réellement il s'applique uniquement aux engins qui nécessitent des appâts (ligne, balance et nasse). Pour intégrer ce phénomène, un multiplicateur du nombre d'engins a été intégré dans le modèle en fonction de la valeur des prises par unité d'effort, VPUE.

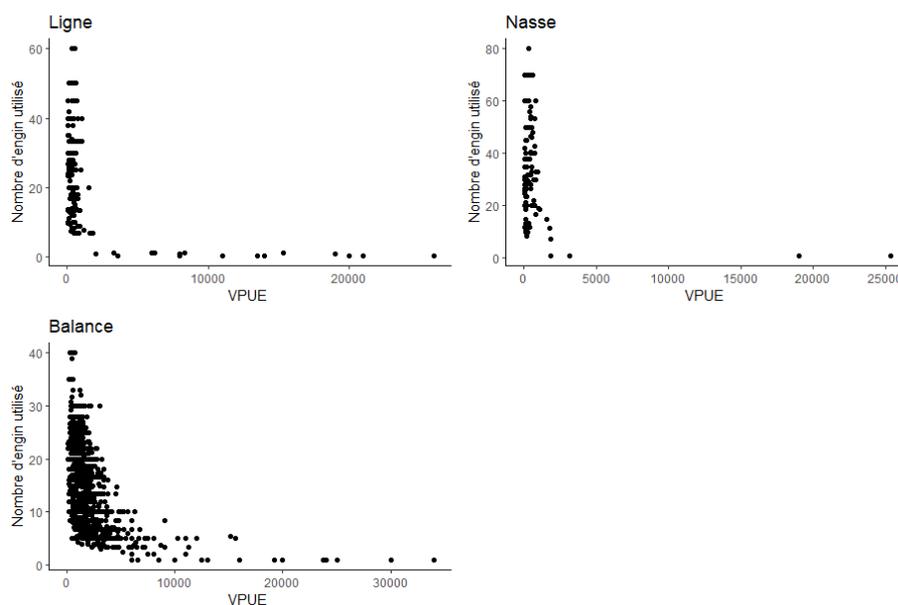


Figure 15 - Relation entre la prise par unité d'effort et le nombre d'engins utilisés pour chaque engin entre 2021 et 2022, Source des données : Projet CoreCrabe

Pour estimer la VPUE, nous avons divisé le revenu total de trois jours de pêche et la somme du nombre d'engins utilisés pendant ces trois jours. Les données empiriques ne nous ont pas permis de conclure une telle relation, il est nécessaire d'avoir des données sur un champ d'action plus long. Faute de plus d'information, le choix final s'est porté sur un nombre d'engins moyens utilisé par les pêcheurs.

Tableau 13 - Choix final de la relation entre VPUE et nombre d'engins utilisés, Source des données : Projet CoreCrabe

VPUE (MGA) \ Nombre d'engin	0	5000	10000	15000	20000	25000	30000
Balance	20	20	20	20	20	20	20
Ligne	27	27	27	27	27	27	27
Crochet	1	1	1	1	1	1	1

Nasse	34	34	34	34	34	34	34
Raquette	1	1	1	1	1	1	1

- Prix et taux d'actualisation

Grâce aux enquêtes du projet CoreCrabe, nous pouvons déterminer le prix, ParamPrix, d'achats du crabe en fonction des résultats empiriques. Empiriquement les prix du crabe de mangroves varient avec la taille des crabes, en effet même si certains engins endommagent plus les crabes (notamment le crochet), les enquêtes n'ont pas pu révéler une différence de prix d'achat en fonction de l'engin. Par conséquent, nous avons gardé l'hypothèse d'un prix identique selon l'engin, mais qui varie en fonction de la taille du crabe. Grâce à une étude descriptive, la Banque Mondiale a pu démontrer que le taux d'actualisation pour les pays en développement est compris entre 8 et 12% (Banque Mondiale, 2016), nous avons retenu un taux d'actualisation moyen de 10%.

Tableau 14 - Estimation du prix au débarquement des crabes de mangrove (MGA/Kg) , Source des données : Projet CoreCrabe

Engin \ Classe	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	Classe 6	Classe 7
Balance	0	1500	3000	3000	3000	3000	3000
Ligne	0	1500	3000	3000	3000	3000	3000
Nasse	0	1500	3000	3000	3000	3000	3000
Crochet	0	1500	3000	3000	3000	3000	3000
Raquette	0	1500	3000	3000	3000	3000	3000

2.2.4 Stratégies de gestion

- Détail des stratégies

Pour la suite de notre étude, nous avons décidé de nous concentrer sur 8 stratégies de gestion contrôlant soit l'effort de pêche (stratégie 2 à 6) soit les captures (stratégie 7 et 8). La première stratégie permet de simuler une situation sans aucune réglementation sur la pêcherie, si bien que l'ensemble des paramètres de régulation seront initialisés à 1 (mis à part les quotas qui auront initialement une très grande valeur pour qu'ils n'impactent pas la pêche, aléatoirement nous avons mis 50 000 pour tous les quotas).

La deuxième stratégie se concentre sur le statu quo de la pêcherie, afin de mieux comprendre la situation actuelle de la filière du crabe de mangrove à Madagascar. Pour rappel, actuellement la période de fermeture est en vigueur entre le 15 octobre et le 15 décembre, par conséquent le couple de paramètres (F1, O1) du module régulation prend les valeurs suivantes : (288,349). La mesure qui vise à limiter la taille minimale de capture à 11cm n'est pas réellement respectée puisque comme nous avons pu le voir précédemment les crabes sont capturés dès 5 cm, ainsi dans cette simulation nous avons décidé de ne pas mettre de taille minimale de capture. L'ensemble des autres paramètres sont restés identiques à la partie calibration 2.3.

L'ajout d'une deuxième période de fermeture de deux mois est envisageable, car en 2014 deux périodes de fermeture d'une longueur de deux mois étaient effectives à Madagascar. En effet l'arrêté ministériel n° 32101/14 stipulait deux périodes de fermeture : la première allant du 1^{er} février au 31 mars, et la deuxième du 1^{er} septembre au 31 octobre. Peu de temps après, un deuxième arrêté a été publié indiquant que la pêcherie du crabe *Scylla Serrata* serait fermée uniquement du 1^{er} juillet au 31 octobre (arrêté n°32101/14). Depuis, d'autres arrêtés ont été publiés stipulant une période de fermeture du 15

octobre au 15 décembre (arrêté n°22.529/2020). Si une telle réglementation a déjà eu lieu, il est légitime de s'interroger sur l'efficacité d'une deuxième période de fermeture. Par conséquent, nous avons décidé de tester deux stratégies impliquant l'ajout d'une deuxième période de fermeture en plus de celle actuelle : stratégie 3 et stratégie 4. La stratégie 3 consiste à ajouter une deuxième période de fermeture durant la saison basse de pêches entre juillet et août pour impacter moindrement l'économie de la filière, elle est donc basée sur des hypothèses économiques. Dans cette stratégie, le couple de paramètres $\{(F1, O1), (F2, O2)\}$ prend les valeurs $\{(182, 243), (288, 349)\}$.

L'ajout d'une deuxième période de fermeture dans la stratégie 4 est quant à elle basé sur des hypothèses biologiques, car elle est située durant la saison haute du recrutement des crabes pour que ces derniers aient le temps de grandir. Selon nos hypothèses, l'abondance du recrutement a lieu de janvier à avril, nous avons finalement choisi d'établir cette deuxième période de fermeture entre mars et avril dans la mesure où le nouvel an chinois qui a lieu en janvier représente une importante demande pour la filière. En effet, la Chine étant le principal importateur de crabes de *Scylla Serrata*, la demande augmente fortement durant cette période, par conséquent si une période de fermeture avait lieu à ce moment, elle représenterait un véritable manque à gagner pour les pêcheurs de la filière à Madagascar et serait fortement contestée. En prenant en compte toutes ces conditions, il nous a semblé judicieux de placer cette deuxième période de fermeture entre mars et avril pour impacter moindrement les pêcheurs impliquant le couple de paramètres suivant : $\{(60, 120), (288, 349)\}$.

Nous nous sommes ensuite interrogés sur les effets d'une longue période de fermeture. Dans ce contexte, nous avons décidé de tester dans la stratégie 5, l'effet d'un rallongement de deux mois de la période de fermeture actuelle. Dans la stratégie 5, la fermeture testée prend par conséquent effectivité du 15 août au 15 décembre impliquant le couple de paramètres suivants (227, 349). Nous avons aussi voulu tester dans la stratégie 6 l'effet d'une longue période de fermeture situé sur la période du recrutement des crabes (rallongement de la fermeture de la stratégie 4) impliquant une période de fermeture du 1^{er} mars au 31 juin et le couple de paramètres (60, 181).

Les deux dernières stratégies de gestion testée se concentrent sur une limitation des captures grâce à l'instauration d'une taille minimale. La réglementation actuelle permet de prendre en compte une taille minimale de capture, même si cette taille n'est pas totalement respectée (*aucun crabe de moins de 10 cm n'est exporté, mais les pêcheurs pêchent les crabes dès 5cm*) elle permet d'envisager l'instauration d'une taille minimale plus petite qui pourrait être mieux respectée. Dans la stratégie 7, nous avons voulu tester l'effet de la période de fermeture actuelle combiné à une taille minimale à 7 cm car en dessous de cette taille tous les crabes sont autoconsommés. Par conséquent une telle taille minimale permet de diminuer les captures de petits crabes et de reconstituer une partie du stock de la biomasse sans impacter négativement le profit des pêcheurs. Dans cette stratégie le paramètre de taille légale prend la valeur 7 cm et le couple de paramètres (F1, O1) les valeurs (288,349).

En réalité l'instauration d'une taille minimale efficace semble difficile à mettre en place, car elle sera efficace uniquement si elle est dissuasive. Or au vu du grand nombre de pêcheurs et de l'éloignement entre chacun (du fait de leur répartition géographique à Madagascar), les coûts de dissuasion sont très élevés en particulier les coûts de vérification. Pour minimiser ces coûts, nous avons décidé d'imaginer une stratégie de gestion qui permettrait de jouer sur la capturabilité des engins de pêche en instaurant par exemple une taille de maille qui ne capturerait aucun crabe en dessous de 7 cm. En effet, pour contrôler cette régulation nous pourrions imaginer un standard minimal pour la vente des engins à mailles, si bien que le coût de vérification serait amoindri puisqu'ils concerneraient uniquement les vendeurs d'engins de pêche et non l'ensemble des pêcheurs. Cette stratégie de gestion, qu'on appellera par la suite stratégie 8, serait combinée avec la période de fermeture actuelle, par conséquent le couple de paramètres (F1, O1) prendrait les valeurs (288,349). Pour diminuer la capturabilité des engins à mailles, nous avons dû estimer l'âge (en jours) des crabes mesurant moins de 7 cm puisque dans notre modèle la capturabilité est une fonction de l'âge des crabes. Grâce à notre fonction de croissance estimée pour la zone de Mahajanga, nous avons pu estimer que les crabes atteignent cette

taille à 170 jours, par conséquent dans cette stratégie nous avons modifié le tableau de capturabilité comme suit :

Tableau 15 - Tableau des paramètres sur la capturabilité des crabes en fonction de leurs âges pour la stratégie 8

Age (J)	0	170	171	200	300	400	800	1000	10000
Engins									
Balance	0	0	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002
Ligne	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001	0.000001
Crochet	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002
Nasse	0	0	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002
Raquette	0	0	0.0000015	0.0000015	0.0000015	0.0000015	0.0000015	0.0000015	0.0000015

- Variables à étudier

Pour chacune de ces stratégies, nous avons décidé de regarder leurs impacts sur les mêmes variables pour permettre une meilleure comparaison de leurs effets entre elles. Nous avons supposé qu'une stratégie de gestion impactait la biomasse totale (BiomTot) par différents mécanismes. Pour comprendre ces mécanismes, nous avons dans un premier temps raisonné en termes d'effectif, c'est-à-dire en nombre d'individus d'une cohorte, et non en poids total de biomasse. Pour cela nous nous sommes concentrés sur les effectifs de certaines cohortes (EffCoho) afin d'étudier l'impact des stratégies sur le recrutement des crabes, mais aussi sur leur cycle de vie (durée de vie de la cohorte). Grâce aux stratégies de gestion, nous avons émis l'hypothèse qu'en plus d'une hausse recrutement, nous pourrions observer une hausse de la reproduction des crabes se traduisant par une augmentation des crabes sexuellement matures. Pour observer ce phénomène, nous avons regardé l'évolution de la biomasse féconde (BiomFec). Nous avons ensuite décidé de regarder l'impact de ces stratégies sur la biomasse totale (BiomTot), car une hausse de la reproduction permet une arrivée théorique plus importante de nouvelles recrues et donc un stock de biomasse totale plus important.

Concernant les impacts économiques, nous avons décidé de nous concentrer dans un premier temps sur l'effort de pêche, correspondant au nombre de pêcheurs actifs. Pour rappel, durant notre calibration nous avons fait l'hypothèse d'un taux d'activité prédéterminé qui variait en fonction des saisons, de sorte que peu importe les indicateurs économiques une fraction prédéterminée du nombre de pêcheurs totaux est obligée de pêcher. Or chaque année au vu de l'arrivée de nouveaux pêcheurs, le nombre de pêcheurs total augmente ce qui augmente l'effectif des pêcheurs actifs. Par conséquent pour étudier l'impact d'une stratégie sur l'effort de pêche nous n'allons pas regarder les pêcheurs actifs, mais le nombre de nouveaux pêcheurs qui entrent chaque année dans le modèle et la valeur de la prise par unité d'effort (puisque c'est cette dernière qui détermine le nombre de nouveaux pêcheurs). Afin de confirmer que la présence de gros crabe impacte positivement la valeur des ventes, nous allons étudier la valeur des ventes en fonction de la destination finale du crabe puisque pour rappel, en fonction de leurs tailles les crabes n'ont pas la même valeur et peuvent être vendus sur des marchés différents. Ces deux effets combinés devraient en fine augmenter le profit des pêcheurs, mais cette hausse de rentabilité devrait en parallèle augmenter l'effort de pêche, ce qui augmenterait la pression sur la pêcherie et pourrait avoir un effet négatif sur la biomasse. L'effet final sur les profits des pêcheurs est incertain, c'est pour cela que nous avons décidé de nous concentrer sur le profit total de la pêcherie (ProfTot).

L'ensemble des paramètres biologiques et économiques retenus sont détaillés dans un tableau récapitulatif en annexe 5.

3 Résultats

3.1 Statu Quo

- Impacts biologiques

La période de fermeture actuelle à un impact positif sur les cohortes qui vivent durant l'effectivité de cette fermeture, car elle permet de rendre nulle la mortalité par pêche. C'est pourquoi, durant l'effectivité de la période de fermeture les cohortes sont uniquement impactées par la mortalité naturelle. Par conséquent si une cohorte est recrutée avant la période et qu'elle n'est pas impactée durant sa vie par la fermeture, alors l'évolution de l'effectif de cette cohorte sera identique à une situation sans fermeture (Figure 16.A). A contrario, durant la période d'effectivité de la fermeture l'effectif des cohortes diminuera plus lentement par rapport à une situation sans fermeture (Figure 16.B). Par conséquent, l'effectif de la cohorte recruté durant la période de fermeture sera marqué par un palier correspondant uniquement à la mortalité naturelle et non la combinaison de la mortalité naturelle et de la mortalité par pêche comme pour la stratégie 1. Notons tout de même que la période de fermeture actuelle n'impacte pas la durée de vie des cohortes étudiées (Figure 16.B).

Par ailleurs, si nous avons une telle différence du nombre d'individus entre la figure 16.A et la figure 16.B c'est à cause de nos hypothèses de recrutement et non des effets d'une gouvernance. En effet, les hypothèses sur la saisonnalité du recrutement ont un impact sur le nombre d'individus recruté dans une cohorte, puisqu'en fonction de la période une quantité plus ou moins grande de crabe est affectée à une cohorte. Or, nous avons émis l'hypothèse que l'abondance du recrutement a lieu entre janvier et avril, ce qui implique que tous les individus recrutés entre le 1er et le 120ème jours de simulation auront un effectif de cohorte initiale plus élevé (c'est le cas pour la cohorte n°40). Par conséquent, il faut se focaliser sur l'évolution du nombre d'individus d'une cohorte et non sur son nombre total, ce qui est valable pour l'ensemble des graphiques sur l'effectif des cohortes.

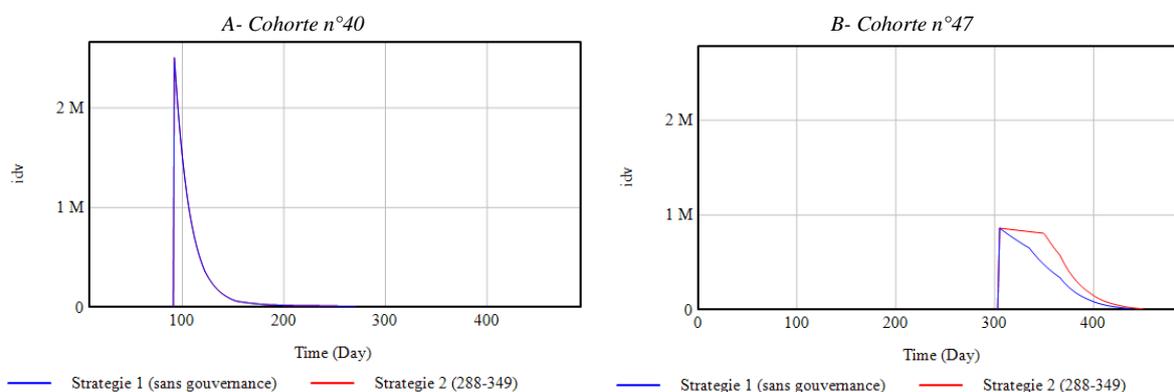


Figure 16 - Estimation de l'évolution de l'effectif des femelles de la cohorte n°38 (figure A) et de la cohorte n° 47 (figure B) par modélisation bioéconomique avec une situation sans gouvernance (courbe bleue) et le statu quo (courbe rouge). Le plateau de l'effectif de la cohorte n°47 pour la stratégie 2 (courbe rouge) correspond uniquement à la mortalité naturelle.

Pour l'ensemble des stratégies testées, nous pouvons observer un pic de biomasse féconde annuel de septembre à décembre plusieurs mois après le pic de recrutement en janvier. Cet écart entre le pic de recrutement et le pic de biomasse féconde correspond au temps pour les crabes d'atteindre leur taille de maturité sexuelle. Si nous nous concentrons sur la stratégie 2 (courbe rouge), la période de fermeture testée se situe au moment de cette saison haute ce qui a pour effet d'intensifier ces pics de biomasse féconde (Figure 17). En moyenne ils sont 2.3 fois plus élevés par rapport à une situation sans fermeture (courbe bleue). Notons que sur le long terme avec la hausse de l'attractivité de la pêcherie et par conséquent l'arrivée de nouveaux pêcheurs, ces pics de biomasse féconde diminuent pour les

stratégies 1 et 2. Par exemple en 10 ans le pic de biomasse féconde de la stratégie 2 diminue de 80% (Figure 17).

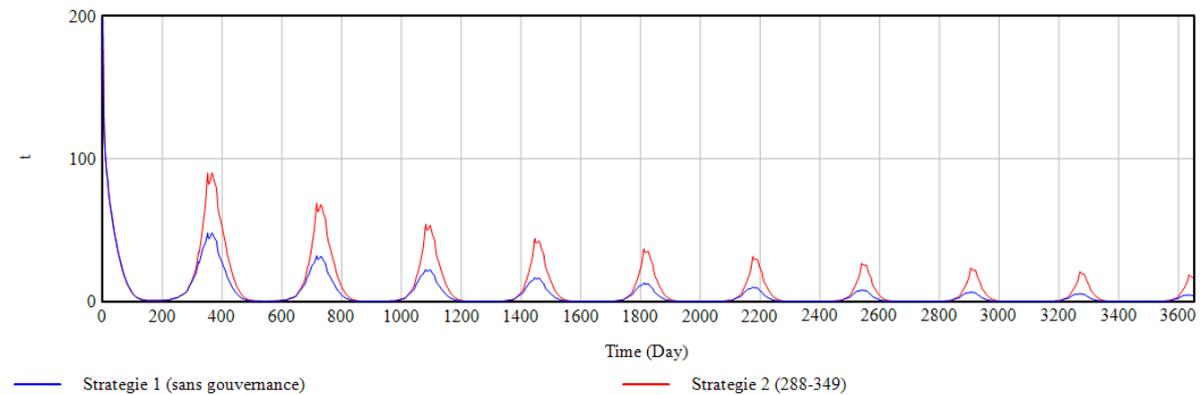


Figure 17 - Estimation de l'évolution de la biomasse féconde (en tonnes) par modélisation bioéconomique avec une situation sans gouvernance (courbe bleue) et le statu quo représenté par une période de fermeture entre octobre et décembre (courbe rouge).

Les variations régulières de la biomasse totale correspondent à l'hypothèse d'un recrutement mensuel, par conséquent au début de chaque mois une quantité prédéfinie plus ou moins importante de crabes rentre dans le modèle et augmente la biomasse. Par conséquent, nous pouvons observer des pics de biomasse totale annuels, représentés par les flèches noires, liées à saison haute de la période de recrutement (Figure 18). Le deuxième pic annuel de biomasse totale, représenté par les flèches vertes, correspond aux gains de poids des crabes associés à leur croissance depuis leur recrutement (Figure 18). Au final ces deux pics se confondent, car le premier a lieu en début d'année et le deuxième en fin d'année. Concernant les résultats de nos deux stratégies, l'ajout de la période de fermeture actuelle représenté par la stratégie 2 (courbe rouge) permet d'augmenter l'effet positif de la saison haute du recrutement et du gain de poids des crabes, en augmentant les pics de biomasse d'en moyenne 60% par rapport à la situation sans gouvernance (Figure 18). Cependant malgré l'effet positif d'une période de fermeture, la biomasse totale des deux stratégies diminue sur le long terme pour la raison présentée ci-dessus. De plus, nous pouvons noter qu'il existe une grande amplitude entre le minimum et le maximum atteint par la biomasse totale, ce qui implique une grande variabilité du stock au cours d'une année ce qui implique une grande fluctuation des profits en fonction de la période.

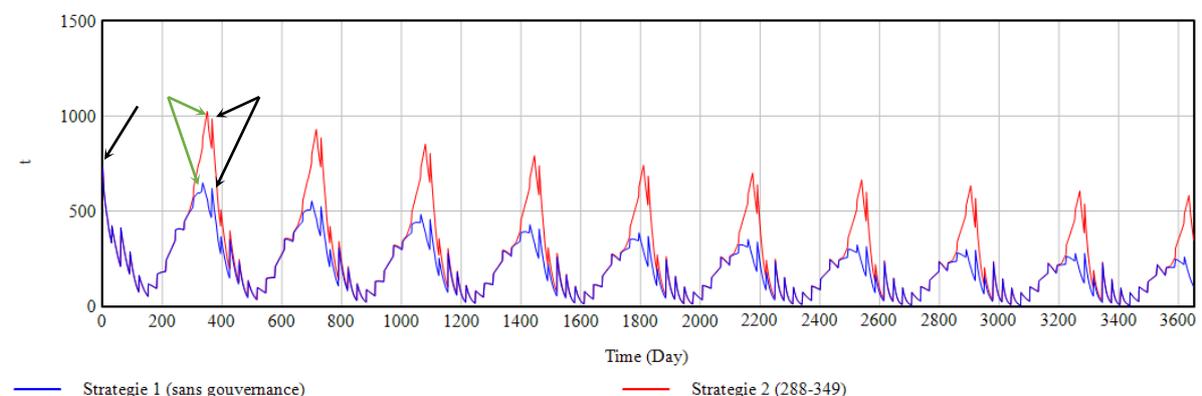


Figure 18 - Estimation de l'évolution de la biomasse totale par modélisation bioéconomique avec une situation sans gouvernance (courbe bleue) et le statu quo représenté par une période de fermeture entre octobre et décembre (courbe rouge).

En résumé, la période de fermeture actuelle permet d'augmenter l'effet positif du pic de biomasse féconde et par conséquent d'augmenter le nombre de naissance ce qui implique une hausse du nombre de crabes recruté. De plus durant cette période de fermeture, les crabes n'étant plus impactés par la mortalité par pêche pourront atteindre plus facilement une plus grande taille. Ces deux effets combinés permettent d'augmenter in fine le nombre de crabes capturés, mais aussi le poids moyen des crabes capturés. Cependant, à cause de la hausse de la pression sur la pêche la biomasse totale des deux stratégies diminue sur le long terme.

- Impacts économiques

Chaque année un nombre de nouveaux pêcheurs entrent dans la pêcherie en fonction de la rentabilité de cette dernière, l'indicateur économique qui détermine cette rentabilité est la VPUE. À court terme c'est la situation sans gouvernance (stratégie 1) qui enregistre un nombre de nouveaux pêcheurs plus important ce qui implique impliquant VPUE plus importante par rapport à la stratégie 2 (Figure 19). Cette différence est due au temps de réaction de la mise en place des effets positifs d'une période de fermeture. Une fois ces effets mis en place, le nombre de nouveaux pêcheurs dans la stratégie 2 sur le long terme devient équivalent voir supérieur à la stratégie 1, ce qui implique une amélioration de la VPUE sur le long terme par rapport à une situation sans gouvernance. Par ailleurs, chaque année c'est un nombre de plus en plus petit de nouveaux pêcheurs qui entre dans la pêcherie pour ces deux stratégies (Figure 19). En effet, avec l'arrivée de nouveaux pêcheurs chaque année la pression sur la pêche augmente et a pour conséquence une rétroaction négative de la biomasse. Ainsi, les pêcheurs vont capturer de moins en moins de crabe ce qui va diminuer leur VPUE et incitera de moins en moins de nouveaux pêcheurs à rentrer dans la pêcherie.

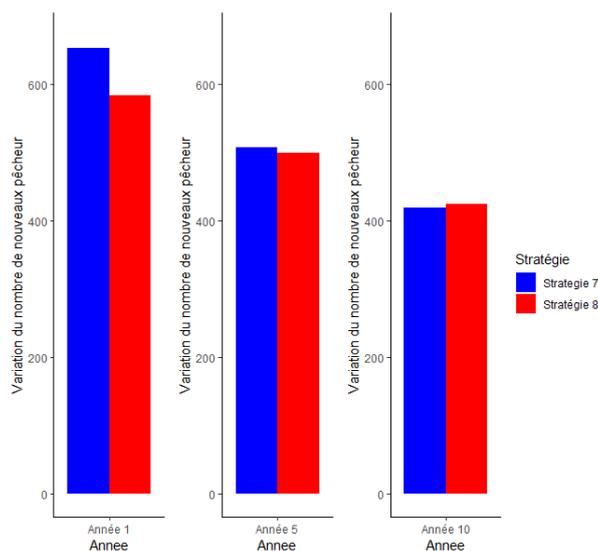


Figure 19 - Estimation du nombre de nouveaux pêcheurs qui entre dans la pêcherie à la fin de chaque année par modélisation bioéconomique avec une situation sans gouvernance (courbe bleue) et le statu quo représenté par une période de fermeture entre octobre et décembre (courbe rouge).

Pour rappel, en fonction de leur taille les crabes ne sont pas vendus sur le même marché ce qui implique et sont vendus à des prix différents. Sur le court terme les valeurs des ventes cumulées sur une année à destination du marché local (crabe entre 7 et 10 cm) et du marché de collecte (crabe de plus de 10cm) sont plus élevées dans la stratégie sans gouvernance. En revanche, sur le moyen et long terme c'est la situation actuelle (stratégie 2) qui domine en particulier sur le marché de collecte ou la valeur est en moyenne 2 fois plus élevée à moyen et long terme (Figure 20). Pour les mêmes raisons vues ci-

dessus, si la stratégie 1 à des valeurs des ventes plus élevées sur le court terme c'est en raison du temps de réaction de la biomasse face à la mise en place d'une période de fermeture. De même, une diminution de la valeur des ventes pour l'ensemble des destinations est observée sur le long terme pour les deux stratégies étant donnée la hausse de la pression sur la pêche.

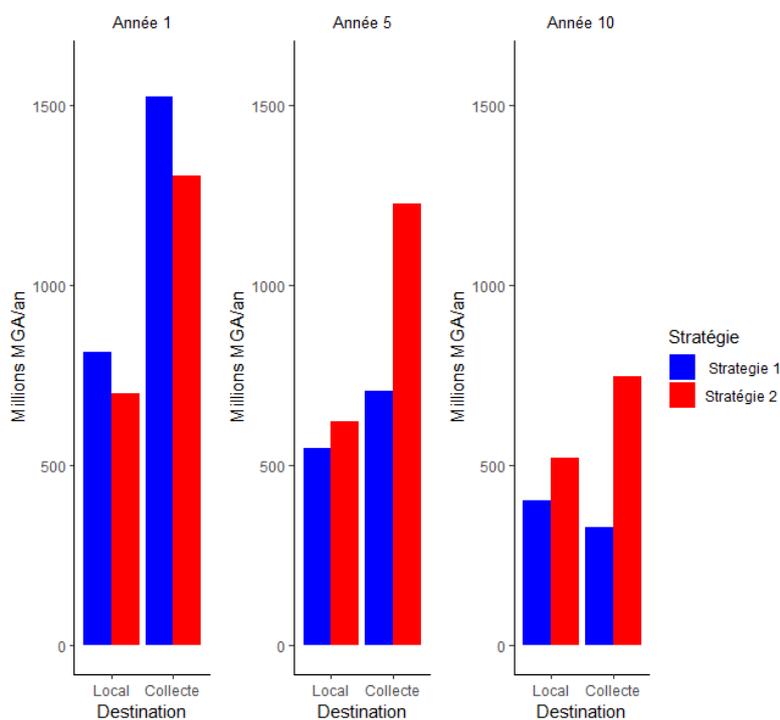


Figure 20 - Estimation de la valeur des ventes en fonction des destinations (en millions de MGA/ans) cumulées sur une année par modélisation bioéconomique avec une situation sans gouvernance (courbe bleue) et le statu quo représenté par une période de fermeture entre octobre et décembre (courbe rouge).

Des pics de profit annuels peuvent être observés grâce aux pics de biomasse féconde dans chacune des stratégies (Figure 21). En renforçant les effets positifs sur la biomasse, la période de fermeture actuelle (courbe rouge) permet d'augmenter l'estimation des profits totaux de la pêcherie sur la période qui précède la fermeture, mais avec la pression sur la pêche le profit diminue peu à peu et revient identique à la stratégie sans fermeture. Les profits de la stratégie 2 restent tout de même supérieurs à la stratégie 1 en moyenne 3,5 mois par an (Figure 21). Pour les deux stratégies, nous pouvons observer une diminution des pics de profit à long terme due à une rétroaction négative de la biomasse, par exemple en 10 ans le pic de profit de la stratégie 2 a baissé de 10% (Figure 21). En outre, pour les deux stratégies la période où les profits sont négatifs devient de plus en plus longue et de plus en plus intense, à titre d'exemple en 10 ans le pic le plus bas du profit total pour les deux stratégies a été multiplié par 2,7. Enfin, si les profits sont négatifs durant la période de fermeture de la stratégie 2 c'est parce que l'amortissement des coûts fixes est pris en compte, peu importe le moment de l'année.

En résumé, en comparant la situation actuelle à une situation sans gouvernance nous avons pu mettre en évidence que la valeur des ventes sur le marché de collecte est 2 fois supérieure à long terme ce qui implique une plus grande quantité de gros crabes capturés et par conséquent un changement de la structure de la classe de taille à la suite de la fermeture. De plus, grâce aux pics de biomasses de totales des pics de profit annuel se créés, ces pics sont renforcés dans grâce à une période de fermeture, mais ils diminuent sur le long terme avec la hausse de la pression sur l'effort de pêche. Une fois ces pics de profit passé, nous pouvons observer une période où les profits son négatif impliquant une saison basse de pêches, là aussi avec la hausse de la pression sur le pêche cette période de profit négatif de devient de plus en plus longue et de plus en plus intenses.

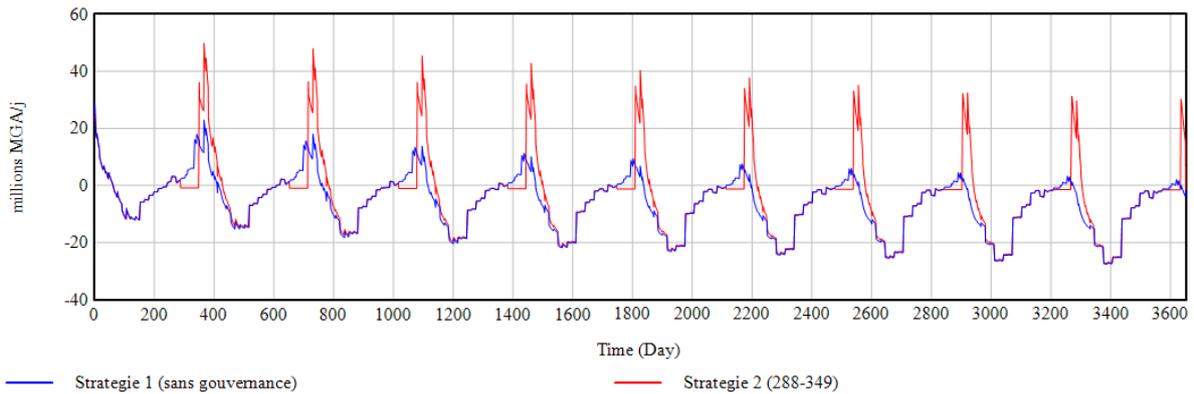


Figure 21 - Estimation des profits totaux de la pêche (en millions de MGA/jours) par modélisation bioéconomique avec une situation sans gouvernance (courbe bleue) et le statu quo représenté par une période de fermeture entre octobre et décembre (courbe rouge).

3.2 Ajout d'une deuxième période fermeture

- Impacts biologiques

L'ajout d'une deuxième période de fermeture assez éloignée de la période de fermeture actuelle (stratégie 4) impacte fortement l'effectif d'une cohorte, car en plus de restreindre la diminution de l'effectif, elle permet d'allonger la durée de vie de la cohorte d'une centaine de jours par rapport au statu quo (Figure 22.A). A contrario, si l'ajout de la fermeture se situe proche de la fermeture actuelle (stratégie 3) alors la durée de vie de la cohorte n'est pas rallongée par rapport au statu quo, mais le nombre d'individus de la cohorte est moins impacté (Figure 22.B). Plus de détails sur l'impact de ces stratégies sur l'effectif des cohortes sont présenté en annexe 4.

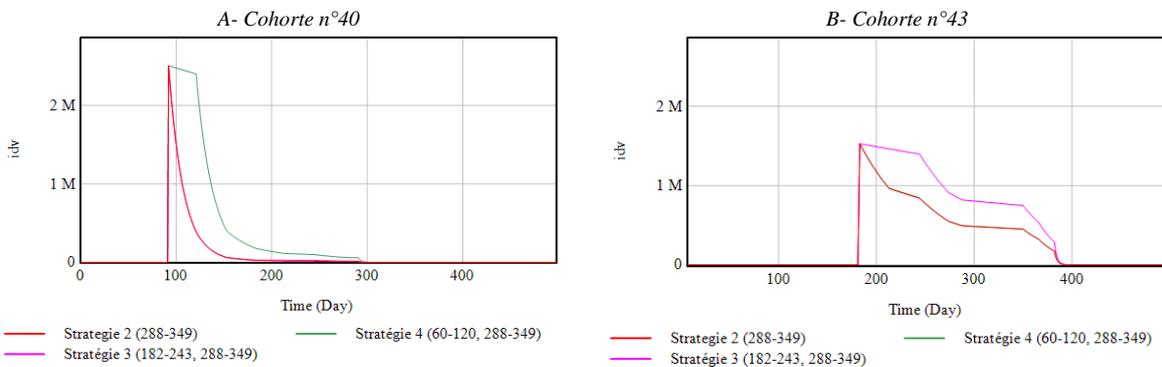


Figure 22 - Estimation de l'évolution de l'effectif des femelles de la cohorte n°40 (figure A) et de la cohorte n° 43 (figure B) par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), ajout d'une deuxième période de fermeture en juillet-août (courbe violette) ou en mars avril (courbe verte).

Grâce à l'ajout d'une période de fermeture proche de celle actuelle (stratégie 3, courbe violette), les pics de biomasse féconde sont accentués par rapport au statu quo (stratégie 2, courbe rouge). En moyenne ces pics sont 2.3 fois plus grands (Figure 23). Si une deuxième période de fermeture est ajoutée entre mars et avril (stratégie 4, courbe verte) alors sur le court terme un deuxième pic de biomasse féconde prendra effet durant cette période de fermeture ainsi qu'une intensification du pic présent dans le statu quo (Figure 23). Toutefois, sur le long terme, ces deux effets s'estompent de telle manière que les courbes des stratégies 2 et 4 se confondent. Si un deuxième pic de biomasse féconde se crée, c'est parce que durant la période de fermeture les crabes n'étant plus impactés par la mortalité par pêche

atteignent plus facilement leur taille de maturité sexuelle, mais sur le long terme ce pic disparaît, car de plus en plus de gros crabes sont capturés avec la hausse de l'effort de pêche.

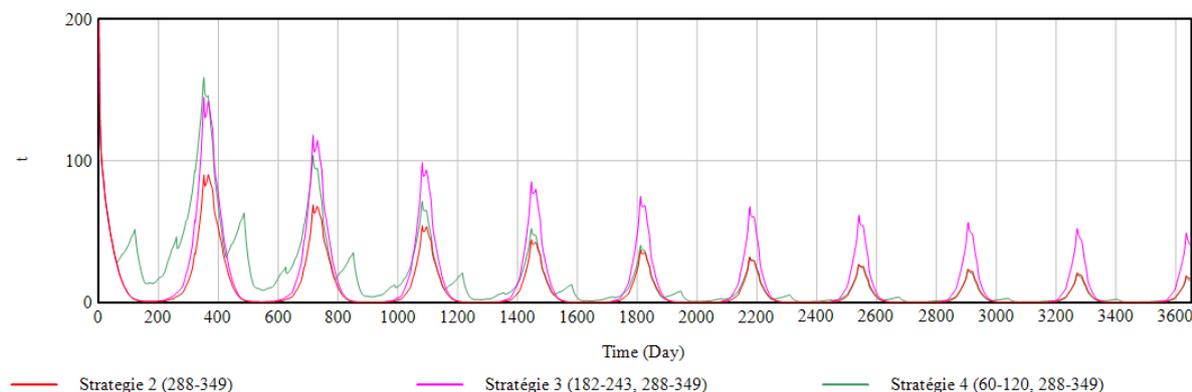


Figure 23 - Estimation de l'évolution de la biomasse féconde (en tonnes) par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), ajout d'une deuxième période de fermeture en juillet-août (courbe violette) ou en mars-avril (courbe verte).

Tout comme pour la biomasse féconde, l'ajout d'une période de fermeture entre mars et avril permet de créer un deuxième pic de biomasse totale après chaque fermeture de la pêche (Figure 24). La stratégie 4 permet alors de créer deux périodes annuelles de saison haute de pêche ce qui augmenterait fortement les captures annuelles des pêcheurs et par conséquent les profits par rapport à la situation actuelle. Notons cependant que la hausse des captures attirerait de nouveaux pêcheurs dans les pêcheries et donc augmentera la pression de pêche, soit une rétroaction négative de la biomasse. A contrario, si la période de fermeture se situe proche de la fermeture actuelle, alors l'effet prédit est proche de la situation actuelle avec une intensification de l'ordre de 25% et une diminution de la biomasse sur le long terme.

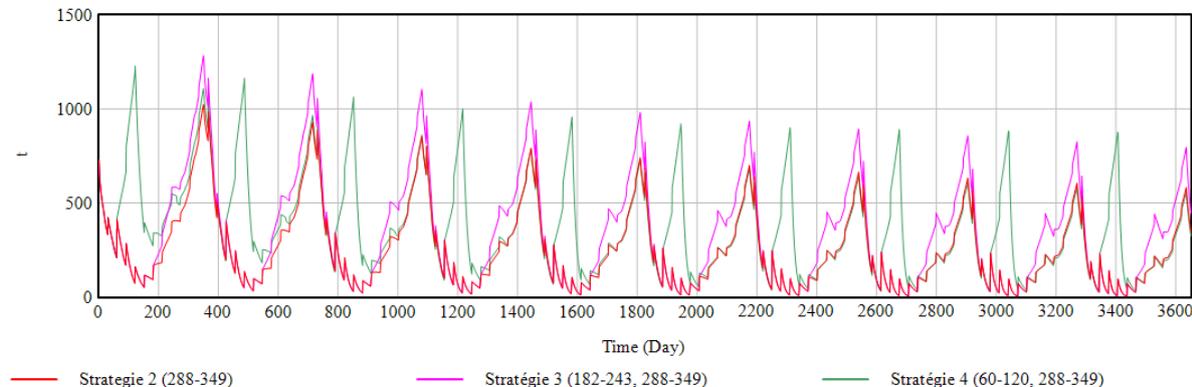


Figure 24 – Estimation de la biomasse de crabe de mangrove (en tonnes) par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), ajout d'une deuxième période de fermeture en juillet-août (courbe violette) ou en mars-avril (courbe verte).

En résumé, Si la 2^{ème} période de fermeture est située juste avant la période actuelle (stratégie 3), l'effet prédit sur la biomasse à court et long terme est proche de la situation actuelle. A contrario si la 2^{ème} période de fermeture est ajoutée en début d'année (stratégie 4) alors un deuxième pic de biomasse peut être observé à l'ouverture de la pêche. Dans ce cas, une deuxième saison de pêche serait créée ce qui augmenterait fortement les captures annuelles des pêcheurs et par conséquent les ventes totales et les profits par rapport à la situation actuelle. Notons cependant que la hausse des captures attirerait de nouveaux pêcheurs dans les pêcheries et donc augmentera la pression de pêche, soit une rétroaction négative de la biomasse.

- Impacts économiques

Peu importe quand la deuxième période de fermeture est ajoutée, elle aura pour effet d'augmenter la biomasse par rapport au statu quo ce qui augmentera la VPUE des pêcheurs et donc le nombre de nouveaux pêcheurs qui entrent dans la pêcherie (Figure 25). Sur le court terme, c'est la stratégie 4 qui enregistre un nombre de nouveaux pêcheurs plus élevés, mais à long terme la tendance s'inverse et c'est la stratégie 3 qui enregistre un nombre de nouveaux pêcheurs plus élevé (Figure 25). Pour ces deux stratégies et pour les mêmes raisons que le statu quo, au fil du temps de moins en moins de nouveaux pêcheurs rentrant dans la pêcherie ce qui implique une diminution de la VPUE à long terme.

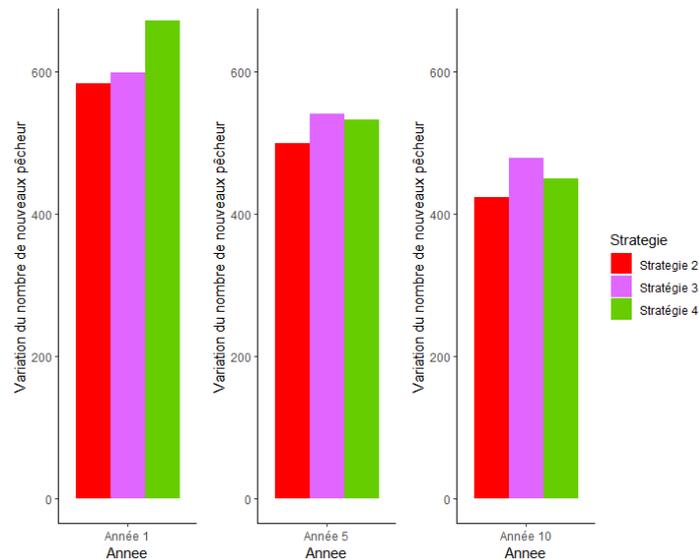


Figure 25 – Estimation du nombre de nouveaux pêcheurs qui entre dans la pêcherie à la fin de chaque année par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), ajout d'une deuxième période de fermeture en juillet-août (courbe violette) ou en mars avril (courbe verte).

L'ajout d'une période de fermeture en début d'année permet une augmentation importante de la valeur des ventes à destination du marché local par rapport au statu quo sur le court et long terme, en moyenne cette valeur est 3 fois plus élevée (Figure 26). Le même phénomène est observé pour la valeur des ventes à destination du marché de collecte, mais de façon moins intense puisque la valeur est en moyenne 1,6 fois plus élevée (Figure 26). L'augmentation impressionnante dès le court terme de la valeur des ventes en partit à destination du marché local traduit un véritable changement de la structure de classe de taille avec une forte augmentation de l'abondance des crabes de plus de 7 cm. Si un tel effet est possible, c'est parce que l'ajout de la période de fermeture se situe durant le pic de recrutement des crabes ce qui implique qu'une plus grande quantité de crabes bénéficient des effets positifs de la période de fermeture.

A contrario pour la stratégie 3, c'est la valeur des ventes à destination du marché de collecte qui augmente le plus, ce qui implique une augmentation importante de crabes de plus de 10 cm par rapport au statu quo (Figure 26). Cependant, l'effet prédit de la stratégie 3 reste tout de même moins important que celui de la stratégie 4 pour les deux destinations. Concernant la valeur des ventes à destination du marché local à la suite de la stratégie 3 elle reste relativement constante sur le long terme et proche de la situation initiale, ce qui implique un effet centré sur la présence des gros crabes.

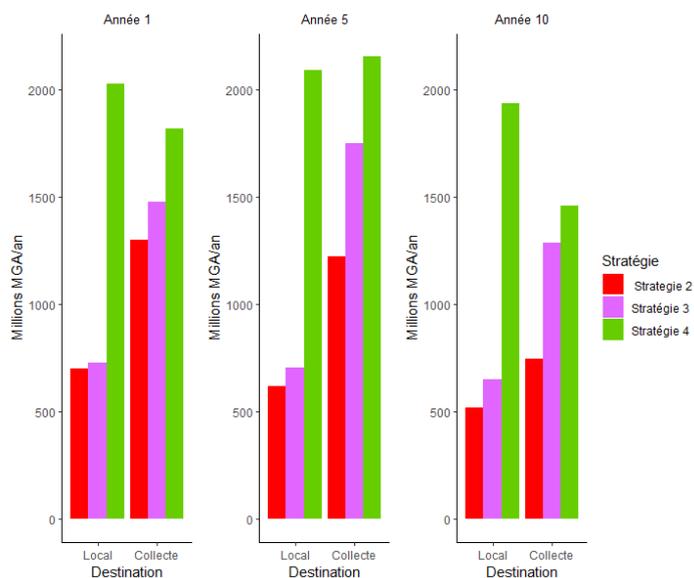


Figure 26 - Estimation de la valeur des ventes en fonction des destinations (en millions de MGA/an) cumulées sur une année par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), ajout d'une deuxième période de fermeture en juillet-août (courbe violette) ou en mars avril (courbe verte).

Grâce au deuxième pic de biomasse créée à la suite de l'ajout d'une deuxième période de fermeture en début d'année (stratégie 4), un deuxième pic de profit total a été créé en moyenne 2,5 fois plus grand que le premier, mais d'une durée moins longue de 1,5 mois (Figure 27). L'autre pic de profit de la stratégie 4 correspondant à la fermeture actuelle est presque identique au statu quo. Au total, en combinant ces deux pics de profit nous pouvons observer un réel bénéfice pour les pêcheurs par rapport au statu quo. La stratégie 3 permet quant à elle de renforcer les effets positifs du statu quo avec des pics de profit total en moyenne 2 fois plus grand, mais contrairement au statu quo ces pics ne diminuent pas sur le long terme ce qui implique une certaine stabilité de la pêcherie. Au niveau de la stratégie 4 nous pouvons aussi observer une stabilité du pic de profit liée à la période de fermeture en début d'année, mais pour les deux stratégies la période où les profits sont négatifs devient de plus en plus intense avec le temps. Notons tout de même que cette période où les profits sont négatifs reste minimale dans la stratégie 4 par rapport aux deux autres stratégies, car les deux saisons hautes de pêches permettent de compenser ces périodes de profit négatif.

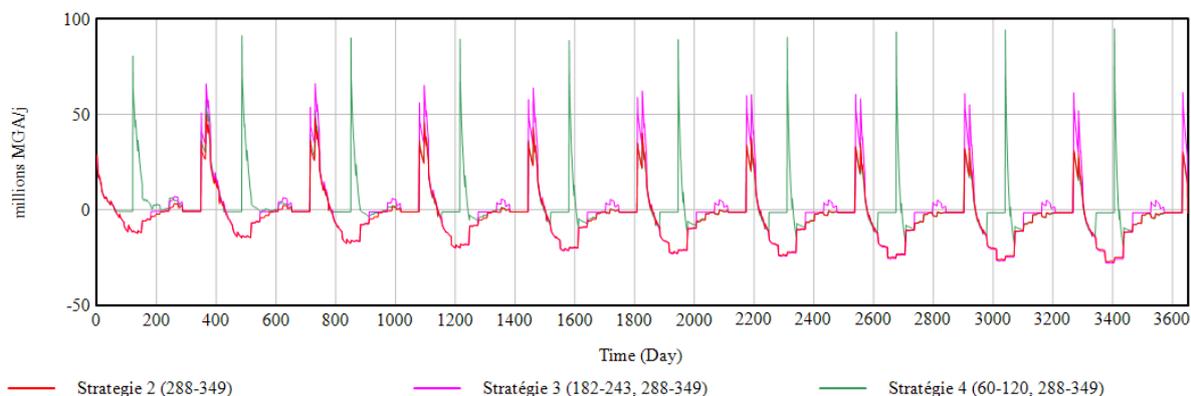


Figure 27 - Estimation des profits totaux (en million MGA/jours) de la pêcherie par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), ajout d'une deuxième période de fermeture en juillet-août (courbe violette) ou en mars avril (courbe verte).

L'ajout d'une deuxième période de fermeture en début d'année, située sur la saison haute de la période de recrutement des crabes, permet d'une part de changer la structure de classes de taille des crabes en augmentant considérablement la présence des crabes de plus de 7 cm dès le court terme. De plus grâce à cette période de fermeture une deuxième saison haute de pêche serait créée en début d'année. Ces deux effets combinés ont pour conséquence une forte augmentation des profits de manière durable sur le long terme par rapport au statu quo, mais aussi une meilleure répartition de ce dernier. L'ajout d'une période de fermeture proche de celle actuelle ne permet pas créer une deuxième saison haute de pêche, mais d'augmenter la présence des crabes de plus de 10 cm par rapport au statu quo impliquant in fine la aussi une augmentation durable des profits sur le long terme.

3.3 Mise en place d'une longue période de fermeture

- *Impacts biologiques*

En comparant les effets d'une longue période de fermeture sur l'effectif des cohortes, nous nous sommes rendu compte que l'effet d'une longue période de fermeture entre mars et juin (stratégie 6) avait plus d'effet qu'une longue période entre août et décembre (stratégie 5). En effet, une période de fermeture de 4 mois situés plus tôt en début d'année (stratégie 6) permet d'augmenter la durée de vie des cohortes recrutée durant cette période d'une centaine de jours (Figure 28.A). A contrario, si une longue période de fermeture se situe en fin d'année (stratégie 5) un effet positif est observé sur l'effectif des cohortes, car leur nombre diminue plus lentement par rapport au statu quo, mais la durée de vie de ces cohortes ne sera pas augmentée. Plus de détails sur l'impact de ces stratégies sur l'effectif des cohortes sont présentés en annexe 4.

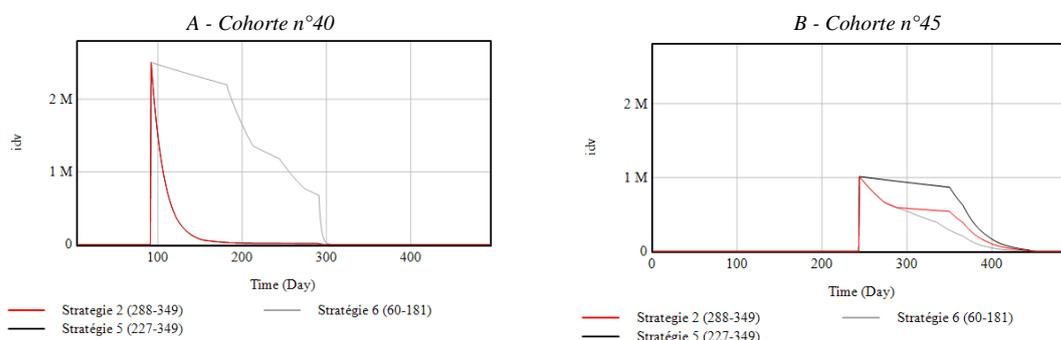


Figure 28 – Estimation de l'évolution de l'effectif des femelles de la cohorte n°40 (figure A) et de la cohorte n° 45 (figure B) par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), une longue période de fermeture de septembre à décembre (courbe noire) ou de mars à juin (courbe grise)

L'effet prédit d'une longue période de fermeture en fin d'année (stratégie 5) sur la biomasse féconde est similaire au statu quo avec des pics annuels de biomasse féconde et une diminution sur le long terme de ces derniers, mais les pics restent en moyenne 2 fois plus élevés (Figure 29). En revanche, une longue période située plus tôt en début d'année (stratégie 6) permet de démarrer les pics de biomasse féconde plus tôt de l'année ce qui implique une augmentation de la durée totale du pic d'environ 7 mois par rapport au statu quo à court et long terme (Figure 29). De plus, à court les pics de biomasse féconde de la stratégie 6 sont 4 fois plus grands que ceux du statu quo. À long terme, ces pics diminuent fortement et se rapprochent du statu quo, mais ils restent tout de même plus long et 1,5 fois plus haut.

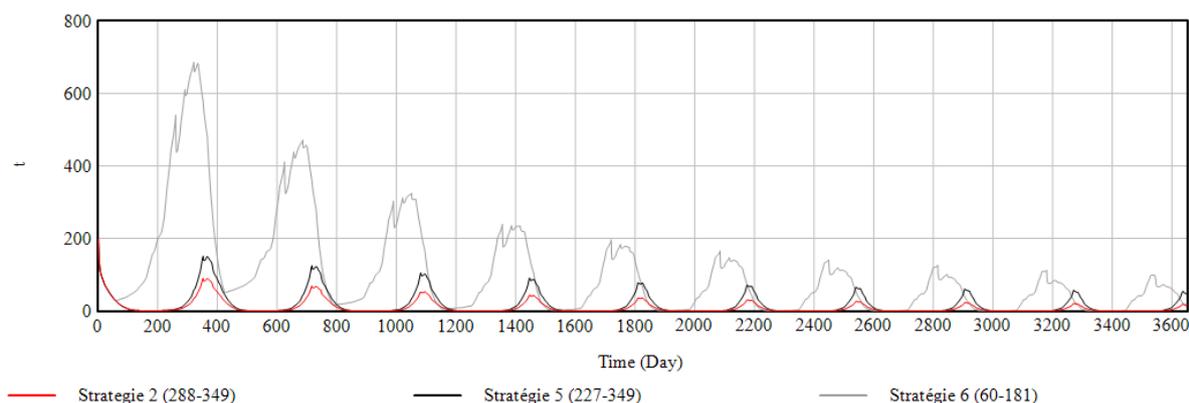


Figure 29 – Estimation de l'évolution de la biomasse féconde (en tonnes) par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), une longue période de fermeture de septembre à décembre (courbe noire) ou de mars à juin (courbe grise)

À l'image de la biomasse féconde, une longue période de fermeture entre septembre et décembre (stratégie 5) permet d'intensifier les pics de biomasse totale du statu quo, mais sur le long terme ces pics diminuent moins par rapport au statu quo (Figure 30). De même, la stratégie 6 permet de créer un pic de biomasse totale plus important tant en durée qu'en intensité, ainsi ces pics sont en moyenne 3,5 fois plus grande que dans le statu quo et 2 fois plus grande que dans la stratégie 6. De plus, ces pics durent en moyenne 7 mois de plus que dans ces deux autres stratégies. Comme pour l'ensemble des autres stratégies avec la hausse de l'effort de pêche dû à la hausse de la rentabilité de la pêcherie nous pouvons observer une rétroaction négative de la biomasse sur le long terme.

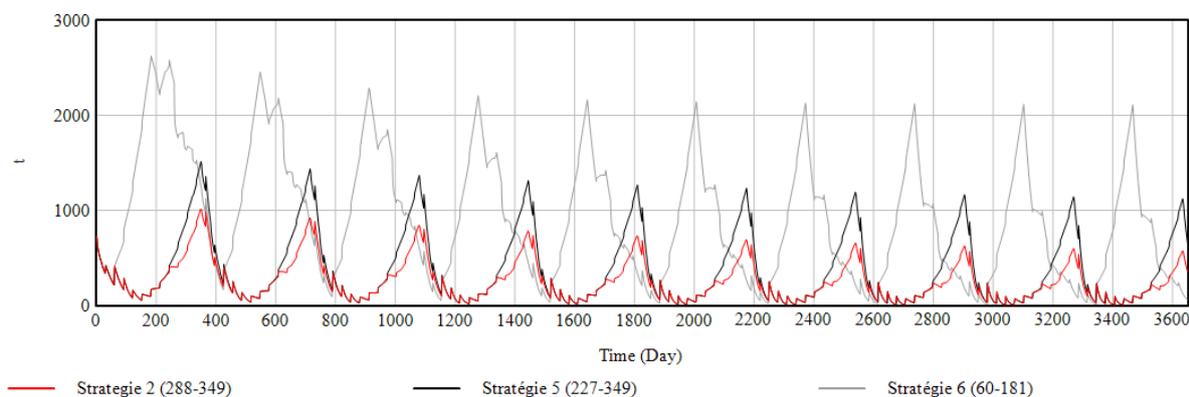


Figure 30 – Estimation de la biomasse de crabe de mangrove (en tonnes) par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), une longue période de fermeture de septembre à décembre (courbe noire) ou de mars à juin (courbe grise)

En résumé, grâce à une longue période de fermeture en début, situés donc à la saison haute du recrutement, mais aussi la saison haute de la pêche, des effets impressionnants sont attendus sur l'ensemble des paramètres biologiques. Dans ces effets, nous avons pu noter un allongement de la durée de vie des cohortes, une augmentation du pic de biomasse féconde et de biomasse totale tant en intensité qu'en durée. Cette augmentation importante du nombre de crabes disponibles augmente considérablement les quantités de crabes capturés espérés par les pêches se traduisant par une hausse de la rentabilité de la pêcherie et in fine une rétroaction négative de la biomasse. Si dès cette période de fermeture se situe plutôt en fin d'année, des effets positifs sont aussi attendus, mais en plus petite quantité puisqu'elle ne permettrait pas d'augmenter la durée de vie des cohortes ni d'augmenter la durée de pics de biomasse totale. Cependant, elle permettrait une nette augmentation de ces pics, ce qui déboucherait in fine la aussi sur une rétroaction négative de la biomasse.

- Impacts économiques

La stratégie 6 enregistre le plus de nouveaux pêcheurs à la fin de chaque année ce qui implique une VPUE plus élevée par rapport à la stratégie 2 et 5 (Figure 31). Par exemple, sur le court terme la stratégie 6 implique un nombre de nouveaux pêcheurs 2 fois plus grand en comparaison avec le statu quo. L'effet prédit de la stratégie 5 est proche du statu quo même si sur le long terme de nombre de nouveaux pêcheurs de la stratégie 5 est plus important de l'ordre de 10%. Pour ces deux stratégies, avec la hausse de la pression sur la pêche le nombre de nouveaux pêcheurs diminue à long terme ce qui traduit une baisse de la VPUE.

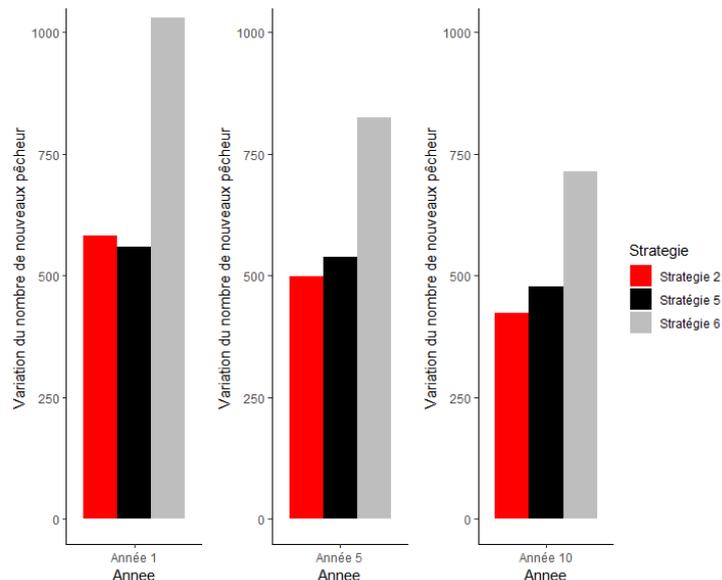


Figure 31 - Estimation du nombre de nouveaux pêcheurs qui entre dans la pêcherie à la fin de chaque année par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), une longue période de fermeture de septembre à décembre (courbe noire) ou de mars à juin (courbe grise)

L'effet prédit sur la valeur des ventes à destination du marché de collecte à court terme de la stratégie 6 explose et devient presque 4, 5 fois supérieure que le statu quo (Figure 32). Avec la hausse de la pression sur la pêche cette valeur diminue de 40% sur le long terme, mais reste tout de même 5 fois plus grande que le statu quo. Le même phénomène est observé pour la valeur des ventes à destination du marché de collecte, mais de manière moins intense, à titre d'exemple au bout de 10 ans la valeur des ventes sur le marché local est 2,4 fois supérieure au statu quo. Cet effet direct de court terme implique un changement de structure de la classe de taille des crabes avec une intensification particulière de la présence des crabes de plus de 10 cm.

La mise en place d'une longue période de fermeture entre fins d'année ne permet pas de réellement modifier la valeur des ventes à destination du marché local par rapport au statu quo sur le court et long terme (Figure 32). A contrario sur le long terme la valeur des ventes à destination du marché de collecte a plus que doublé par rapport au statu quo, ici nous avons donc un effet de long terme avec une mise en place des effets positifs de la régulation plus longs que la stratégie 6

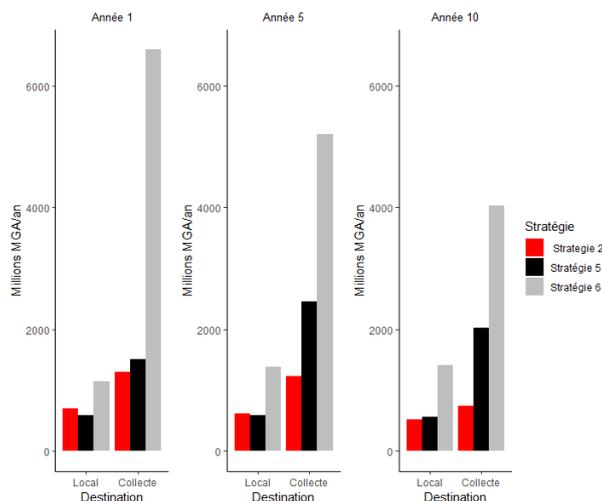


Figure 32 - Estimation de la valeur des ventes en fonction des destinations (en millions de MGA/an) cumulées sur une année par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), une longue période de fermeture de septembre à décembre (courbe noire) ou de mars à juin (courbe grise)

Grâce à une longue période de fermeture en début d'année (stratégie 5), les pics de profit positif sont intensifiés tant en longueur (5 mois plus longs) qu'en intensité par rapport au statu quo et augmentent à long terme (Figure 33). Par ailleurs sur le court et moyen terme elle permet de supprimer la période de profit négatif présent dans l'ensemble des stratégies, à long terme cette période ou les profits sont négatif existe, mais reste en moyenne 3,5 mois moins longs que dans le statu quo (Figure 33). Concernant la stratégie 5, elle permet d'intensifier elle aussi les effets du statu quo, mais ne permet pas d'augmenter la durée des pics de profit. De plus, elle permet contrairement au statu quo d'augmenter les pics de profit à long terme, ainsi en fin de simulation ces pics deviennent 2,3 fois plus important par rapport à la stratégie 2 en fin de simulation contre 1,5 en début de simulation. En revanche la stratégie 5 ne permet pas d'avoir d'effet positif sur la période de profit négatif par rapport au statu quo, car les deux courbes sont confondues durant cette période.

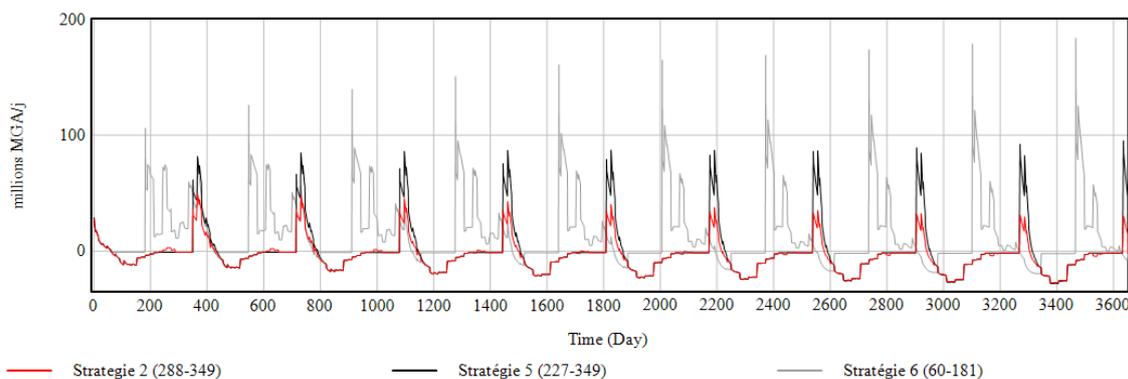


Figure 33 – Estimation des profits totaux (en million MGA/jours) de la pêcherie par modélisation bioéconomique pour trois types de fermetures nationales de la pêche : le statu quo (courbe rouge), une longue période de fermeture de septembre à décembre (courbe noire) ou de mars à juin (courbe grise)

Une longue période de fermeture en début d'année implique à court et long terme par une augmentation importante des valeurs ventées à destination du marché de collecte par rapport au statu quo dès le court terme, se traduisant par une intensification de la présence des crabes de plus de 10 cm. Ce changement de la structure des classes de taille permet une augmentation des pics de profit tant en longueur qu'en intensité. Concernant la mise en place d'une longue période de fermeture à la fin de l'année, la présence des crabes de plus de 10 cm est aussi intensifiée, mais seulement sur le long terme ce qui implique seulement une intensification des pics de profit par rapport au statu quo.

Dans les deux cas, ces pics de profit augmentent à long terme ce qui traduit une augmentation de la rentabilité de la pêche durant la saison haute, mais étant donné que les périodes de profits négatifs deviennent de plus en plus grandes la saison basse de pêches devient de plus en plus difficile pour les pêcheurs.

3.4 Différenciation de la capturabilité

- Impacts biologiques

Dans la stratégie 8, la capturabilité globale diminue moins par rapport à la stratégie 7, car l'instauration d'une taille de maille a réduit la mortalité par pêche de certains engins seulement, ce qui a pour conséquence une diminution plus rapide de l'effectif des cohortes (Figure 34).

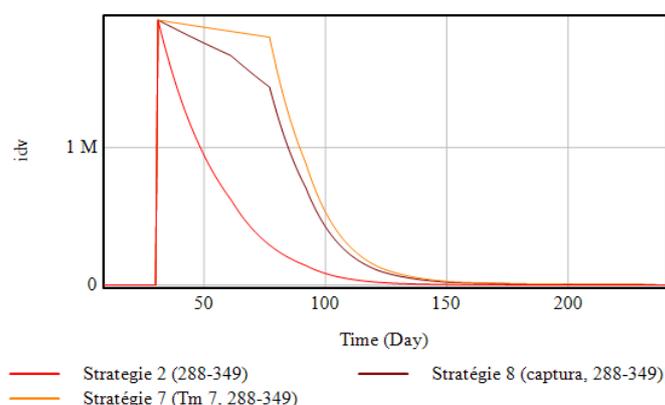


Figure 34 - Estimation de l'évolution de l'effectif des femelles de la cohorte n°38 par modélisation bioéconomique avec le statu quo (rouge), une taille minimale de capture à 7 cm (orange) et une sélectivité des engins à mailles à 7 cm (marron). Le plateau de l'effectif de la cohorte n°38 pour la stratégie 7 (courbe orange) au début de la période correspond à une mortalité par pêche nulle des crabes de moins de 7 cm.

La période de fermeture présente dans les stratégies 7 et 8 renforce leurs effets sur la baisse de mortalité par pêche des crabes de moins de 7 cm. Cet effet positif a pour conséquence d'intensifier les pics de biomasse féconde par rapport au statu quo (stratégie 2, courbe rouge), lesquels sont plus élevés dans la situation où une taille minimale de captures est instaurée (stratégie 7) pour la raison présentée ci-dessus (Figure 35). A titre d'exemple, le premier pic de biomasse féconde de la stratégie 7 (taille minimale) est 1,2 fois plus élevé par rapport à la stratégie 8 (taille de maille) et 3,3 fois plus élevé par rapport à la stratégie 2 (statu quo).

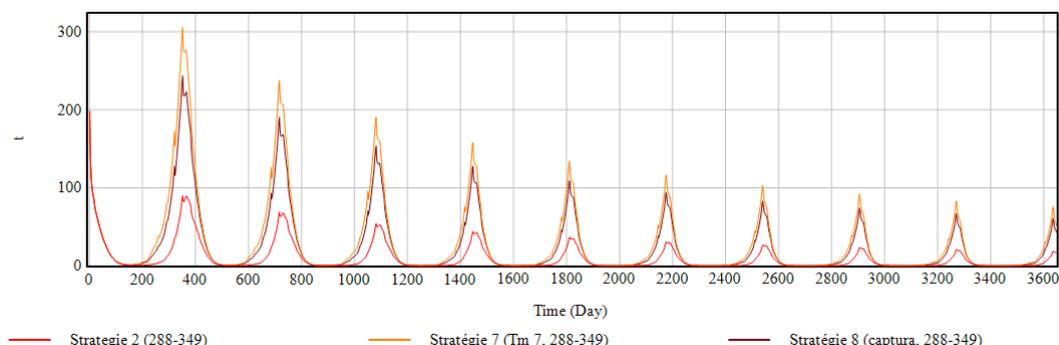


Figure 35 - Estimation de l'évolution de la biomasse féconde par modélisation bioéconomique avec le statu quo (rouge), une taille minimale de capture à 7 cm (orange) et une sélectivité des engins à mailles à 7 cm (marron).

Pour ces deux stratégies, la biomasse totale prédite à l'échelle annuelle est similaire : elle se caractérise par deux pics (recrutement, gain de poids des crabes recruté) plus ou moins marqués et une diminution progressive sur le long terme (Figure 36). L'effet est légèrement plus faible pour la stratégie 8 (courbe marron) par rapport à la stratégie 7 (courbe orange), mais reste tout de même nettement plus important que le statu quo (courbe rouge).

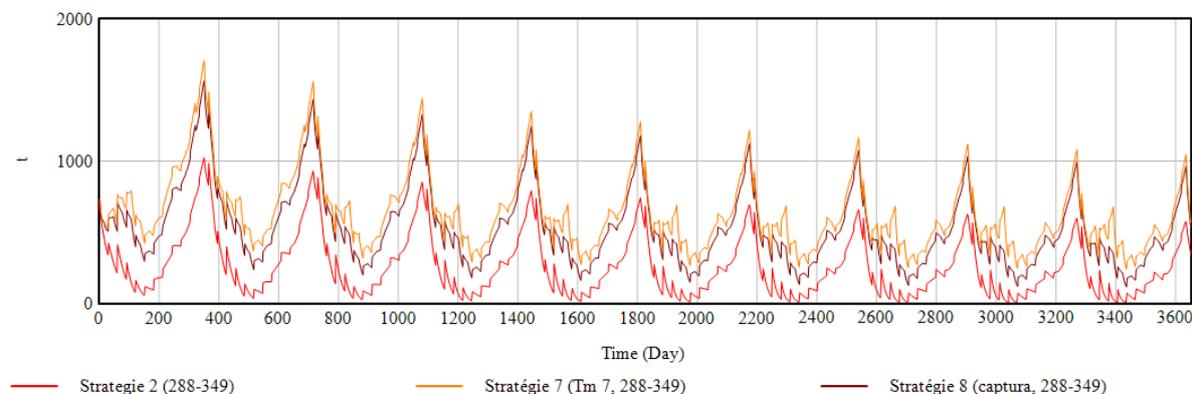


Figure 36 - Estimation de l'évolution de la biomasse totale par modélisation bioéconomique avec le statu quo (rouge), une taille minimale de capture à 7 cm (orange) et une sélectivité des engins à mailles à 7 cm (marron).

En résumé, le respect strict d'une taille minimale de capture à 7 cm aura pour effet d'augmenter la durée de vie des cohortes étudiées et le stock de biomasse féconde. Un effet positif peut être observé sur la biomasse totale, ce qui permet in fine d'augmenter le poids moyen des crabes capturés. Si la baisse de capturabilité n'est effective que sur certains engins grâce à l'instauration d'une taille de maille minimale, un effet similaire est observé, mais il reste en moyenne 7% plus faible. Notons que le gain de biomasse serait plus significatif si les engins à maille sont dominants dans la pêcherie.

- Impacts économiques

Le nombre de nouveaux pêcheurs dans la pêcherie à la fin de chaque année est plus élevé si une taille minimale est respectée (stratégie 7) par rapport à l'instauration d'une taille de maille (stratégie 8), laquelle implique une VPUE moins élevée (Figure 37). Cette hausse se répercute sur la pression de pêche et impacte négativement la biomasse totale, ce qui induit une rétroaction négative sur les captures et donc les VPUE. Le nombre de nouveaux pêcheurs sera ainsi de moins en moins élevé au fil du temps pour les stratégies 7 et 8. Par rapport au statu quo, le nombre de nouveaux pêcheurs reste toujours plus élevé dans les stratégies 7 et 8, car la pêcherie y est plus rentable.

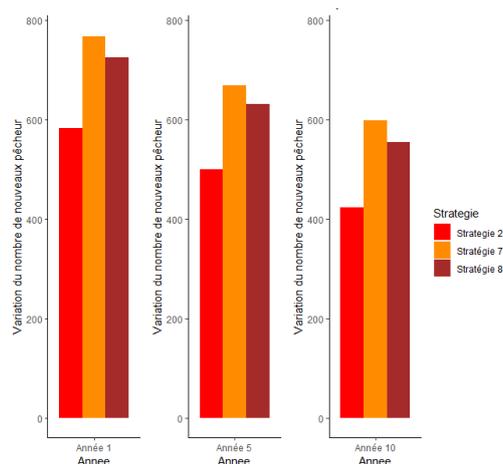


Figure 37 - Estimation du nombre de nouveaux pêcheurs qui entre dans la pêcherie à la fin de chaque année par modélisation bioéconomique avec le statu quo (rouge), une taille minimale de capture à 7 cm (orange) et une sélectivité des engins à mailles à 7 cm (marron).

Sur le long terme, la valeur des ventes cumulée sur une année à destination du marché local augmente de 17% en 10 ans la stratégie 7, reste constante pour la stratégie 8 (Figure 38). Cela est dû à l'impact de la stratégie 7 sur la structure de taille de la biomasse, qui comprend de plus en plus de crabes de taille moyenne ce qui augmente la valeur des ventes sur le marché local. Ainsi au bout de 10 années de simulation, la valeur estimée des ventes sur le marché local est estimée 1,5 fois plus élevée dans le cas d'une taille minimale de capture par rapport à l'instauration d'une taille de maille et 5,6 fois plus élevée par rapport au statu quo. A contrario, la valeur des ventes à destination du marché de collecte augmente à moyen terme pour les deux stratégies, mais diminue sur le long terme (Figure 38). En effet, avec la hausse de la rentabilité de la pêcherie, de plus en plus de pêcheurs capturent de gros crabes, ce qui diminue in fine leur proportion dans la biomasse, et donc la valeur des captures correspondantes.

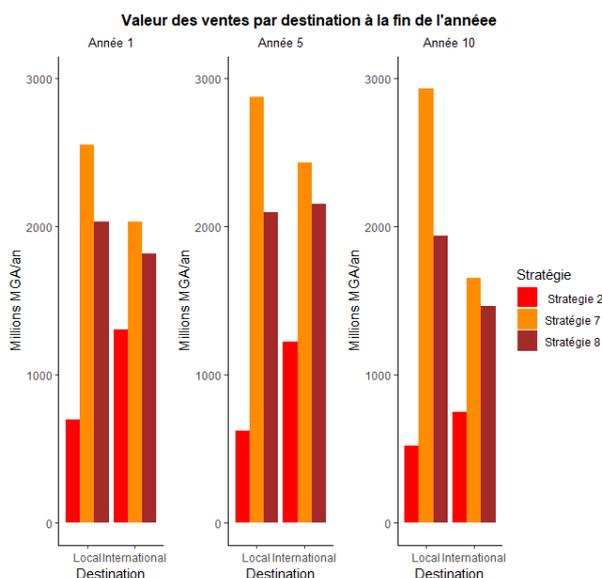


Figure 38 - Estimation de la valeur des ventes en fonction des destinations cumulées sur une année par modélisation bioéconomique avec le statu quo (rouge), une taille minimale de capture à 7 cm (orange) et une sélectivité des engins à mailles à 7 cm (marron)

Le profit total annuel pour les stratégies 7 et 8 suit les mêmes tendances, avec une hausse des profits pendant la saison haute du recrutement, mais surtout après la réouverture annuelle de la pêche (Figure 39). Ces pics de profit sont constants sur le long terme et plus élevés dans le cas du respect d'une taille minimale de capture. Cependant, la période où les profits sont négatifs s'allonge progressivement (de moins d'un mois en début à plus de trois mois en fin de simulation) et les pertes augmentent. Cette diminution du profit est due à la diminution de la rentabilité de la pêche à cause de son intensification permanente. L'instauration d'une diminution de la capturabilité permet d'intensifier l'effet positif de la réglementation actuelle sur le profit total des pêcheurs, car durant les périodes où le profit est négatif il existe des pics de profit positif pour les stratégies 7 et 8 qui n'existent pas dans la stratégie 2.

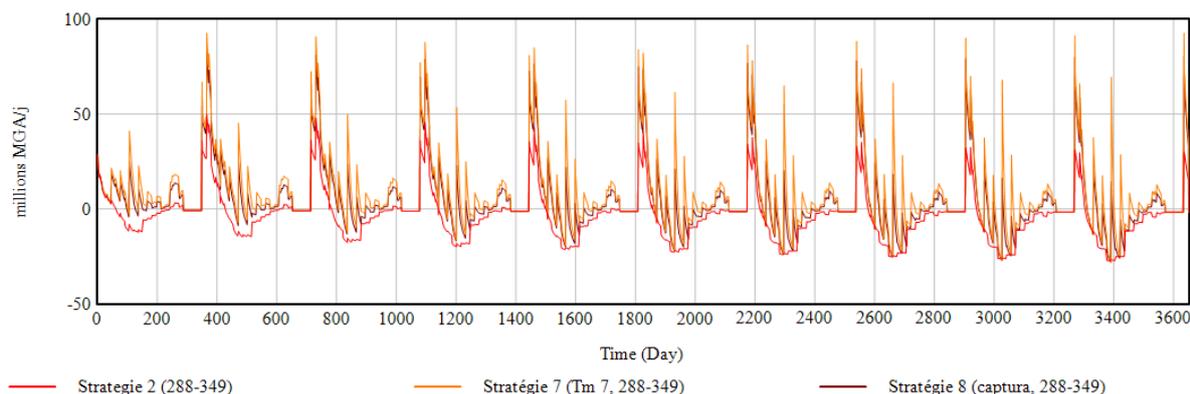


Figure 39 - Estimation des profits totaux de la pêche par modélisation bioéconomique avec le statu quo (rouge), une taille minimale de capture à 7 cm (orange) et une sélectivité des engins à mailles à 7 cm (marron)

En résumé, le respect strict d'une taille minimale à 7 cm a un effet positif sur la biomasse. Cette hausse aura comme conséquence une hausse des captures et des ventes totales des pêcheurs se traduisant au final par une hausse de leurs profits. Avec l'instauration d'une taille de maille, les mêmes effets sont observés, mais l'augmentation du profit est moindre de 10 %, mais reste tout de même 1,6 fois plus élevée que le statu quo. Cette hausse de la rentabilité de la pêche a pour conséquence une entrée plus importante de nouveaux pêcheurs, ce qui augmente la pression de pêche globale et génère une rétroaction négative sur la biomasse des ressources et les profits.

4. Discussion

4.1 Synthèse comparative des effets des stratégies sur les composantes biologiques et économiques de la pêche

Le tableau suivant récapitule les effets des stratégies de gestion sur la biomasse totale et le profit total à court et long terme avec comme référence de base la stratégie 2 à court terme (Tableau 15). Ces résultats sont discutés dans les sous-sections qui suivent.

Tableau 16 – Synthèses des effets des stratégies de gestions étudiées sur la biomasse totale et le profit total à court terme (1 an) et long terme (10 ans)

Variables	Court Terme (1 an)		Long Terme (10 ans)	
	Biomasse totale (t)	Profit total (en millions de MGA)	Biomasse totale (t)	Profit total (en millions de MGA)
Stratégie 1	120 384	170	43 496	-3 827
Stratégie 2	137 018	-73,1807	62 785	-2 881
Stratégie 3	167 286	274	90 815	-2 023
Stratégie 4	216 008	2 482	95 710	-536
Stratégie 5	175 159	102	106 853	-1 414
Stratégie 6	542 983	7 098	238 181	3 245
Stratégie 7	305 090	3474	186 277	1 136
Stratégie 8	26 1459	2 465	149 047	-438

4.1.1 Contrôle de l'effort de pêche : fermeture

Les règles de gestion qui permettent de contrôler l'effort de pêche, tel que les stratégies 2 à 6, présentent de nombreux avantages : elles sont relativement moins difficiles à mettre en œuvre et moins coûteuses que les règles fondées sur un contrôle des captures. De plus, contrôler l'entrée de la pêche avant la mise en œuvre de l'activité de pêche permet aux pêcheurs de planifier leurs activités en fonction de la réglementation (Bellido & all, 2020). Pour être efficace ces méthodes de gestion doivent être clairement définies et connues par l'ensemble des acteurs, mais elles doivent être périodiquement revisitées à cause la hausse des capturabilités des engins de pêche due aux innovations (Bellido & all, 2020). Le contrôle de l'effort de pêche peut se manifester par des mesures techniques (comme une puissance maximale de moteur ou une taille maximale de navire, ou un nombre maximum d'engins par pêcheur) ou des mesures qui limitent l'accès aux zones de pêche comme des périodes de fermeture de la pêche. Dans le cadre de notre étude, nous nous sommes interrogés sur l'efficacité de la période de fermeture actuelle et comment elle pouvait être améliorée.

Si des bénéfices supplémentaires sont attendus à la suite d'une période de fermeture, c'est parce que durant cette dernière les crabes, n'étant plus impactés par la mortalité par pêche, ont plus de chance d'atteindre une plus grande taille ce qui permet aux pêcheurs d'espérer un gain de taille et de poids. Grâce aux captures de crabes plus gros, des profits plus élevés sont attendus, car les crabes ne sont pas vendus au même prix suivant leurs tailles et donc leur poids. En comparant les effets d'une stratégie sans mesure de gestion avec celle de la période de fermeture actuelle (stratégie 2), sur le court terme le profit des pêcheurs serait plus important sans fermeture mais à long terme la tendance s'inverse (Tableau 16). Cet effet n'est pas surprenant puisque les mesures de gestion généreraient sur le court terme des pertes économiques, mais sur le long terme des gains économiques dus au temps de réaction de la biomasse (Bellido & all, 2020). Dans cette même optique, en comparant plusieurs périodes de fermeture il semble que le gain de biomasse associé à l'ajout d'une deuxième période de fermeture en début d'année (stratégie 4) serait beaucoup plus important que celui associé à une fermeture proche de celle

actuelle (stratégie 3). En effet, l'ajout d'une deuxième période de fermeture tardive (stratégie 3) génère des impacts biologiques plus limités ce qui induit des effets économiques minimales, a contrario avec une période de fermeture en début d'année (stratégie 4) deux périodes de pêche seraient créées à l'échelle annuelle impliquant deux saisons de pêche avec des profits élevés. Si une longue période de fermeture est effective en fin d'année (stratégie 5), alors l'effet presque similaire à l'ajout d'une deuxième période de fermeture en fin d'année (stratégie 3) ce qui implique des résultats économiques plus faibles qu'une deuxième période de fermeture en début d'année (stratégie 4).

En réalité l'espérance du gain associé une période de fermeture est de court terme, car à l'ouverture de la pêcherie un phénomène de surcapacité de pêche se forme ou un grand nombre de pêcheurs partent en mer pour capter un maximum de la rente créée par la période de fermeture. Cette surcapacité de pêche due à la situation d'accès libre conduit à une diminution de la biomasse. Ce phénomène a été observé en Australie dans la pêcherie de crabe de mangrove où l'abondance des crabes augmente fortement durant la période de fermeture, mais avec l'ouverture de la pêcherie un véritable appauvrissement du stock est observé en raison d'une trop forte pression sur la pêche (Butcher & all, 2003). Concernant la pêcherie de crabe de mangrove à Madagascar un tel phénomène est attendu en particulier avec le mouvement de migration des pêcheurs saisonniers. La calibration actuelle de notre modèle bioéconomique comprend un taux d'activité forcé, par conséquent ce phénomène est représenté pour certaines stratégies par la prise en compte d'une saison haute d'activité après la période d'ouverture. En effet, les stratégies 2, 3, 4 et 5 intègrent la période de fermeture actuelle avec une ouverture de la pêcherie le 15 décembre, or selon nos hypothèses, la haute saison de pêche se situe dès janvier ce qui implique bien une hausse de l'effort de pêche peu de temps après la réouverture de la pêcherie. En conséquence pour ces 4 stratégies la rente associée à la fermeture se dissipe en moins de trois mois, impliquant ensuite des périodes de profits négatifs (Figure 27 et 33), du fait du coût d'opportunité du travail. Dans la réalité, seuls les 25% des pêcheurs les plus pauvres restent dans la pêcherie, tandis que les autres vont diversifier leurs activités. Avec la calibration actuelle du modèle basée sur un taux d'activité constant, ce phénomène de diversification des activités n'est pas représenté.

Cette dissipation de la rente résulte directement de la situation de libre accès de la pêcherie, liée au caractère non exclusif de l'exploitation de la ressource. La théorie bioéconomique indique qu'une situation d'accès libre l'effort de pêche augmente jusqu'à ce que tous les gains nets possibles soient dissipés puisque chaque participant sera incité à prendre ses propres décisions indépendantes basées sur des rendements privés. Ainsi une rentabilité positive entraîne l'entrée d'un grand nombre d'acteurs dans la pêcherie, avec pour conséquence une pression croissante sur la ressource et in fine une diminution de la biomasse (Anderson & Seijo, 2010). Cette situation de libre accès peut alors déboucher sur une spirale négative, les gestionnaires essayant de mettre en place des réglementations de plus en plus restrictives (en particulier sur le contrôle de l'effort de pêche) et les pêcheurs développant de plus en plus de technique pour contourner ces réglementations (Anderson & Seijo, 2010). Dans le cas de notre étude, le phénomène d'accès libre est caractérisé par une entrée importante du nombre de nouveaux pêcheurs à la fin de chaque année en fonction de la rentabilité de la pêcherie. Pour les stratégies 2 à 5, nous avons prédit en moyenne 500 nouveaux pêcheurs qui rentrent dans la pêcherie chaque année provoquant une diminution de la rente, et de la durée de la période pendant laquelle celle-ci est positive. A titre d'exemple à court terme pour ces stratégies, les pêcheurs dissipent la rente en moyenne en 3 mois à court contre 1 mois à long terme (Figure 27 et 33).

Dans le cadre de notre calibration actuelle, la stratégie 6 n'est pas du tout réaliste, car elle se situe durant la saison haute de pêche, or avec un taux d'activité prédéterminé de façon exogène, le modèle ne représente pas de réallocation des pêcheurs actifs sur une autre période. Par conséquent, dans cette stratégie l'effort de pêche est très faible, avec des effets impressionnants et nettement supérieurs par rapport aux autres stratégies tant sur la biomasse que sur les profits (Tableau 15). Pour avoir des effets plus concluants avec une telle stratégie il serait essentiel de calibrer un taux d'activité endogène (qui dépend de la rentabilité de la pêcherie) permettant ainsi la réallocation de l'effort de pêche. Cette

réallocation entraînerait vraisemblablement la mise en place d'une surcapacité de pêche à la suite de la première période d'ouverture. Comme pour les stratégies précédentes, cette surcapacité de pêche diminuerait brutalement la biomasse et donc les profits des pêcheurs.

4.1.2 Contrôle des captures : diminution de la capturabilité

En plus des règles de gestion qui contrôlent l'effort de pêche, il existe des réglementations très efficaces qui contrôlent les captures de pêche, comme les stratégies 7 et 8. Ces réglementations ont pour but de fixer un cadre de la pêche grâce à des limites claires de production. Cependant elles sont généralement coûteuses à mettre en place car elles induisent des coûts de contrôle importants (Bellido & all, 2020). Ce type de régulation peut être divisé en deux groupes à savoir une réglementation sur la composition des captures (taille minimale, espèces, ...) ou une réglementation sur la quantité des captures (quota, ...). Même si des quotas de production existent dans la pêcherie de crabe de mangrove à Madagascar, nous nous sommes intéressés dans notre étude à l'efficacité d'un contrôle de la composition des captures et en particulier à la diminution de la capturabilité des pêcheurs grâce à l'instauration d'une taille minimale de captures (stratégie 7) ou d'une taille de maille (stratégie 8).

En règle générale les tailles minimales de captures sont déterminées de manière à protéger le stock reproducteur de la biomasse ou des juvéniles en modifiant la structure de classe taille de la biomasse (Anderson & Seijo, 2010). Les diminutions de capturabilité testées lors de notre étude ont pour but principal de protéger les juvéniles. Grâce à une régulation effective en permanence (contrairement à une période de fermeture qui ne prend effet que sur une courte durée), l'accroissement des crabes est favorisé sur le long terme permettant augmentation des crabes de plus de 7 cm dans les captures des pêcheurs (correspond à un changement de la structure des classes de taille). Cette augmentation des captures va alors se répercuter dans la valeur des ventes à destination du marché local (comprenant les crabes entre 7 et 10 cm). Par exemple, l'effet prédit par le modèle bioéconomique sur la valeur des ventes à destination du marché local est 3,4 fois plus grand à la suite de l'instauration d'une taille minimale de capture par rapport au statu quo à court terme, et 6 fois plus grand à long terme (Figure 38). Cette modification est aussi présente avec l'instauration d'une taille de maille minimale, mais elle reste légèrement plus faible, en moyenne 33% plus faible. Concernant la hausse de valeur des ventes sur le marché de collecte (comprenant les crabes de plus de 10 cm), le même effet est observé, mais en plus petite proportion. Notons tout de même que cet effet reste significatif dans les deux stratégies de gestion par rapport au statu quo (Figure 38).

D'autre part, grâce à l'instauration d'une diminution de la capturabilité constante, un effet positif est attendu sur la biomasse féconde grâce à la présence plus importante de crabes ayant atteint la maturité sexuelle. Cet effet est largement vérifié avec la calibration actuelle du modèle bioéconomique étudié, car l'effet prédit sur la biomasse féconde pour les deux stratégies est au moins 3 fois plus élevé par rapport au statu quo à court et long terme (Figure 35). La hausse de la biomasse féconde permet une hausse de la reproduction et donc une forte augmentation des crabes recrutés environ cinq mois après la saison haute de migration (correspondant au temps entre la ponte et le recrutement des crabes à 5 cm). Étant donné que dans ces stratégies la taille minimale de captures est située à 7 cm, la hausse du recrutement des crabes de 5 cm se répercutera sur la biomasse totale, et non immédiatement sur les captures des pêcheurs. A titre d'exemple pour la stratégie 7, la hausse de la biomasse féconde la première année implique une hausse du pic de recrutement sur la deuxième année de 50% (Figure 36). Un effet similaire est observé dans les stratégies de gestion se concentrant sur les périodes de fermeture, car en favorisant la croissance des crabes sur une courte durée, elles favorisent aussi la hausse de la biomasse féconde impliquant une hausse moyenne de 20% du pic de recrutement à court terme. L'effet est donc

plus petit par rapport à une diminution constante de la capturabilité, mais il est tout même assez important pour le signaler.

En combinant ces deux effets, tant sur la quantité (hausse du recrutement) que sur la qualité (changement de la structure de classe de taille) des crabes de mangrove, des effets économiques positifs sont attendus à court terme au niveau de stratégies 7 et 8. Dès le troisième mois de simulation, l'effet prédit à la suite de l'instauration d'une telle stratégie de gestion sur le profit total des pêcheurs diffère totalement du statu quo avec une augmentation importante des profits (Figure 39). Le profit total cumulé sur une année est alors 113% plus grand dans le cas d'une taille minimale, et 85% plus grand dans le cas d'une taille de maille, par rapport au statu quo. Une situation similaire est observée en Nouvelle-Calédonie où la taille minimale de capture instaurée à 14 cm a permis en fonction des zones, une modification des classes de taille des crabes. Les zones alors composées des plus gros crabes sont devenues plus productives, car le prix de vente était plus élevé (Dumas & all 2012). Comme pour les fermetures saisonnières, cette hausse de la rentabilité de la pêcherie suite à la hausse de la biomasse entraîne une augmentation importante de l'effort de pêche ce qui entraîne une réduction de la biomasse d'en moyenne -43 % sur le long terme pour les deux stratégies (Figure 36). Malgré cette diminution de la biomasse, les pics de profit liés à la combinaison entre une baisse de capturabilité et d'une période de fermeture restent constants sur le long terme pour la stratégie 7 (taille minimale), mais aussi pour la stratégie 8 (Figure 39).

Sans surprise, l'effet prédit d'une taille minimale de capture est relativement plus important que celui d'une taille de maille. Cependant, c'est la taille de maille qui semble la stratégie la plus plausible, pour une mise en place dans la pêcherie. Étant donné qu'il existe déjà une taille minimale de captures à 11 cm, une diminution de la gouvernance actuelle à 7cm signifierait avouer que la gouvernance n'est pas respectée, ce qui pourrait décrédibiliser le respect de cette taille minimale. De plus les coûts de vérification liés à une taille minimale de capture semblent plus élevés que ceux d'une taille de maille, car ces contrôles requièrent une vérification auprès d'une grande partie des pêcheurs, alors qu'une taille de maille pourrait être opérée au niveau des points de vente des engins à maille. Cependant, l'instauration d'une taille de maille pourrait impliquer une incitation des pêcheurs à utiliser des engins de pêche sans maille, ce qui limiterait considérablement l'impact de cette stratégie. Ce phénomène n'étant pas modélisé par le modèle, il n'a pas pu être estimé. De plus dans les régions les plus pauvres, les pêcheurs n'achètent pas les engins de pêche, mais les construisent eux-mêmes ce qui complique les vérifications du respect de la règle et par conséquent augmente les coûts de vérification.

4.2 Limites et Perspectives

4.2.1 Données d'entrée et calibration

Les grandes pêcheries de poissons commerciaux possèdent généralement des données fines sur l'évolution du stock exploité, et de plus en plus sur les prix des facteurs de production et des produits. A contrario, de telles données ne sont généralement pas disponibles pour les petites pêcheries artisanales (Pons & all, 2020). Dans ce type de pêcherie, on parle davantage d'un cadre pauvre en données, comme c'est le cas du crabe de mangrove à Madagascar où peu d'études biologiques et économiques ont été réalisées. La calibration actuelle du modèle présenté dans ce mémoire est basée sur une importante recherche dans la littérature pour trouver les paramètres biologiques nécessaires, mais beaucoup de paramètres sont basés sur des articles anciens, et/ou qui ne traitent pas de la zone étudiée. Par exemple, nous avons dû estimer une fonction de croissance intermédiaire entre plusieurs articles, mobilisant les données publiées par Delathière (1990) en Nouvelle-Calédonie et Heasman (1980) en Australie. Or avec la pression sur la pêche, des effets sur les écosystèmes marins sont attendus comme le bouleversement

des réseaux trophiques¹⁴ (Jennings & Kaiser, 1998). Par conséquent les paramètres biologiques basés sur des publications anciennes peuvent être sous ou sur-évalués, rendant les prédictions du modèle moins précises. De plus, une nouvelle analyse de viabilité des populations (VPA) semble essentielle pour que le modèle permette d'estimer de manière plus robuste les risques d'extinction de la ressource (Reed & all, 2002).

L'utilisation de modèle bioéconomique nécessite aussi des informations détaillées sur les coûts de la pêche et les prix de vente des produits afin d'évaluer la rentabilité de cette dernière. Une analyse de sensibilité réalisée durant l'étude de Kompas & all (2010) sur la pêche australienne de crevette nordique montre que le rendement économique maximal est sensible au prix du carburant, car il serait plus profitable d'avoir un stock de crevettes plus important compenser la hausse du prix du carburant. Concernant la pêche du crabe de mangrove à Madagascar le principal coût variable est représenté par les coûts d'appâts, or lors des enquêtes réalisées par le projet CoreCrabe ce coût a été estimé de manière imparfaite. Des enquêtes complémentaires seraient nécessaires pour mieux estimer ce coût et ainsi rendre l'effet prédit du modèle sur les profits plus précis. L'estimation du coût d'opportunité du travail s'avère encore plus difficile : ces coûts correspondent en effet aux opportunités de revenus perdues à la suite d'une décision de pêcher le crabe, ces opportunités étant difficiles à identifier et à évaluer (Jacobson & Thomson, 1993). D'un pêcheur à l'autre, ce coût peut varier en fonction de la flexibilité, mais aussi des compétences des pêcheurs, ce qui rend l'estimation de ce coût compliquée. Dans le cadre de notre étude, nous avons fait l'hypothèse d'un coût d'opportunité du travail fixe pour l'ensemble de la pêche correspondant à l'estimation du profit des 25% les plus pauvres des pêcheurs. Là aussi de nouvelles enquêtes peuvent être envisagées pour estimer ce coût de manière plus précise.

Nous sommes partis d'une situation avec peu de données empiriques économiques et biologiques, et nous avons par conséquent mis en place une démarche adaptée au contexte, variable en fonction de chaque paramètre. Les limites de ce travail de calibration peuvent être réduites par des analyses de sensibilité essentielles pour estimer l'impact du changement de certains paramètres clés sur l'ensemble des variables du modèle. Nous avons pu identifier 4 paramètres clés qui nécessiteront à l'avenir de telles analyses de sensibilité : le taux de réinvestissement des profits, car il permet d'estimer le nombre de nouveaux pêcheurs en fonction de la rentabilité de la pêche, et par conséquent l'effort de pêche (1), les capturabilités qui déterminent le nombre de crabes capturés (2), le coût des appâts, car s'ils sont trop élevés ils impactent trop négativement le profit (3), le taux d'activité des pêcheurs si une relation endogène a pu être déterminée (4).

4.2.2 Utilisation du modèle à des fins de gestion

Le modèle étudié peut être calibré pour chacune des zones si et seulement si un nombre important de données est disponible, afin d'augmenter la précision des effets prédits pour de meilleurs choix de gestion. En effet selon les données du projet CoreCrabe, il existe une diversité des techniques de pêche en fonction des zones étudiées ce qui implique une différenciation des engins utilisés et par conséquent des coûts qui varient en fonction de chaque zone. Par exemple, à Morombe les prix de la balance sont très différents de ceux de Mahajanga, car elles sont principalement fabriquées à la main avec des matériaux de récupération là ou à Mahajanga les pêcheurs achètent généralement leurs balances à des commerciaux. La pression sur le stock est aussi différente puisqu'en fonction du contexte économique, la diversité des activités diffère en fonction des régions. En effet au Nord et Nord-Ouest de Madagascar, plus de 80% des ménages considèrent le crabe de mangrove comme une activité principale ce qui implique qu'une grande partie des ménages sont dépendants de cette ressource (CoreCrabe, 2021). Grâce à cette analyse, nous pouvons catégoriser l'importance de la ressource en fonction des zones au niveau du revenu et de l'économie locale, mais aussi d'estimer l'importance de

¹⁴ Réseau trophique : ensemble des interactions alimentaires entre espèces au sein d'un écosystème.

l'effort de pêche. Des données supplémentaires semblent essentielles pour continuer la calibration par zone. Pourtant comme nous l'avons vu précédemment il existe un véritable manque de données au niveau des petites pêcheries en particulier du fait de leur diversité.

Une fois que ces données seront récoltées, le modèle bioéconomique pourra être mobilisé pour la conduite de démarches collaboratives associant les acteurs de la pêche, dans le cadre du projet CoreCrabe. L'aide à la prise de décision dans un processus collaboratif réunit des scientifiques, des représentants de la pêche à différents niveaux (pêcheurs, collecteurs ...) et les gestionnaires. Les approches collaboratives avec des modèles bioéconomiques ont déjà montré qu'elles pouvaient fournir des cadres décisionnels opérationnels en simulant les impacts précis des différentes stratégies de gestion tant sur des dimensions biologiques qu'économiques (Marcher & all, 2018). D'autres études ont montré que les acteurs de la filière et en particulier les pêcheurs ont une capacité collective à proposer des solutions pour améliorer la durabilité de la pêche (Hind, 2012). En outre, avec le développement de l'approche écosystémique, le savoir des pêcheurs est de plus en plus pris en compte ce qui permettrait une meilleure évaluation des paramètres bioéconomique en particulier dans les pêcheries où il y a peu de données (Hind, 2012). Des groupes de travaux (GT) ont déjà été réalisés dans le cadre du projet CoreCrabe sur différentes thématiques comme la « filière et communautés » ou encore la « gestion des pêcheries de crabes de mangroves ». Ces GT ont permis de définir et de préciser les axes d'analyse du projet, mais aussi d'identifier les acteurs représentatifs de la filière. Certains acteurs notamment les sociétés exportatrices ont déjà participé aux différents comités d'expertise transdisciplinaire. Le modèle validé sur chaque zone pourrait être mobilisé à l'appui des travaux de ces groupes de travail, pour aider à envisager les enjeux et conséquences possibles de stratégies alternatives de gestion de la pêche du crabe de mangrove à Madagascar.

Conclusion

En conclusion, nous avons essayé de déterminer, grâce à un modèle bioéconomique, l'effet de la réglementation actuelle sur une des zones de la pêcherie de crabe de mangrove à Madagascar et comment elle pouvait être améliorée. Pour ce faire nous avons testé l'effet de plusieurs stratégies de gestion comprenant un contrôle de l'effort de pêche (stratégie 2 à 6) ou des captures (7 et 8). Pour contrôler l'effort de pêche nous avons testé différentes périodes de fermetures plus ou moins longues qui complétaient généralement la période de fermeture actuelle. En définitive, l'ajout d'une deuxième période de fermeture située durant la période de recrutement des crabes en plus de la fermeture actuelle permet des gains économiques et biologiques plus importants à court terme grâce à la création d'une deuxième saison haute de pêche. Sur le long terme, étant donné la situation de libre accès de la pêcherie, une spirale négative se met en place avec une hausse de la pression sur la pêche impliquant une rétroaction négative de la biomasse. Des phénomènes similaires, en plus petite proportion, ont été observés pour l'ensemble des stratégies de gestion réaliste impliquant un contrôle de l'effort de pêche.

Les stratégies de gestions testées qui permettent de contrôler les captures, combinent à la fermeture actuelle et une diminution des capturabilités des juvéniles par le biais d'une taille minimale ou d'une taille de maille à 7cm. Les résultats ont démontré que ces stratégies modifiaient la structure de classe de taille des crabes en augmentant particulièrement la présence des crabes entre 7 et 10cm. Cet effet positif sur la biomasse permet d'augmenter la taille des crabes des pêcheurs et par conséquent leur profit, les crabes n'étant pas vendu au même prix en fonction de leur taille. Sur le long terme, pour les mêmes raisons vues ci-dessus, une baisse de la biomasse est attendue mais les résultats restent tout de même plus élevés que l'ajout d'une deuxième période de fermeture. De plus, les pics de profit liés à ces stratégies restent constants sur le long terme, ce qui implique une certaine stabilité de la rentabilité de la pêcherie. L'effet d'une taille minimale est plus important qu'une taille de maille car il comprend l'ensemble des engins de pêche contrairement à la taille de maille (sur les 5 engins de pêche, seulement 3 sont à mailles). Cependant il semble plus plausible d'instaurer une taille de maille en raison du moindre coût de cette dernière.

L'étude a été réalisée dans un contexte pauvre en données empiriques économiques et biologiques, par conséquent mis en place une démarche adaptée qui variait en fonction de chaque paramètre. Le caractère générique du modèle permet de réaliser ce même travail de calibration sur l'ensemble des zones de pêcherie à Madagascar si des données économiques et biologiques sont disponibles. Une fois ce travail fait, le modèle bioéconomique pourra être mobilisé pour la conduite de démarche collaborative associant les acteurs de la pêcherie permettant une exploitation du modèle par les acteurs de la filière.

Bibliographie

- Alberts-Hubatsch, Hilke. « Movement Patterns and Habitat Use of the Exploited Swimming Crab *Scylla Serrata* (Forskål, 1775) », s. d., 129.
- Allard-Poesi, Florence, et Véronique Perret. « LA RECHERCHE-ACTION », s. d., 32.
- Anderson, James L. « Market Interactions Between Aquaculture and the Common-Property Commercial Fishery ». *Marine Resource Economics*, 1985. <https://doi.org/10.1086/mre.2.1.42628874>.
- Anderson, Lee G, et Juan Carlos Seijo. « Bioeconomics of Fisheries Management », s. d., 319.
- Pour une pêche durable. « Approche écosystémique ». Consulté le 6 mai 2022. <https://wwz.ifremer.fr/peche/Les-grands-defis/Les-priorites/Approche-ecosystemique>.
- Arriola. « preliminary study of the life history of *Scylla serrata* (Forskål) », 1940.
- Asche, Frank, Trond Bjørndal, et James Young. « Market interactions for aquaculture products ». *Aquaculture Economics & Management* 5 (1 janvier 2001): 303-18. <https://doi.org/10.1080/13657300109380296>.
- Ashe. « Farming the Sea ». *Marine Resource Economics* 23, n° 4 (2008).
- Bautil, et Adrill. *Actes du Séminaire sur l'Aménagement de la Pêcherie de Crabes des Mangroves (Scylla Serrata)*. Consulté le 4 mai 2022. <https://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/aquaculture/a0845t/volume2/docrep/field/368829.htm>.
- Bellido, Jose M., U. Rashid Sumaila, Jose Luis Sánchez-Lizaso, Maria Lourdes Palomares, et Daniel Pauly. « Input versus Output Controls as Instruments for Fisheries Management with a Focus on Mediterranean Fisheries ». *Marine Policy* 118 (août 2020): 103786. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103786>.
- Blue Venture. *LA FILIÈRE DU CRABE DE MANGROVE A MADAGASCAR : GUIDE DE BONNES PRATIQUES*, s. d.
- Brick, Robert W. « EFFECTS OF WATER QUALITY, ANTIBIOTICS, PHYTOPLANKTON AND FOOD ON SURVIVAL AND DEVELOPMENT OF LARVAE OF », 1974, 14.
- Butcher, Paul A, Andrew J Boulton, et Stephen D A Smith. « MUD CRAB (*SCYLLA SERRATA*: PORTUNIDAE) POPULATIONS AS INDICATORS OF THE EFFECTIVENESS OF ESTUARINE MARINE PROTECTED AREAS », 2003, 8.
- Chaboud, Christian. « Maquette du modèle bio-économique de l'exploitation du crabe de Mangrove (*S. serrata*) à Madagascar », 2021.
- . « Modélisation bioéconomique de la pêche crevettière malgache ». In *Les crevettes côtières de Madagascar*, édité par Alain Caverivière, Christian Chaboud, et Théophile Rafalimanana, 261-310. IRD Éditions, 2008. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.10463>.
- . « Modelisation bioéconomique d'une pêche crevettière : intérêt des simulations pluriannuelles pour la production de scénarios de gestion », s. d., 17.
- . « Un modèle de simulation bioéconomique autorégénérant : application à l'étude des sources de variabilité dans les pêches », s. d., 10.

- Crespi, Valerio, Alessandro Lovatelli, et Food and Agriculture Organization of the United Nations, éd. *Mud Crab Aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings 20. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011.
- Davis, Jerome A., Giles J. Churchill, Thomas Hecht, et Patrick Sorgeloos. « Spawning Characteristics of the South African Mudcrab *Scylla Serrata* (Forskål) in Captivity ». *Journal of the World Aquaculture Society* 35, n° 2 (2004): 121-33. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2004.tb01068.x>.
- De Young, Cassandra, Anthony Trevor Charles, et Antonia Hjort. *Dimensions humaines de l'approche écosystémique des pêches: une vue d'ensemble du contexte, des concepts, outils et méthodes*. FAO document technique sur les pêches 489. Rome: FAO, 2010.
- « Définition - Aquaculture | Insee ». Consulté le 29 août 2022. <https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c1534>.
- « Définition - Pêches professionnelles | Insee ». Consulté le 29 août 2022. <https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c1819>.
- Delathière, Stephen. « Biologie et exploitation du crabe de palétuviers *Scylla serrata* en Nouvelle Calédonie », 1990, 194.
- . « Le Crabe de palétuvier *Scylla serrata*, étude et gestion de la ressource : rapport final », 1994.
- FAO. *Concepts d'aménagement applicables à la petite pêche 1983*, 1983. <https://www.fao.org/3/X6857F/X6857F00.htm#toc>.
- . *Directives Techniques pour une Pêche Responsable - Pêches Continentales*, 1998. <https://www.fao.org/3/w6930f/w6930f00.htm#Contents>.
- . *Directives volontaires visant à assurer la durabilité de la pêche artisanale dans le contexte de la sécurité alimentaire et de l'éradication de la pauvreté.*, 2015. <http://public.ebookcentral.proquest.com/choice/publicfullrecord.aspx?p=3432340>.
- . « FAO Fisheries & Aquaculture - Species Fact Sheets - *Scylla serrata* (null, 2001) », s. d.
- , éd. *Fisheries Management. 2: The Ecosystem Approach to Fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 4, suppl. 2. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2003.
- . *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2018*, 2018.
- . *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2020*. FAO, 2020. <https://doi.org/10.4060/ca9229fr>.
- . *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2022*. FAO, 2022. <https://doi.org/10.4060/cc0461fr>.
- . *Securing Sustainable Small-Scale Fisheries – Showcasing Applied Practices in Value Chains, Post-Harvest Operations and Trade*. FAO, 2020. <https://doi.org/10.4060/ca8402en>.
- . *State of world fisheries and aquaculture 2016 (french)*. Place of publication not identified: Food & Agriculture Org, 2016.
- . *Directives volontaires visant à assurer la durabilité de la pêche artisanale dans le contexte de la sécurité alimentaire et de l'éradication de la pauvreté*. Place of publication not identified: publisher not identified, 2015.

- Gascuel, Didier. « L'approche écosystémique des pêches, une condition pour l'exploitation durable des océans ». *Pour* 202, n° 4 (2009): 199. <https://doi.org/10.3917/pour.202.0199>.
- Georgescu-Roegen. *The Entropy Law and the Economic Process*, s. d.
- Gordon, H. Scott. « The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery », 1954.
- Hardin. « The Tragedy of the Commons : The population problem has no technical solution; it requires a fundamental extension in morality. », 1968.
- Heasman, Michael P. « ASPECTS OF THE GENERAL BIOLOGY AND FISHERY OF THE MUD CRAB SCYLLA SERRATA (FORSKAL) IN MGRETON BAY, QUEENSLAND », 1990, 563.
- Heasman, M.P., et D.R. Fielder. « Laboratory Spawning and Mass Rearing of the Mangrove Crab, *Scylla Serrata* (Forsk.) from First Zoea to First Crab Stage ». *Aquaculture* 34, n° 3-4 (août 1983): 303-16. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(83\)90210-7](https://doi.org/10.1016/0044-8486(83)90210-7).
- Hill, B. J. « Abundance, Breeding and Growth of the Crab *Scylla Serrata* in Two South African Estuaries ». *Marine Biology* 32, n° 2 (1975): 119-26. <https://doi.org/10.1007/BF00388505>.
- . « Offshore Spawning by the Portunid Crab *Scylla Serrata* (Crustacea: Decapoda) ». *Marine Biology* 120, n° 3 (1994): 379-84. <https://doi.org/10.1007/BF00680211>.
- Hill, Williams, et Dutton. « Distribution of Juvenile, subadult and adult *Scylla serrata* (Crustacea: Portunidae) on tidal flats in Australia ». *Marine Biology*, 1982.
- Jacobson, Larry.D, et Cinthy. J Thomson. « Opportunity Costs and the Decision to Fish for Northern Anchovy ». *North American Journal of Fisheries Management*, s. d.
- Jenning, et Kaiser. « The Effects of Fishing on Marine Ecosystems ». *Advances in Marine Biology* 34 (1998): 201-2012.
- Kompas, Dichmont, et Punt. « Maximizing profits and conserving stocks in the Australian Northern Prawn Fishery », 2010.
- Laurec, et Le Guen. *DYNAMIQUE DES POPULATIONS MARINES EXPLOITÉES*, 1981.
- Le Cren. « The Length-Weight Relationship and Seasonal Cycle in Gonad Weight and Condition in the Perch (*Perca fluviatilis*) ». *Journal of Animal Ecology* 20, n° 2 (1951).
- Le Reste. « État de nos connaissances sur le crabe de vase *Scylla serrata* Forskal à Madagascar », s. d., 51.
- Macher, Claire, Michel Bertignac, Olivier Guyader, Katia Frangoudes, Marjolaine Frésard, Christelle Le Grand, Mathieu Merzéréaud, et Olivier Thébaud. « The Role of Technical Protocols and Partnership Engagement in Developing a Decision Support Framework for Fisheries Management ». *Journal of Environmental Management* 223 (octobre 2018): 503-16. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.063>.
- Natale, Fabrizio, Borrello, et Motova. « Analysis of the determinants of international seafood trade using a gravity model », 2015.
- Natale, Fabrizio, Johann Hofherr, Gianluca Fiore, et Jarmo Virtanen. « Interactions between Aquaculture and Fisheries ». *Marine Policy* 38 (mars 2013): 205-13. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.037>.
- Naylor et al. « Blue food demand across geographic and temporal scales », 2021.
- Ong. « Observations on the post-larval life history of *Scylla serrata* Forskal, reared in the laboratory », 1966.

- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, éd. *Gestion des pêches: 2 approche écosystémique des pêches 2.2 les dimensions humaines de l'approche écosystémique des pêches*. FAO directives techniques pour une pêche responsable 4, Supl.2 Add. 2. Rome: FAO, 2010.
- Pahun, Jeanne, Ève Fouilleux, et Benoît Daviron. « De quoi la bioéconomie est-elle le nom ? Genèse d'un nouveau référentiel d'action publique ». *Natures Sciences Sociétés* 26, n° 1 (janvier 2018): 3-16. <https://doi.org/10.1051/nss/2018020>.
- Pauly. « On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks », 1980.
- Plaganyi, Punt, et Hilary. « Multispecies fisheries management and conservation: tactical applications using models of intermediate complexity », 2012.
- Poinsard, et Le Guen. « OBSERVATIONS SUR LA DEFINITION D'UNE UNITE D'EFFORT DE PECHE APPLICABLE A LA PECHERIE DE THON DE L'ATLANTIQUE TROPICAL AFRICAINE », 1975.
- Pons, Maite, Jason M. Cope, et Laurence T. Kell. « Comparing Performance of Catch-Based and Length-Based Stock Assessment Methods in Data-Limited Fisheries ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77, n° 6 (juin 2020): 1026-37. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2019-0276>.
- Reed, Mills, et Dunning. « Emerging Issues in Population Viability Analysis », 2002.
- Shaefer. « Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries » 1, n° 2 (1954).
- SmartFish. *Meilleure valorisation des crabes de mangrove à travers la réduction des pertes après capture*, 2012.

Annexes

Annexe 1 - Caractéristiques des pêcheries de crabe de mangrove à Madagascar

I. La ressource

- Cycle de vie du crabe de mangrove

Le crabe de *Scylla Serrata*, plus communément appelé crabe de mangrove ou crabe de boue, appartenant à la famille des portunidés¹⁵, est répandu dans les mangroves dans toutes les régions de l’océan Indien et du Pacifique. C’est l’espèce la plus grande et la plus prisée des crabes dans la famille des portunidés, il peut atteindre une largeur de carapace supérieure à 24 cm et un poids de plus de 2kg, on peut alors parler de crabes de grande taille. Sa taille moyenne dépend du sexe de l’animal, mais aussi des régions et des biotopes où ils se trouvent. Par exemple, dans les mangroves les femelles mesurent entre 6 et 17cm et les mâles entre 6 et 19cm, alors qu’en pleine mer la taille varie entre 10 et 19cm pour les mâles et 8 et 19cm pour les femelles. Le crabe de boue possède une croissance rapide pour atteindre sa taille à maturité, et s’adapte facilement aux variations de conditions de son milieu naturel à savoir les mangroves (salinité élevée, période sèche à marée basse...). Leur régime alimentaire dépend de leur âge : quand ils sont juvéniles ils sont omnivores et se nourrissent principalement d’algues, mais une fois adulte ils deviennent carnivores et vont alors se nourrir d’autres crustacés voire de leur congénère ou d’invertébré benthique (PRASAD et NEELAKANTAN, 1988 et THIMDEE et al., 2001).



Figure 40 – Crabe de *Scylla Serrata*, freepik

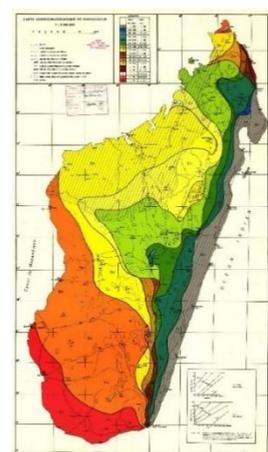
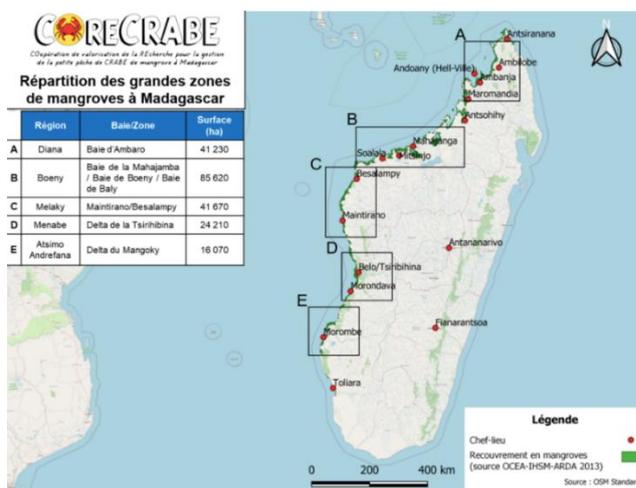
Pour étudier leurs mouvements, plusieurs méthodes ont été utilisées, par exemple selon BONINE (2008), utilise des boutons colorés qu’il colle sur leurs carapaces pour identifier et suivre le mouvement des individus. Même si cette méthode a donné de bons résultats, elle n’est pas réalisable à long terme à cause de la mue des crabes. Les principaux résultats de ces études montrent que les crabes adultes vivent dans les mangroves, mais que le comportement des femelles change après la ponte. Dans une étude avec une reproduction dans un bassin, LE RESTE (1976) a pu observer que la ponte avait généralement lieu 5 semaines après l’accouplement, et que les œufs restaient 6 jours dans l’abdomen de la femelle. Durant la période de frai, les femelles migrent au large pour pondre les larves qui ont besoin de conditions de vie plus stable pour se développer. On estime que les mouvements vers l’aval s’effectuent pendant les marées descendantes et que les mouvements vers l’amont ont lieu pendant les marées montantes (HILKE

¹⁵ Portunidé : Famille de crabes composée de crabes nageurs, dont la dernière paire de pattes a généralement l’articulation terminale aplatie comme une pagaie ce qui leur permet d’être un bon nageur. Cette famille a été identifiée par Constantine Samuel Rafinesque en 1815.

Alberts-Hubatsch, 2015). Après une période d'en moyenne 15 jours les œufs vont éclore et donner naissance à des larves au stade zoé¹⁶. Ces larves vont dériver en fonction des courants marins et se rapprocher peu à peu des eaux saumâtres côtières tout en se transformant en mégalope¹⁷. On voit donc clairement que le crabe de *Scylla Serrata* possède une aire de ponte précise et une nurserie où les larves vont y vivre puis rejoindre les adultes. Cette différence de milieu de vie en fonction de l'âge s'explique par une différence de besoin en alimentation, mais aussi d'un besoin d'une protection accrue des prédateurs plus les crabes sont jeunes. De plus les crabes sont des cannibales, avant de rejoindre les adultes, les jeunes doivent donc atteindre un certain gabarit pour ne pas être dévorés par ses congénères plus grands.

- Interactions écologiques avec les mangroves

Le crabe de *Scylla Serrata* est une espèce qui vit dans les mangroves. Les mangroves sont des forêts qui poussent généralement dans des zones d'estrans. Les estrans sont constitués d'un mélange d'eau douce et d'eau de mer. Elles forment ainsi une zone de transition entre les environnements terrestres et marins. La surface des mangroves de Madagascar représente près de 0,5% de la surface totale de Madagascar et 3% de ses forêts. Néanmoins elle représente près de 20% des mangroves africaines et 30% des mangroves de l'océan Indien occidental, faisant d'elle la deuxième plus grande zone de mangrove dans cette région. À Madagascar les mangroves sont principalement situées sur la côte Ouest, mais elles présentent toutes des contextes écologiques différents. En effet, le climat sur l'île est très varié comme on peut le voir sur la carte ci-dessous. Le nord-ouest de l'île connaît un climat plus tropical avec des saisons de pluies plus intenses. Au sud-ouest de l'île, le climat est beaucoup plus sec et pendant la saison des pluies, la zone ne dépasse pas 75 jours de pluie. On distingue 5 zones concentrant des mangroves à savoir les régions de Diana, Boeny, Melaky, Menabe, Atsimo Andrefiana. La région de Boeny, au Nord-Ouest de l'île concentre le peuplement de mangrove le plus important. Avec ces différences de climat entre les zones, le stock de crabes est différent en fonction des régions. La croissance des crabes sera plus rapide dans les zones sèches, où la température de l'eau varie moins. Les classes de tailles seront par conséquent différentes tout comme la dynamique du stock. En effet selon Heasman (1980), la croissance optimale du crabe de mangrove a lieu dans une eau à 27°, en effet dans son étude il a démontré que les mues avaient lieu plus régulièrement dans une eau autour de 27°.



¹⁶ Zoé : Forme larvaire précoce et pélagique des crustacés décapodes

¹⁷ Mégalope : Nom donné au dernier stade larvaire ou au premier stade post-larvaire de certains crustacés décapodes.

En plus de ces différences biologiques, les techniques d'exploitation du crabe de mangrove ne se sont pas développées de façon identique dans toutes les régions de production, pour plus de détail cf. la section suivante.

II. L'exploitation du crabe de mangrove

- Zone de production

Aux vues des différences biologiques et des différences d'exploitations, nous avons décidé de calibrer notre modèle par zone afin d'avoir une représentation plus réaliste de la pêcherie. Le projet CoreCrabe distingue 4 zones de pêche, à savoir les zones BATAN, BOENY, MENABE et MOROMBE, représenté par la carte ci-dessous. Avec le temps limité de notre étude et des données disponibles à ce moment, nous avons décidé de nous concentrer sur la calibration de la zone de Mahajanga, car c'est dans cette zone que l'exploitation du crabe de mangrove s'est historiquement développée et c'est à cet endroit que l'exploitation y est la plus intense. Nous détaillerons dans les paragraphes suivants l'exploitation du crabe de mangrove dans la zone de Boeny.

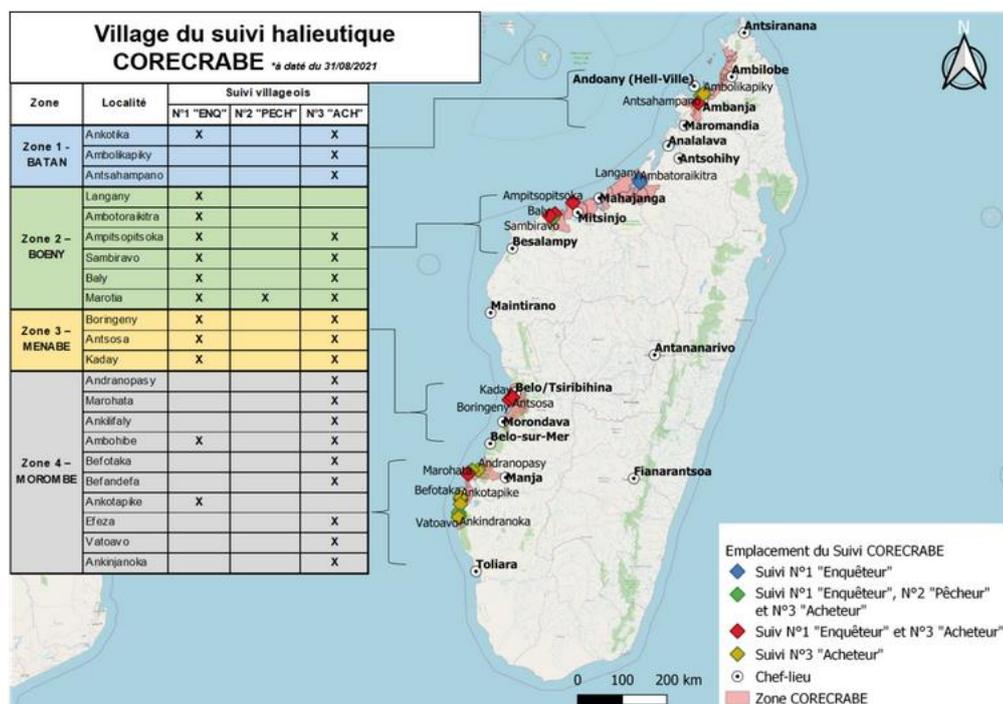


Figure 43 - Zone d'exploitation du crabe de mangrove – CoreCrabe

La zone Boeny, se situe au nord-ouest de l'île et concentre le plus grand peuplement de mangroves de Madagascar. Cette région est dotée d'une capacité touristique et économique importante, constitue une des premières régions crevettière de Madagascar. La société REFRIGEPECHE-OUEST, a été la première société à Madagascar qui achetait des crabes directement auprès des pêcheurs en 1984 dans la zone de Boeny, ce qui en fait historiquement la première zone où la filière du crabe s'est développée dans les années 1980. Afin de simplifier le ramassage de crabe, la société développe peu à peu un circuit de collecte, et va même jusqu'à distribuer des engins de pêche aux pêcheurs pour augmenter implicitement ses rendements en augmentant ceux des pêcheurs. La zone de Boeny est par conséquent au cœur de la filière du crabe, car c'est partir de cette zone que la filière du crabe s'est développée.

Pour simplifier la représentation de cette région, le projet CoreCrabe distingue dans la zone de Boeny, deux sous-zone d'exploitation à savoir **Mahajamba** et **Soalala**. La baie de Mahajamba située au nord-ouest de Mahajamba, constitue la plus grande zone de mangrove de Madagascar, mais aussi la zone où les mangroves ont été le plus dégradées en l'espace de 10 ans (WWF, 2019). L'accès à cette baie se fait uniquement par voie maritime en saison des pluies, et difficilement par voie terrestre en saison sèche. La zone de Soalala se décompose en trois zones de mangrove : le delta de la Mahavavy, la baie de Marambity et la baie de Baly. Dans cette région la pêche est accessible par voie maritime toute l'année et par voie terrestre en saison sèche

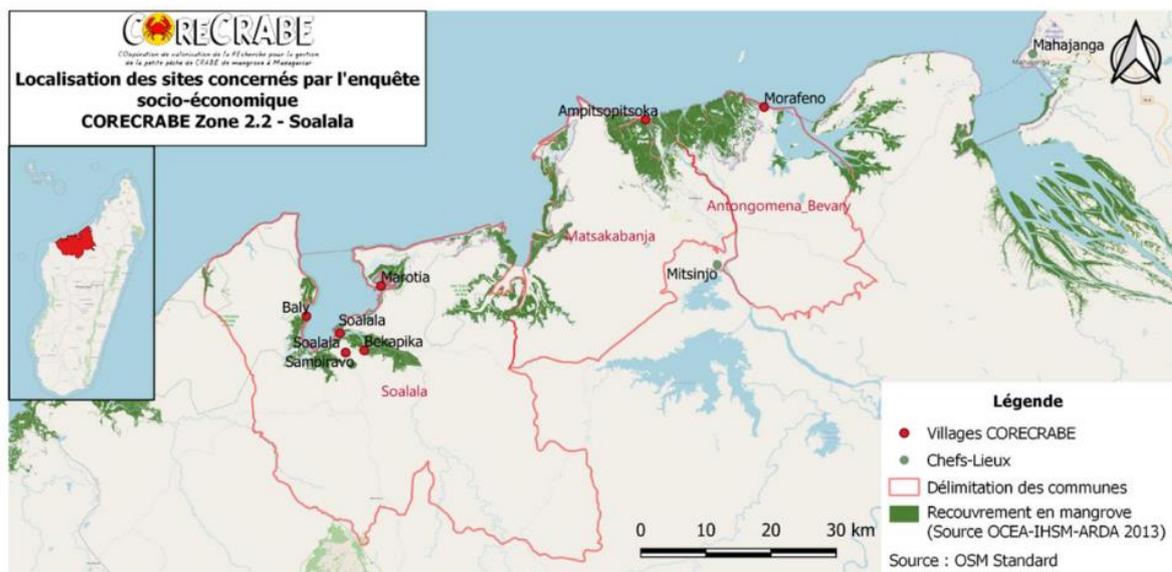


Figure 44 - Zoom sur la zone d'exploitation Boeny *mettre autre carte*

- Technique de production

Les pratiques de pêche dans cette filière sont restées traditionnelles, mais certaines techniques plus récentes se sont développées. Peu importe le type de technique de pêche utilisé, les pêcheurs se déplacent généralement à pied ou en pirogue non motorisée. Du côté des techniques traditionnelles, la méthode la plus répandue est le crochet, ce dernier s'utilise uniquement à marée basse par des pêcheurs à pied. Le crochet est attaché au bout d'un bâton et est destiné à extraire les crabes de leurs terriers. Une fois introduits dans le fond du terrier, les crabes se défendent en pinçant le bâton, c'est à ce moment que les pêcheurs remontent le crochet avec le crabe au bout du bâton. Cette méthode nécessite une bonne condition physique et peu d'investissement de la part des pêcheurs, mais elle est dévastatrice, car elle endommage fortement les terriers des crabes qui sont connus pour être leurs lieux d'accouplement. De plus, si le crochet n'est pas bien utilisé il peut fortement blesser le crabe en lui arrachant ses pattes (SmartFish, 2014), un guide des bonnes pratiques a été établi et diffusé par SmartFish pour diminuer le taux de mortalité post capture. Même si le crochet est un des outils qui abîment le plus les crabes, pour les pêcheurs ils comportent plusieurs avantages non négligeables. En effet, il permet d'estimer facilement la taille du crabe au fond du terrier en le touchant avec le crochet. Cet outil est l'un des engins de pêche avec une durée de vie la plus longue et peut durer plusieurs années, l'investissement est donc moindre. Enfin les pêcheurs peuvent adapter la forme du crochet s'il est en fer en fonction du terrier. Mais cette technique demande un effort considérable vis-à-vis des autres techniques de pêche. Par conséquent, les pêcheurs utilisent généralement le crochet par dépit quand la technique de la balance n'est pas encore développée dans leurs villages ou quand ils n'ont pas assez de moyens pour se procurer

d'autres engins de pêche. Généralement, les pêcheurs partent avec 2 crochets de longueurs différentes qu'ils utilisent en fonction de la longueur des terriers.



Figure 45 - Pêcheur utilisant deux crochets de longueur différente - CoreCrabe

La pêche à la palangre plus connue sous le nom de pêche à la ligne est une autre technique de pêche traditionnelle. Cette technique s'effectue généralement avec une pirogue dans des eaux à faible profondeur (4 à 8 mètres de fond) en fonction des marées. L'outil est composé d'une ligne avec un appât au bout, comme du poisson séché, et d'un flotteur de l'autre côté. Une fois que le crabe mord à l'appât, il ne lâche plus sa prise et peut donc être remonté en douceur à la surface par les pêcheurs. Les pêcheurs qui utilisent cette technique emmènent avec eux une dizaine de lignes qu'ils remontent régulièrement pour voir si un crabe a mordu à l'hameçon.



Figure 46 - Pêcheur utilisant la balance - CoreCrabe

Enfin, la dernière technique traditionnelle est la pêche à la raquette, utilisée par des pêcheurs à pied généralement durant la nuit. Les pêcheurs se mettent dans des zones avec une bonne visibilité pour voir les crabes se déplacer, la méthode ne demande pas de compétence particulière. Avec cette méthode, les pêcheurs devront se procurer une raquette, fabriquée avec des branches recourbées et un cordage. S'ils pêchent de nuit, ils devront aussi se fournir une lampe torche. Cette méthode est possible, car le crabe de mangroves fait partie d'une famille de crabes nageurs les portunidés.



Figure 47 - Pêcheur utilisant la raquette - CoreCrabe

Depuis l'arrivée des sociétés exportatrices dans les années 1980 de nouvelles techniques ont été développées. Elles sont réputées pour une meilleure rentabilité, mais surtout pour moins endommager les crabes lors de la capture. Mais ces méthodes nécessitent plus de financement de la part des pêcheurs, car elles s'utilisent généralement dans des eaux plus profondes et nécessitent donc une pirogue. La pêche à la balance s'effectue dans les estuaires ou dans les chenaux de mangrove avec une eau peu profonde (4 à 8 mètres de profondeur). Pour cette pratique, les pêcheurs utilisent un filet avec un cerceau en bois ou métallique qu'ils vont relier à une cordelette et un flotteur. La balance est ensuite plongée au fond de l'eau avec un appât pour piéger les crabes, après 15 minutes les pêcheurs tirent sur la cordelette pour remonter la balance ce qui emprisonne les crabes qui sont à l'intérieur. Les pêcheurs utilisent ensuite une raquette pour évacuer les crabes pris au piège. Cette pratique est facilement réalisable et demande moins d'efforts que certaines pêches traditionnelles, les pêcheurs peuvent donc poser plusieurs balances lors d'une sortie. Ce dispositif peut être amélioré, on parle alors de double-balance, un deuxième cerceau est alors ajouté de l'autre côté pour éviter que les crabes s'échappent lors de la remontée.



Figure 48 - Pêcheur utilisant une balance - WWF



Figure 49 - Pêcheur utilisant une double balance - CoreCrabe

Enfin, la dernière technique qui peut être utilisée est la pêche à la nasse, principalement utilisée dans le nord-ouest de l'île. Elle est fabriquée à partir de fibre végétale en forme cylindrique, mais avec une ouverture sur le côté pour que les crabes puissent rentrer. Les pêcheurs vont généralement dans des eaux plus profondes, mais utilisent la nasse de la même manière que la balance, en la plongeant dans l'eau. Cependant, elle reste immergée plus longtemps, environ 1 heure, pour que les crabes aient le temps de rentrer dans la nasse.



Figure 50 - Modèle de nasse utilisée dans la région d'Ambanja - CoreCrabe

Ces techniques ne sont pas diffusées de la même manière en fonction des régions, par exemple les casiers sont surtout utilisés dans la région de Boina. Une tentative de développement des casiers aux autres régions a vu le jour en 2009, mais les résultats n'ont pas été concluants. Les activités de pêche ne sont par conséquent pas homogènes, ce qui nous conduit à des exploitations différentes en fonction du contexte géographique. Au sein même de la zone Boeny, les techniques de production ne se sont pas développées au même rythme : par exemple au niveau Soalala, le crochet s'est fortement développé dans la baie de Marambitsy alors que dans le delta de Mahavavy c'est la balance qui domine.

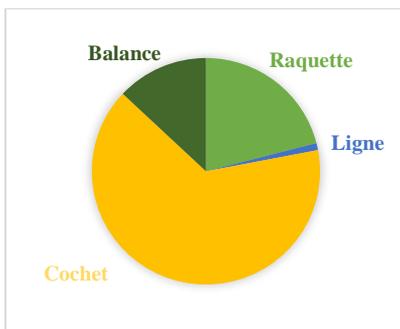


Figure 51 - Estimation de la répartition des pêcheurs en fonction des engins utilisés dans la baie de Marambitsy - CoreCrabe

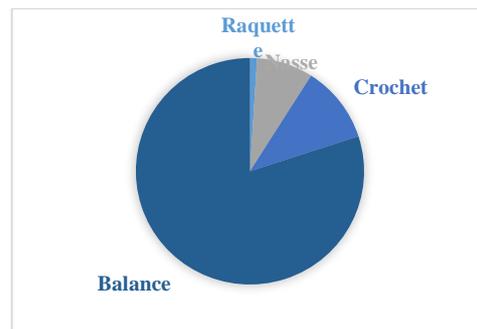


Figure 52 - Estimation de la répartition des pêcheurs en fonction des engins utilisés dans le delta de Mahavavy - CoreCrabe

III. Approvisionnement de la chaîne de valeur

- Approvisionnement de la chaîne de valeur : les étapes de la commercialisation

Avant d'arriver à sa destination finale, le crabe passe par plusieurs étapes et entre les mains de plusieurs acteurs. Ce circuit est différent en fonction des zones puisqu'au sud de Madagascar il n'y a pas d'exportation de crabe vivant. Les crabes vivants qui sont exportés proviennent uniquement de la zone de Boeny et sont exportés uniquement par des sociétés exportatrices chinoises.

Dans cette partie nous détaillerons chaque maillon de la chaîne d'approvisionnement du crabe de mangrove : dans un premier temps, le crabe est pêché par les pêcheurs. On peut différencier deux catégories de pêcheurs à savoir les résidents ou les saisonniers. En effet, avec la valorisation accrue du crabe de mangrove on peut observer un phénomène de migration de certains acteurs qui quittent temporairement leur zone avec une forte pauvreté pour aller vers des zones de mangroves moins pauvres.

Ces acteurs viennent dans les mangroves pour pêcher pendant une certaine période, par conséquent durant cette période ils pratiquent uniquement la pêche. Dans notre étude nous qualifierons de saisonniers, tous les acteurs qui restent dans la pêcherie moins de 6 mois pendant la saison haute . Au-delà de 6 mois dans la pêcherie, les pêcheurs sont considérés comme des résidents. C'est une stratégie de subsistance pour des personnes qui vivent loin des zones de pêcherie. A contrario, les pêcheurs résidents ont la possibilité d'alterner entre plusieurs activités, généralement la pêche et l'agriculture. Cette possibilité de pluriactivité donne aux résidents différents coûts d'opportunités¹⁸ en fonction de l'activité choisie. La rentabilité de la pêcherie est donc au cœur du choix des résidents. Ce coût d'opportunité existe aussi chez les résidents, mais avant la migration, puisqu'ils choisissent avant de partir la pêche dans une autre zone au lieu de continuer l'agriculture.

Les crabes passent ensuite entre les mains du mareyeur qui est un intermédiaire entre le pêcheur et le collecteur, mais il peut aussi commercialiser les crabes. Les mareyeurs possèdent généralement un capital élevé pour payer en avance la moitié de la somme dû aux pêcheurs, le reste étant régularisé à la fin de la vente du mareyeur. Mais pourquoi a-t-on besoin d'un mareyeur ? Du côté du pêcheur, le passage du mareyeur permet d'avoir l'argent directement en comparaison à la situation où il doit attendre l'arrivée du collecteur. Mais cette 'transaction/agent' supplémentaire entre le pêcheur et le collecteur reste un manque à gagner pour le pêcheur, car il diminue sa marge par rapport à la situation où il vend directement ses crabes sur le marché (environ – 20% de marge). Pour le collecteur, le mareyeur est un gain de temps, car il lui évite de devoir aller démarcher plusieurs pêcheurs, il se rend donc uniquement à quelques points de collecte.

Auparavant les sociétés d'exportations collectaient elles-mêmes les crabes aux mareyeurs pour les revendre par la suite, mais peu à peu elles ont arrêté. C'est alors qu'un nouveau métier s'est créé celui de collecteur, qui constitue un des éléments principaux de la chaîne de commercialisation puisqu'ils s'occupent de la livraison des crabes jusqu'aux usines d'exportations, aux grossistes ou encore aux détaillants encore actifs sur le marché local. Les crabes vont ensuite être vendus soit par des vendeurs locaux soit par des sociétés exportatrices. Les sociétés d'exportations sont les principaux acheteurs des collecteurs, puisqu'ils représentent environ 80% de leurs ventes, les collecteurs sont donc fortement influencés par leurs demandes. Les vendeurs vendent généralement leurs produits sur les marchés locaux avec comme produit le plus vendu les crabes frais qu'ils soient nettoyés ou non de leur boue. Les crabes congelés sont quant à eux vendus dans les supermarchés ou les poissonneries.

À la fin de la chaîne, on retrouve les sociétés exportatrices, c'est à ce niveau-là que les zones de pêche se différencient. En effet à Morombe il n'y a pas d'export de crabe vivant, mais uniquement de l'export de crabes congelés. A contrario, dans la zone de Boeny on exporte du crabe vivant, mais aussi du crabe congelé. La plus grosse partie des crabes vivants est exportée à l'étranger alors qu'une petite partie des crabes congelés est destinée au marché local. Les crabes congelés sont exportés par conteneur frigorifique par bateau via généralement le port de Mahajanga. Dans ce cas on peut parler de circuit court les pêcheurs et mareyeurs qui se situent près de la côte ne passent pas forcément par un collecteur et vendent directement leurs ressources halieutiques à des usines d'exportations côtières. Concernant les crabes qui sont destinés à être vendus vivant, ils seront uniquement exportés via l'aéroport de la capitale, ici il n'y a pas de circuit court, car les collecteurs interviennent obligatoirement dans la chaîne pour arriver à l'usine d'exportation. Les crabes seront livrés par les collecteurs avec de la boue, ce sont les sociétés exportatrices qui se chargeront de livrer les crabes vivants à Antananarivo. Une fois arrivés là-bas, les crabes seront stockés dans des bassins pour être nettoyés puis expédiés par avion.

¹⁸ Coût d'opportunité : pertes auxquelles on renonce lorsqu'on fait un choix. Dans notre cas, les pêcheurs renoncent aux bénéfices de l'agriculture pour avoir les bénéfices de la pêche qu'ils jugent supérieurs.

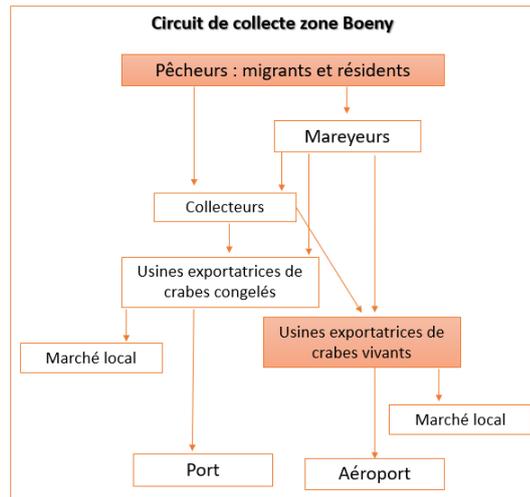


Figure 53 - Circuit de commercialisation des crabes de mangrove dans la zone Boeny

- Taux de mortalité post-capture

Même si la filière du crabe *Scylla serrata*, montre une bonne dynamique de développement, elle est touchée par une forte mortalité post-capture. Entre 2012 et 2014 le Programme SmartFish a réalisé plusieurs enquêtes du type MIEP pour estimer le taux de mortalité avant leur intervention. Il découvre alors que le taux de mortalité atteint environ 32%, et varie en fonction de la distance et l'accessibilité entre les lieux de pêche et les organismes de collecte, mais aussi de la destination finale des crabes. En période de forte pluie ce taux de mortalité augmente et peut atteindre plus de 45%, puisque les crabes vivent dans un milieu avec une forte salinité, l'eau de pluie les intoxique. La filière est donc à l'origine d'un gaspillage important de ressource naturelle, car les crabes peuvent être vendus uniquement vivants, car une fois mort ils libèrent une toxine. Pour les mêmes raisons, les crabes morts ne peuvent pas être donnés aux bétails. De ce fait, ils sont difficilement stockables comparés aux autres produits halieutiques comme le poisson qu'on peut par exemple sécher pour augmenter son temps de conservation. Il existe plusieurs raisons à cette forte mortalité :

- Le déroulement de la collecte et la forte manipulation des crabes entre la pêche et la livraison finale sont 2 facteurs très importants. Surtout pour certaines zones qui sont très éloignées et difficilement accessibles ou le temps entre la pêche et la livraison finale peut durer jusqu'à 7 jours.
- On a une inadéquation des moyens de stockage et de transport, les crabes sont souvent écrasés entre eux à cause de l'entassement ou des sacs utilisés.
- La boue utilisée pour le transport des crabes est souvent de mauvaise qualité, ils vont alors s'étouffer à cause de cette mauvaise qualité, mais aussi du manque d'arrosage en eau salée.
- Le ficelage des pinces des crabes se fait assez tardivement, en effet certains pêcheurs repoussent cette action voir attendent la veille de la livraison au sous-collecteur. Or les crabes sont carnivores et cannibales, par conséquent ils ont tendance à se blesser entre eux et à augmenter le taux de mortalité.
- La commercialisation de crabe sans pinces mutile les crabes, les rendant plus vulnérables à la mort.

Cette mortalité élevée à plusieurs conséquences négatives sur la filière crabe, comme une exploitation peu rationnelle de ces ressources, mais aussi une diminution de la valorisation des captures. On enregistre aussi une perte de revenus pour tous les acteurs de la filière, il y a donc un réel manque à gagner au niveau local et national. Le Programme SmartFish va alors se fixer comme objectif de diminuer ce taux de mortalité d'au moins un tiers avant la fin de 2015. Mais pour qu'il soit atteint, il

faut réussir à vulgariser de manière efficace les solutions trouvées. Pour cela ils vont préparer un kit de vulgarisation et de sensibilisation avec un manuel technique comme composante principale. Attention ce manuel doit pousser les agents à identifier de nouvelles solutions pour diminuer le taux de mortalité. Il existe d'autres solutions simples à mettre en place pour diminuer ce taux, comme éviter de ramasser ou de transporter les crabes durant les périodes de fortes pluies ou du moins les protéger de la pluie durant les transports avec des bâches. On peut aussi arroser les crabes avec de l'eau de mer pendant les transports ou les transporter dans des viviers. Il ne faut pas trop entasser les sacs contenant les crabes durant le transport. Enfin il ne faut pas dépasser une trop forte concentration de boue enrobant les crabes pour qu'ils ne s'étouffent pas, et choisir un type de boue adéquat.

IV. Gouvernance

Auparavant, la gestion du secteur halieutique était entre les mains d'un ministère regroupant la pêche et l'agriculture, mais cette gestion a ensuite été confiée au ministère de la Pêche et de l'Économie Bleue MPEB. Ce dernier a pour rôle de coordonner l'ensemble du développement de la filière et de créer des mesures pour lutter contre la surexploitation des ressources halieutiques, dans les trois segments de pêche identifiés à Madagascar à savoir la pêche traditionnelle, la petite pêche et la pêche industrielle (loi n° 2015-053 portant sur le Code de la pêche et de l'aquaculture). Des Directions Régionales ont été implantées pour vérifier la bonne mise en pratique des politiques sur les ressources halieutiques. Avant cette hausse brutale des captures en 2013, la pêche de crabe de mangrove était reconnue comme une pêche traditionnelle, la ressource était donc en libre-service pour tous les citoyens malgaches. Il y avait seulement un traité datant de 2006 créé par l'ancien ministre de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pêche (n°16365/2006), qui régulaient l'exploitation des crabes de mangrove. Dans ce texte, on retrouvait notamment une taille limite de capture correspondant à 10 cm, mais aussi l'interdiction de l'exploitation de crabes mous, après la mue, ou de femelles œuvées. À la suite du fort engouement pour le crabe de mangrove en 2013, le MPRH a mis en place plusieurs mesures pour éviter la surexploitation de la ressource sans avoir fait d'analyse biologique du cycle de vie du crabe de mangrove. Un arrêté a alors été créé en 2014 (arrêté n°32102/2014), limitant ainsi les captures annuelles à 5000 tonnes, et un total d'exportation plafonné à 4 250 tonnes. Cet arrêté a aussi modifié la taille minimale des captures, qui est passée à 11 cm. En réalité on peut voir que ces mesures n'ont pas été respectées puisque depuis 2013 les captures totales annuelles dépassent la limitation de 5 000 tonnes. De plus, nous savons que les pêcheurs ne relâchent pas les crabes de moins de 11 cm et les revendent sur les marchés locaux, ou les utilisent pour leurs propres consommations. Même sur le marché de l'export on enregistre des ventes de crabe de moins de 11 cm. Les pêcheurs affirment bien vouloir respecter la taille minimale de pêche seulement si le prix du crabe est plus élevé ou s'il existe des activités alternatives. Une période de fermeture des pêches a aussi été instaurée par la suite par l'arrêté n°14274/2019 en 2019, qui stipule une fermeture des pêches entre le 10 août et le 31 octobre. En 2020 cet arrêté est modifié (arrêté n° 22.529/2020), la fermeture nationale sera désormais effective à partir du 15 octobre pour une durée de 2 mois. Ainsi toutes formes de pêches, de ventes, d'achats et d'exportations peu importe sa forme (congelé, vivant, morceaux...) est interdite par la loi. En réalité cette fermeture est respectée sur le marché d'exportation de crabes, car on n'exporte aucun crabe pendant cette période, mais elle n'est pas totalement respectée sur le marché national. Cependant, en interdisant les exportations, le prix du crabe diminue ce qui réduit fortement les captures illégales.

Pour contrôler les exportations, des permis de collectes et d'exportation ont été mis en place par le MPRH. En 2011 (avant l'arrêté sur l'export) selon les Autorités Sanitaires Halieutiques, on comptait 20 sociétés qui s'occupaient de l'exportation des (parmi 43 sociétés d'exportation de ressources halieutiques). En 2020, les licences d'exportation ont été attribuées à seulement 5 entreprises d'exportations chinoises telles que Mapro Sud, Santi Import-Export... Les autres opérateurs ont protesté du manque de transparence du choix du gouvernement. En effet, aucun critère de sélection concernant

la distribution des permis n'a été mis à disposition des autres sociétés pour qu'elles puissent s'améliorer. Les sociétés qui n'ont pas eu de licence d'exportation pointent le doigt sur ce monopole Chinois, qu'ils accusent être le résultat d'une mauvaise gouvernance. De plus, le monopole chinois baisse les prix d'achat du crabe, ce qui met en péril la survie des acteurs en dessous de la chaîne. En effet en 2017 les collecteurs et mareyeurs pouvaient vendre le kilo de crabe pour 16 000 ariarys, en 2019 ce kilo valait seulement 7 000 ariarys. Concernant les collecteurs et les mareyeurs, ils doivent obtenir une autorisation pour vendre les crabes dans une certaine zone. Pour pouvoir prétendre au titre de mareyeur, les agents doivent posséder une carte de collecte, mais aussi payer une redevance annuelle de 20 000 Ariary (SmartFish, 2012) (env. 7 €). Les collecteurs doivent disposer d'un permis de collecte pour avoir le droit de vendre les crabes, qui coûte environ 210 440 000 Ariary (env.157€). En 2011 on comptait 32 collecteurs ayant obtenu leurs permis de collecte de crabe répartis dans les 4 zones principales de production de crabes. Les collecteurs possèdent un permis original et une copie qu'ils peuvent donner à un sous-collecteur. Ces trois acteurs fonctionnent de manière plutôt informelle avec peu d'employés et peu d'investissement, ils font généralement avec les moyens du bord.

Annexe 2 – Fonction de croissance

Initialement, nous avons prévu de paramétrer deux zones de pêche, mais avec le manque de temps et de données nous avons décidé de nous concentrer sur Boeny. Cependant nous avons calculé les fonctions de croissances des deux zones, il nous a semblé légitime de garder l'explication des calculs pour les deux zones.

La température de l'eau joue un rôle important sur la croissance des crabes puisqu'une eau d'en moyenne 27° favoriserait la fréquence des mues (Heasman 1980). Par conséquent, nous avons retenu des fonctions de croissance différentes en fonction des zones étudiées, puisque la température de l'eau n'est pas identique dans les deux régions. Concernant la zone de Morombe, nous avons pris la fonction de croissance des travaux de Delathière (1990), car il a étudié des crabes en captivité dans des bassins avec une température moyenne de 26°. C'est une température qui se rapproche de la réalité de Morombe puisqu'il y a seulement 4 mois dans l'année où la température moyenne de l'eau est inférieure à 26°. Pour la zone de Boeny, nous avons utilisé la fonction de croissance optimale de Heasman (1980) où la température moyenne de l'eau des crabes en captivité était à 27°. À Mahajanga la température moyenne de l'eau ne descend pas en dessous de cette température optimale, mis à part entre juillet et septembre, on a par conséquent des conditions suboptimales de croissance pendant ces 3 mois.

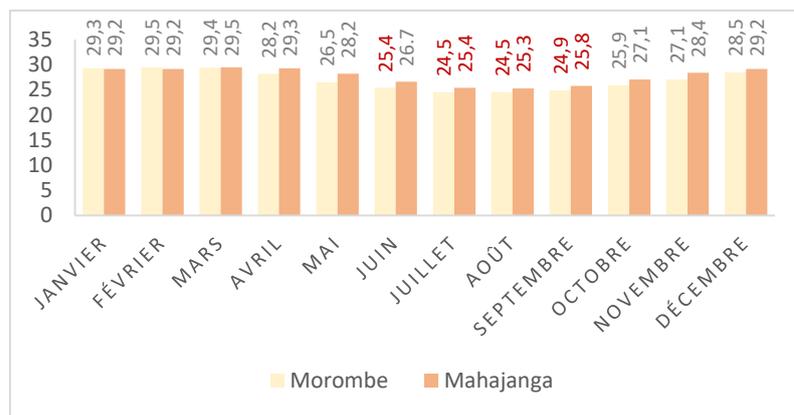


Figure 54 - Température de l'eau moyenne à Morombe et Mahajanga ,
Source de données : Climate-data.org

- **Zone Mahajanga : Fonction de croissance Heasman (1980)**

Dans son étude, Heasman (1980) a pu déterminer une estimation de la croissance optimale des crabes de mangrove. Par souci de simplification, il a négligé l'hypothèse d'avoir une croissance différente entre les mâles et les femelles, et a donc obtenu une croissance optimale moyenne des deux sexes. Nous gardons cette hypothèse, car la différence de croissance entre les mâles et les femelles sera prise en compte plus tard dans le modèle grâce à la relation taille-longueur qui est différente selon le sexe.

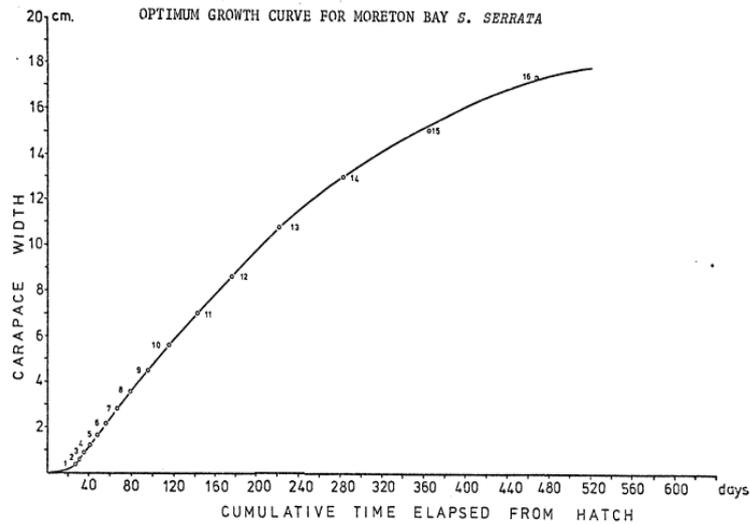


Figure 55 – Courbe de Croissance optimale du Crabe de *Scylla Serrata* dans la Baie de Moreton, Heasman (1980)

Pour intégrer cette fonction de croissance dans notre modèle, il faut trouver l'équation de la régression de cette courbe. À l'aide du logiciel R et des packages `graphics` et `stats`, nous obtenons le résultat suivant :

Tableau 17 – Point de la fonction de croissance optimale de Heasman (1980)

Jour	Cm
27	0,364
31	0,6
36	0,89
41	1,23
48	1,65
56	2,17
67	2,76
79	3,55
95	4,49
116	5,58
142	6,94
176	8,59
221	10,77
283	12,96
365	15,15
468	17,34

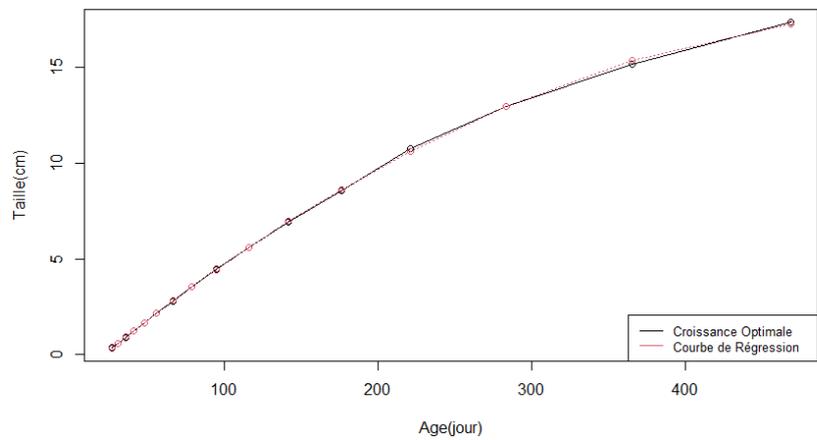


Figure 56 - Fonction de croissance optimale, Source de données : Heasman (1980)

```

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    -1.435e+00  4.626e-02  -31.01  1.42e-13 ***
poly(Jour, 2, raw = TRUE)1  6.745e-02  6.023e-04  111.99  < 2e-16 ***
poly(Jour, 2, raw = TRUE)2  -5.879e-05  1.301e-06  -45.20  1.11e-15 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.08153 on 13 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.9998,    Adjusted R-squared:  0.9998
F-statistic: 3.41e+04 on 2 and 13 DF,  p-value: < 2.2e-16

```

Figure 57 - Coefficient courbe de régression de la croissance optimale, Heasman (1990)

Les coefficients de la régression sont significatifs, nous avons pu en déduire par conséquent la fonction de la courbe de régression :

$$Cm = -0.00005879 * \text{jour}^2 + 0.06745 * \text{jour} - 1.435$$

Grâce à cette fonction, nous avons pu obtenir une nouvelle courbe avec plus de points que nous avons rentré dans Vensim. Par la suite, le logiciel a fait une interpolation linéaire entre chaque point.

Tableau 18 – Point de la courbe de régression de la croissance optimale de Heasman (1980)

Jour	Cm
27	0.3432921
54.52632	2.0680103
82.05263	3.7036384
109.57895	5.2501764
137.10526	6.7076242
164.63158	8.0759819
192.15789	9.3552494
219.68421	10.5454269
247.21053	11.6465141
274.73684	12.6585113
302.26316	13.5814183
329.78947	14.4152351
357.31579	15.1599618
384.84211	15.8155984
412.36842	16.3821449
439.89474	16.8596012
467.42105	17.2479673
494.94737	17.5472434
522.47368	17.7574292
550	17.8785250

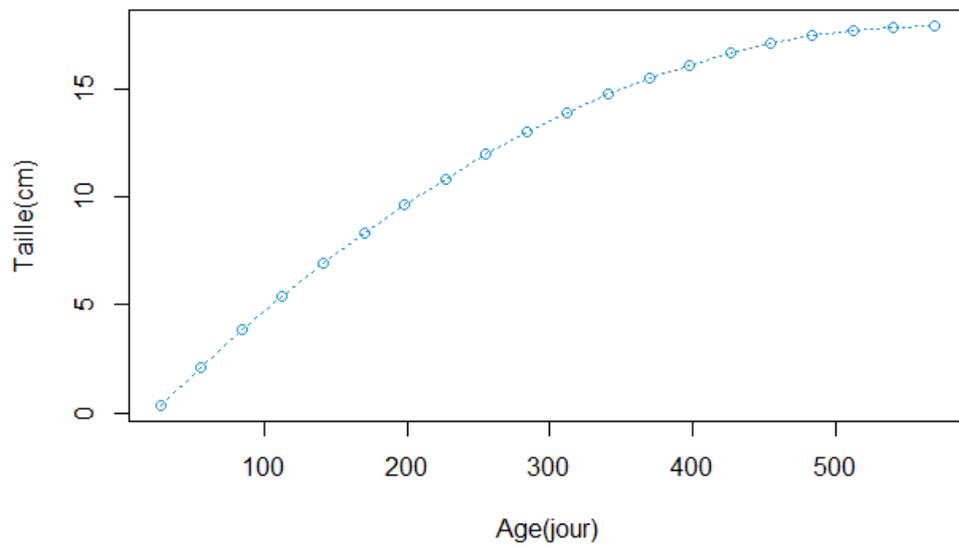


Figure 58- Courbe de Régression de la fonction de Croissance Optimale, Source de données : de Heasman (1990)

- **Zone Morombe : Fonction de croissance Delathière (1990)**

Dans son rapport, Delathière a tracé, grâce aux données obtenues de son élevage de crabes, la courbe de croissance théorique suivante. Il a aussi fait l'hypothèse que la croissance était identique

entre les deux sexes. Delathière n'a pas donné de points exacts dans son rapport puisque sa courbe de croissances est représentée par des paliers de croissances. Pour rentrer ces données dans un tableau nous estimer, en mesurant à l'aide d'une règle, l'âge correspondant au milieu du palier comme représenté ci-dessous.

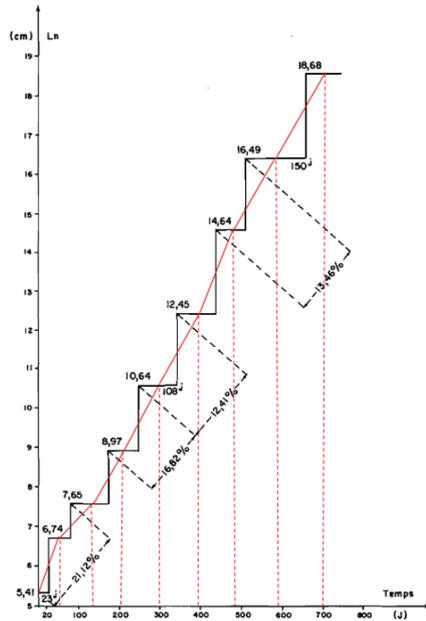


Figure 59- Croissance individuelle théorique en taille.
Données d'élevage d'avril 1987 à février 1989, Delathière (1990)

Tableau 19 - Point de la courbe de croissance de Delathière (1990)

Jour	Cm
0	5.41
48	6.74
128	7.65
200	8.97
300	10.64
392	12.45
472	14.64
588	16.49
700	18.68

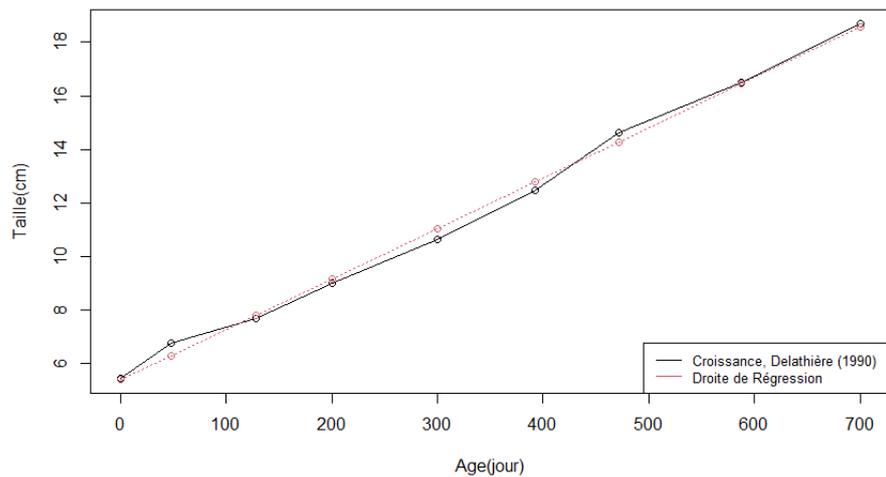


Figure 60 - Courbe de croissance du crabe de mangrove et sa droite de régression, Source de données : Delathière, 1990

```

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  5.559e+00  2.096e-01  26.530 1.89e-07 ***
poly(Jour, 2, raw = TRUE)1 1.682e-02  1.497e-03  11.237 2.97e-05 ***
poly(Jour, 2, raw = TRUE)2 2.995e-06  2.112e-06   1.418   0.206
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.2874 on 6 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.9971, Adjusted R-squared:  0.9961
F-statistic: 1017 on 2 and 6 DF, p-value: 2.544e-08

```

Figure 61 - Coefficient de la courbe de régression polynomiale de degrés 2 de Courbe de Croissance du crabe de mangrove (Delathière 1990)

```

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  5.3720780  0.1739808  30.88 9.65e-09 ***
Jour         0.0188548  0.0004474  42.14 1.11e-09 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3075 on 7 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.9961, Adjusted R-squared:  0.9955
F-statistic: 1776 on 1 and 7 DF, p-value: 1.105e-09

```

Figure 62 - Coefficient de la droite de régression de la croissance de crabe de Mangrove de Delathière (1990)

Comme nous pouvons le voir ci-dessus, les coefficients de la régression polynomiale de degrés 2 ne sont pas significatifs contrairement aux coefficients de la régression linéaire. Nous avons donc retenu une fonction de régression linéaire qui s'écrit de la manière suivante :

$$C_m = 0.0188 * \text{jour} + 5.372$$

Delathière a étudié des crabes dont la taille variait entre 5 cm et 12 cm ce qui implique que sa courbe de croissance théorique débute à 5.41cm. Cette représentation n'est pas réaliste, il faut par conséquent estimer l'âge des crabes mesurant 5,41cm pour résoudre ce problème. Grâce à l'équation de la droite de régression de la courbe de croissance de Delathière, nous connaissons la pente de cette régression qui est représentée par le coefficient directeur, à savoir 0.0188. Ce coefficient est équivalent tout au long de la courbe puisque nous avons une fonction linéaire. Nous allons comparer ce coefficient à celui de la courbe de régression de la courbe de croissance de Heasman au jour correspondant à 5.41cm. Nous avons, dans un premier temps, cherché grâce à la fonction de régression de la courbe de croissance de Heasman, l'âge d'un crabe qui mesure 5.4 cm :

$$5,4 = -0,000059 * 114^2 + 0,067 * 114 - 1,435$$

Selon la fonction de régression de la croissance optimale de Heasman, nous savons désormais qu'un crabe mesurant 5.4 centimètres a 114 jours. Le coefficient de la courbe de régression de Heasman à 114 jours correspond à :

$$Coeff_{H,114} = -2 * 0,000059 * 114 + 0,0674$$

$$Coeff_{H,114} = 0.054176$$

Pour rappeller le coefficient de la droite de régression de Delathière est identique sur toute la droite, et il est égal à :

$$Coeff_D = 0.0188$$

La différence de pourcentage entre ces deux coefficients est de :

$$\frac{0.0188 - 0.054176}{0.0188} = 1.8817$$

Nous avons appliqué ce pourcentage au nombre de jours correspondants, nous avons obtenu 214.5 jours ($114 * 1.887 = 214.5$). Ainsi nous avons obtenu un nouveau tableau de point le point 5,41 cm correspondait à un âge de 214.5 jours. Dans ce tableau nous avons rajouté 2 points, le premier correspondant au passage du stade larvaire au premier stade de crabe C1. Dans son rapport, Delathière a estimé que ce passage a lieu 21 jours après l'éclosion de l'œuf, à ce moment le juvénile mesurait 3.5 millimètres. On ajoute un dernier point correspondant à la taille maximale observée par Delathière et l'estimation de la durée de vie du crabe de mangrove. Un crabe de mangrove a une durée de vie allant de 3 à 5 ans au plus (Delathière, 1995), nous avons choisi une durée de vie moyenne de 4 ans. Les plus gros crabes que Delathière observe ne font pas plus de 20 centimètres. Avec ces changements on obtient la courbe de croissance et la courbe de régression suivante :

Tableau 20 - Point de la courbe de croissance arrangé de Delathière (1990)

Jour	Cm
21	0.35
214,5	5.41
262,5	6.74
342,5	7.65
414,5	8.97
514,5	10.64
606,5	12.45
686,5	14.64
802,5	16.49
914,5	18.68
1460	20

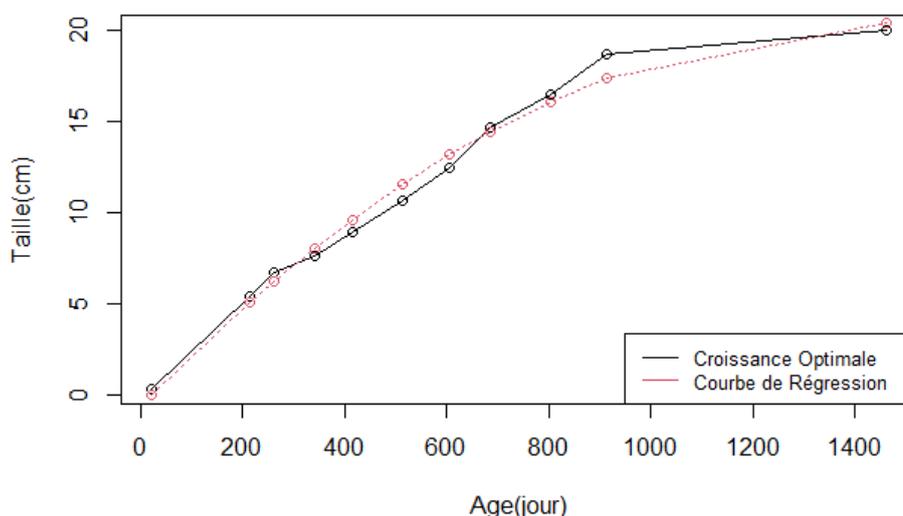


Figure 63 - Courbe de croissance reconstitué à partir des données empiriques de Delathière (1990)

Comme nous pouvons le voir sur la photo ci-dessous, les deux coefficients sont significatifs nous en avons déduit la fonction de la régression :

$$Cm = - 0.000009663 * jour^2 + 0.02846 * jour - 0.5509$$

```

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  -5.509e-01  5.915e-01  -0.931   0.379
poly(Jour, 2, raw = TRUE)1  2.846e-02  1.852e-03  15.364  3.20e-07 ***
poly(Jour, 2, raw = TRUE)2 -9.663e-06  1.202e-06  -8.037  4.22e-05 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.7337 on 8 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.9882,    Adjusted R-squared:  0.9852
F-statistic: 333.8 on 2 and 8 DF,  p-value: 1.965e-08

```

Figure 64 - Coefficient de la courbe de régression

Grâce à cette fonction, nous avons pu obtenir une nouvelle courbe avec plus de points que nous avons rentré dans Vensim.

Tableau 21 - Point de la courbe de régression de la croissance arrangée de Delathière (1990)

Jour	Cm
21.00000	0.04249862
93.57895	2.02773776
166.15789	3.91117327
238.73684	5.69280514
311.31579	7.37263337
383.89474	8.95065795
456.47368	10.42687890
529.05263	11.80129621
601.63158	13.07390988
674.21053	14.24471990
746.78947	15.31372629
819.36842	16.28092904
891.94737	17.14632815
964.52632	17.90992362
1037.10526	18.57171545
1109.68421	19.13170364
1182.26316	19.58988819
1254.84211	19.94626910
1327.42105	20.20084637
1400.00000	20.35362000

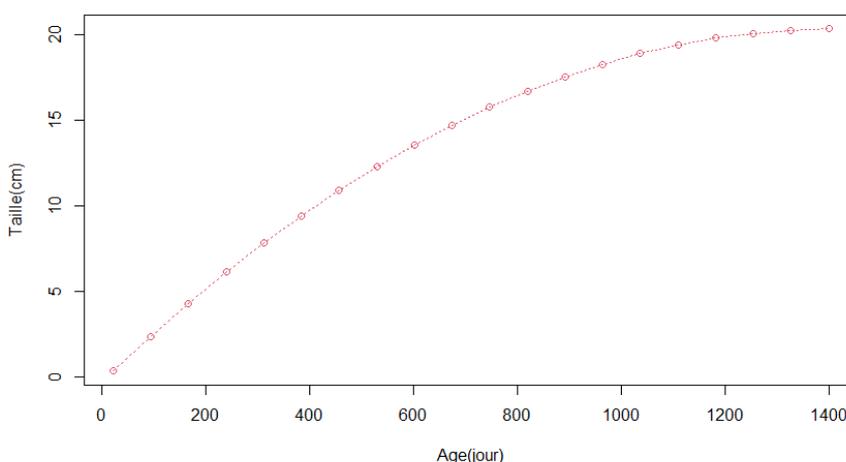


Figure 65 - Courbe de régression de la croissance arrangée de Delathière (1990)

On peut désormais afficher les deux régressions sur un graphique pour comparer les différences de croissances en fonction des régions. Nous nous sommes rendu compte que les deux fonctions de croissances étaient très éloignées, la courbe arrangée de Heasman (1980) est sûrement trop optimiste puisqu'en seulement un an les crabes atteignent déjà 15cm. A contrario la selon la courbe arrangée de

Delathière un crabe qui atteint 15cm est âgée de plus de 700 jours. Cette grande différence entre ces deux courbes nous a amenés à calculer deux nouvelles courbes intermédiaires.

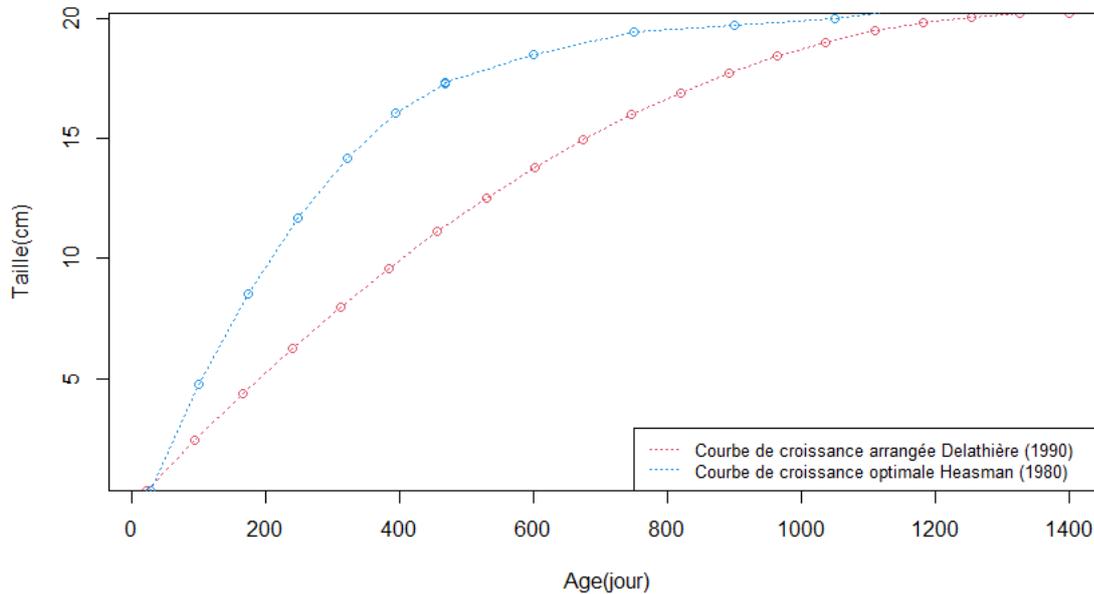


Figure 66 - Courbes de croissances arrangées des travaux de Delathière (1990) et de Heasman (1980)

- **Fonction de croissance intermédiaire : Zone Boeny**

À Mahajanga la courbe de Heasman est trop optimiste 3 mois de l'année, puisqu'entre juillet et septembre la température est en-dessous de 26°. Par conséquent nous avons combiné les deux courbes de croissance en leur donnant chacune un poids différent. Comme la courbe de Heasman est trop optimiste 3 mois dans l'année nous avons choisis de prendre 25% de la courbe de Delathière (3/12 = 0.25). Pour calculer cette courbe intermédiaire, nous avons dans un premier temps dérivé nos deux fonctions. Par conséquent le reste de la courbe sera tiré de celle de Heasman ce qui correspond à 75%.

$$Cm_H = -0.00005879 * jour^2 + 0.06745 * jour - 1.435$$

$$Cm'_H = 2 * -0.00005879 * jour + 0.06745$$

$$Cm_D = -0.000009663 * jour^2 + 0.02846 * jour - 0.5509$$

$$Cm'_D = 2 * -0.000009663 * jour + 0.02846$$

Pour calculer la droite de régression de notre nouvelle droite, nous avons dû trouver l'ordonnée à l'origine, pour cela nous avons multiplié l'ordonnée à l'origine des deux dérivées que nous venons de calculer par le poids qu'on veut leurs données pour notre courbe finale.

$$\text{Ordonnée à l'origine: } (0,02846 * 0,25) + (0,75 * 0,06745) = \mathbf{0.0577025}$$

Nous avons ensuite calculé le coefficient de la pente. Pour calculer ce coefficient, nous avons pris un des points les plus hauts de la courbe de Heasman proche du sommet de la parabole. L'abscisse de ce point correspond à 550 jours. Nous avons calculé, avec la dérivée de la fonction de Heasman, le couple de points correspondant à 550 jours :

$$Cm'_{H,550} = 0,00005879 * 2 * 550 + 0,06745 = 0.002781$$

Grâce à nos couples de points, P1 (0 ; 0.002781) P2(550 ; 0.002781), nous pouvons désormais calculer le coefficient de la pente.

$$\text{Coefficient pente: } \frac{0.002781 - 0.05770}{550 - 0} = -0.00009857$$

Nous avons pu en déduire la droite de régression de notre courbe intermédiaire que nous avons ensuite intégrée pour avoir une fonction polynomiale de degrés 2.

$$Cm_{Ma} = -0.00009857 * j + 0.0577025$$

$$CM_{Ma} = -0.0000499286 * jour^2 + 0.0577025 * jour - 1.435$$

Comme le sommet du polynôme est atteint à 550 jours, nous avons fait une interpolation manuelle sur le reste de la courbe jusqu'à 1400 jours. On obtient ainsi le tableau suivant qu'on a ensuite rentré dans Vensim lors de la modélisation.

Tableau 22 - Points finaux retenus de la courbe de croissance du crabe pour la zone de Boeny

Jour	Cm
31.0	0.3057961
64.5	2.0790958
98.0	3.7403307
131.5	5.2895009
165.0	6.7266064
198.5	8.0516471
232.0	9.264623
265.5	10.3655343
299.0	11.3543807
332.5	12.2311625
366.0	12.9958795
399.5	13.6485317
433.0	14.1891192
466.5	14.617642
500.0	14.9341
600	16
700	17
800	18
900	18.75
1000	19.3
1100	19.7
1200	20
1300	20.1
1400	20.1817

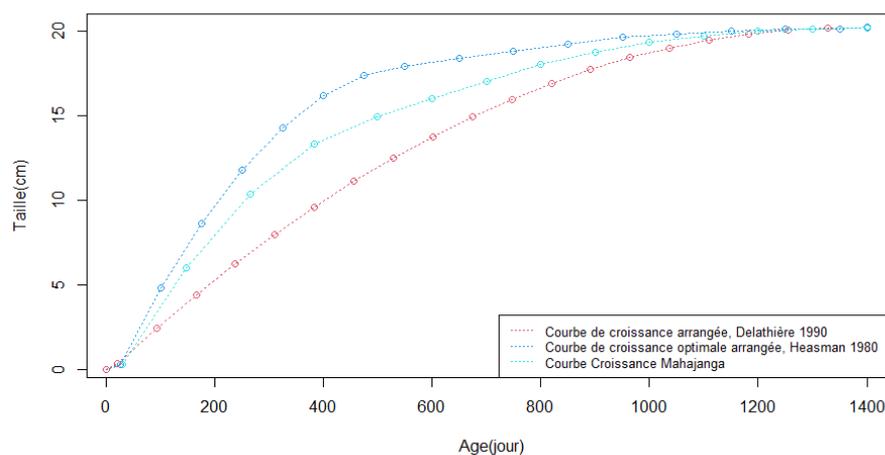


Figure 67 - Courbe de croissance finale pour la zone de Boeny intermédiaire entre les travaux de Delathière (1990) et Heasman (1980)

• **Fonction de croissance intermédiaire : Zone Morombe**

Dans cette zone, la fonction arrangée de Delathière est pessimiste la moitié de l'année puisqu'on a 6 mois ou la température est au-dessus de 27° (entre novembre et avril). Nous avons fait le choix de donner une part égale aux deux fonctions de croissances arrangées. Nous avons procédé de la même manière que pour la zone de Morombe en calculant dans un premier la droite de régression intermédiaire puis en l'intégrant. Pour cela nous avons calculé une nouvelle ordonnée à l'origine ou le poids de chaque courbe est identique.

$$\text{Ordonnée à l'origine: } (0,02846 * 0,5) + (0,5 * 0,06745) = 0.047955$$

Grâce à nos couples de points, A1(0 ; 0.047955) et A2(550 ; 0.002781), nous avons pu calculer le coefficient directeur :

$$\text{Coefficient pente: } \frac{0.002781 - 0.047955}{550 - 0} = -0.0000821345$$

Nous en avons déduit la droite de régression que nous avons par la suite intégrée :

$$Cm_{Mo} = -0.0000821345 * jour + 0.047955$$

$$CM_{Mo} = - 0.0000410673 * jour^2 + 0.047955 * jour - 0.5509$$

Nous avons fait une interpolation manuelle à partir de 480 jours pour les mêmes raisons que la zone Mahajanga. On obtient ainsi le tableau suivant qu'on a ensuite rentré dans Vensim lors de la modélisation. Le logiciel a ensuite fait une interpolation linéaire entre chaque point.

Tableau 23 - Points finaux retenus de la courbe de croissance du crabe pour la zone de Morombe

Jour	Cm
21	0.4389119
55.21429	1.9777001
89.42857	3.4249461
123.64286	4.7806498
157.85714	6.0448112
192.07143	7.2174303
226.28571	8.2985072
260.50000	9.2880417
294.71429	10.1860340
328.92857	10.9924840
363.14286	11.7073918
397.35714	12.3307573
431.57143	12.8625804
465.78571	13.3028614
500	13.6516000
600	15
700	16.2
800	17.2
900	18.2
1000	19
1100	19.5
1200	20
1300	20
1400	20.1817

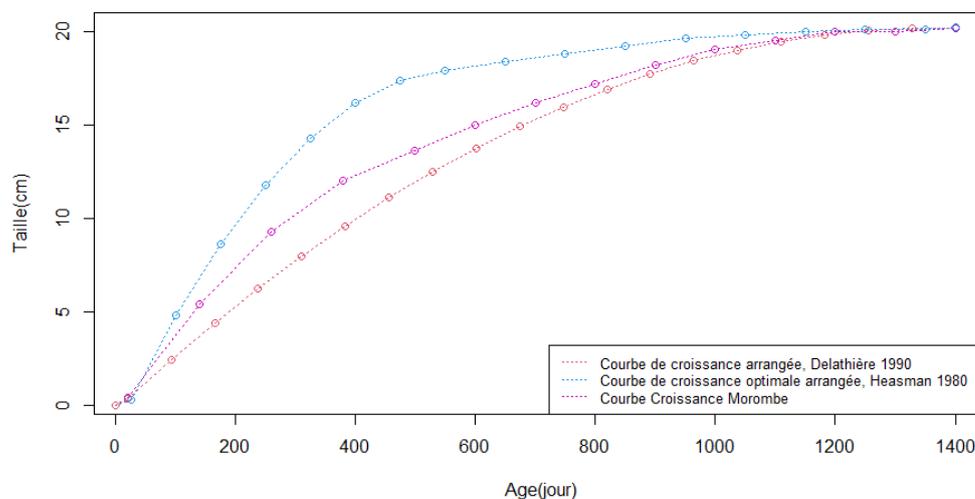


Figure 68 - Courbe de croissance finale pour la zone de Morombe intermédiaire entre les travaux de Delathière (1990) et Heasman (1980)

Annexe 3 : Paramètre d'ajustement des cohortes

Le paramètre d'ajustement des cohortes survivantes permet d'ajuster le niveau de la ressource au début de la simulation. En effet avant que la simulation ne commence nous avons l'effectif des cohortes de 3 années de simulation correspond à un total de 36 cohortes. Ces 36 cohortes ne sont pas impactées par la mortalité par pêche et ont par conséquent un nombre d'individus trop élevé. Pour corriger ce phénomène un paramètre est pris en compte lors du calcul du recrutement des cohortes survivantes : le paramètre d'ajustement des cohortes survivantes. Pour trouver ce paramètre, nous avons procédé par tâtonnement et regardé l'effet sur la biomasse totale. Ainsi nous avons testé plusieurs valeurs en commençant par 1 et en allant de 5 en 5 jusqu'à 20 (ici nous avons testé une situation sans gouvernance, tous les autres paramètres sont identiques à la partie calibration). Sur la figure n°32, la ligne rouge représente ce paramètre initié à 1, c'est-à-dire une situation sans correction. L'effet sans correction est tel que nous ne pouvons pas distinguer l'effet des autres ajustements, ce qui implique que ces cohortes nécessitent réellement une correction. L'effet de la correction du paramètre initié à 5 est aussi trop faible puisque comme nous pouvons le voir sur le graphique de droite, le début de la courbe verte reste trop haut.

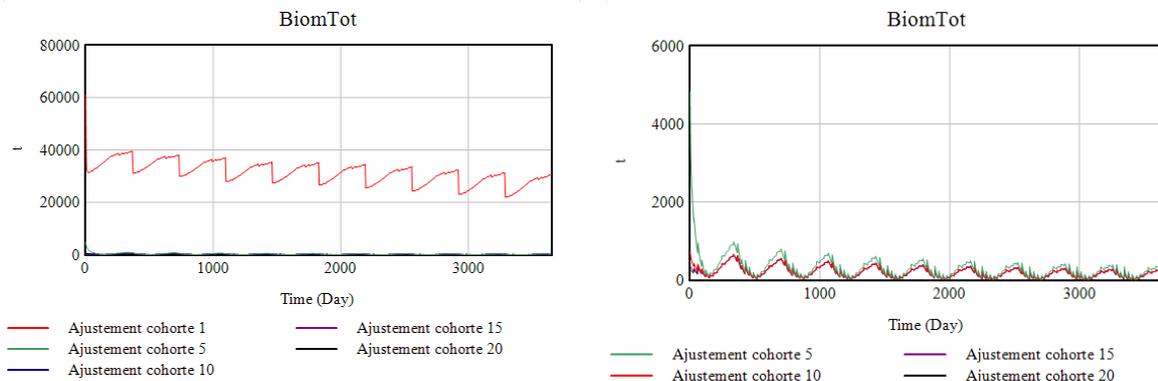


Figure 69 - Effet du changement du paramètre d'ajustement des cohortes sur la biomasse.

En comparant les autres valeurs, nous nous sommes rendu compte que la valeur finale devait être comprise entre 10 et 15, mais qu'elle était plus proche de 10. En effet en suivant les pointillés sur la figure 33, au 366^{ème} jour de simulation (c'est-à-dire au premier jour de la deuxième année) la valeur doit être légèrement en dessous qu'au premier jour de simulation puisque d'année en année la biomasse décroît avec notre calibration. La valeur qui semble le plus optimale pour ce paramètre semble est 10, notons que nous avons aussi testé les valeurs 11 et 12, mais elles étaient trop grandes et diminuaient trop la biomasse.

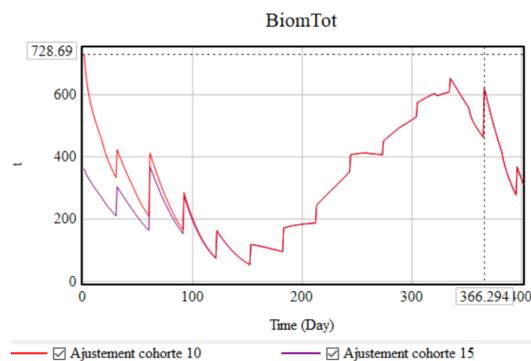


Figure 70 - Effet du changement du paramètre d'ajustement des cohortes sur la biomasse

Annexe 4 : Effet des stratégies sur les composantes

Pour étudier les impacts des stratégies contrôlant l'effort de pêche sur l'effectif des cohortes, nous avons choisi d'étudier plusieurs cohortes qui sont recrutées avant et durant les périodes de fermeture. Avant d'analyser les graphiques, il faut bien comprendre la différence d'impact entre la période de fermeture et les hypothèses de recrutements. En effet, nos hypothèses sur la saisonnalité du recrutement ont un impact sur le nombre d'individus d'une cohorte recruté puisqu'en fonction de la période une plus grande quantité de crabes est recrutée. Nous avons émis l'hypothèse que l'abondance du recrutement a lieu entre janvier et avril, ce qui implique tous les individus recrutés entre le 1er et le 120ème jour de simulation auront un effectif de cohorte initiale plus élevé (c'est le cas pour la cohorte n°38 et n°39). Par conséquent nous allons nous focaliser sur l'évolution du nombre d'individus d'une cohorte et non sur son nombre total. Dans un premier temps, nous avons commencé par analyser les individus de la cohorte n°38 recrutés au 30^{ème} jour de simulation, c'est-à-dire avant toute période de fermeture peu importe la stratégie testée. Sur la figure 6.A, nous pouvons observer qu'entre le 30^{ème} et le 60^{ème} jour de simulation l'évolution du nombre d'individus de la cohorte pour chaque stratégie est similaire. Mais au 60^{ème} jour de simulation, les individus de la cohorte des stratégies 4 et 6 ne sont plus impactés par la mortalité par pêche, car nous sommes dans une de leurs périodes de fermeture, par conséquent le nombre d'individus diminue de façon plus lente que les dans stratégies 3 et 4 ce qui augmente 'la durée de vie' de la cohorte. Dans un second temps, nous avons décidé d'analyser l'évolution des effectifs de la cohorte n°40 pour chacune des stratégies, car cette dernière est recrutée au 91ème jour de la simulation ce qui correspond à la première période de fermeture de la stratégie 4 et la fermeture de la stratégie 6. Nous pouvons remarquer sur la figure 6.B que comme la cohorte n°40 est recrutée avant toutes périodes de fermeture des stratégies 3 et 5, la courbe d'évolution de l'effectif de cette cohorte est identique pour les deux stratégies. Concernant la stratégie 4, cette courbe est marquée par un palier correspondant à la période de fermeture. En effet, durant cette période de fermeture le nombre d'individus de la cohorte n'est plus impacté par la mortalité par pêche, mais seulement par la mortalité naturelle par conséquent le nombre d'individus diminue plus progressivement, mais une fois que la pêcherie rouvre la courbe reprend la tendance de la stratégie 3 et 5. Le même phénomène est observé au niveau de la stratégie 6, mais avec un palier plus long puisque la période de fermeture est plus longue. Le nombre d'individus de la stratégie 4 diminue plus doucement puisque pendant 2 mois cette cohorte n'est plus atteinte par la mortalité par pêche, une fois que la pêcherie rouvre le nombre d'individus de la cohorte diminue fortement. Malgré cette hausse de la mortalité, la durée d'une cohorte dans cette stratégie est plus longue par rapport à la stratégie 3 et 6. Grâce aux périodes de fermeture, la durée de vie de la cohorte a été rallongée de près de 100 jours pour les stratégies 4 et 6. Enfin, nous avons décidé d'analyser les individus de la cohorte n°43 qui sont recrutés au 182^{ème} jour, c'est-à-dire durant la première période de la stratégie 3 et durant la période de fermeture de la stratégie 5. Comme nous pouvons le voir la figure 6.C, le nombre d'individus de la cohorte n°43 diminue plus fortement dans les stratégies 4 et 6 que dans les stratégies 3 et 6, même si dans la stratégie 4 la cohorte est impactée par sa deuxième période de fermeture (avant cette fermeture la courbe était identique dans la stratégie 4 et 6). Malgré l'écart entre les deux fermetures de la stratégie 3, à partir de la deuxième période de fermeture de cette stratégie l'effet sur le nombre d'individus de la cohorte est identique que pour la stratégie 5. Notons tout de même que durant plus de 100 jours, l'effectif de la cohorte dans la stratégie 3 est nettement supérieure qu'aux trois autres stratégies du type 2. Avec ces résultats, nous pouvons valider notre hypothèse selon laquelle une période de fermeture impacte plus ou moins l'effectif d'une cohorte en fonction de sa durée puisque durant cette période les individus ne sont plus impactés par la mortalité par pêche.

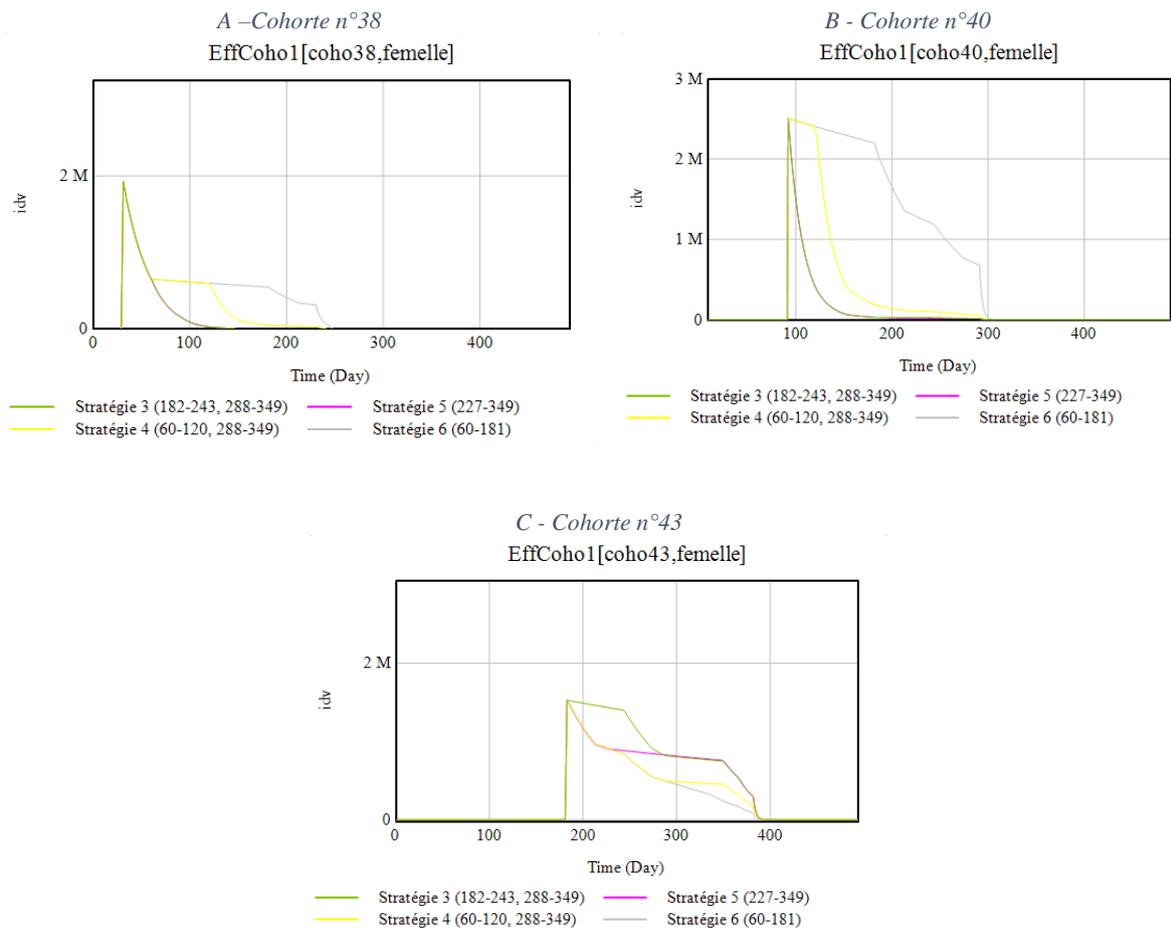
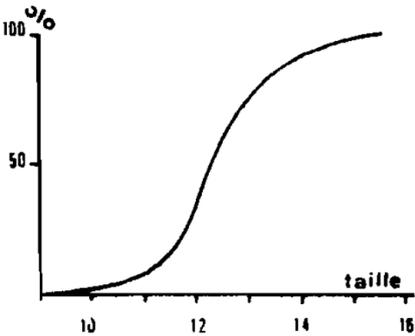
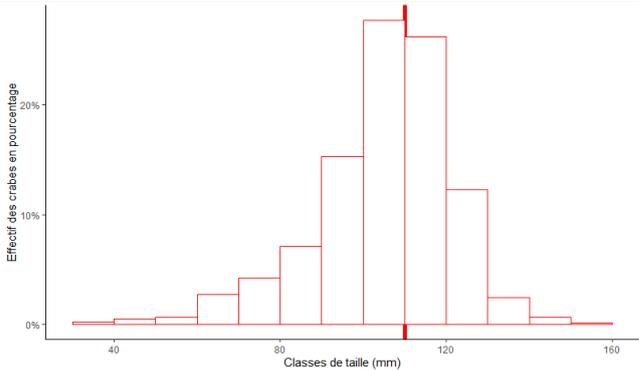


Figure 71 - Estimation de l'effectif des femelles d'une cohorte

<p>Source : Delathière 1990</p>	<p>Ou les paramètre α et β sont à estimer et sont différents pour les mâles et les femelles. Nous avons choisi les paramètres estimés par Delathière en 1990 :</p> <table border="1" data-bbox="598 392 957 504"> <thead> <tr> <th></th> <th>Mâle</th> <th>Femelle</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Alpha</td> <td>0,072</td> <td>0,58</td> </tr> <tr> <td>Beta</td> <td>3,38</td> <td>2,51</td> </tr> </tbody> </table>		Mâle	Femelle	Alpha	0,072	0,58	Beta	3,38	2,51	<p>les femelles α est égal à 0.58 et β à 2.51</p>
	Mâle	Femelle									
Alpha	0,072	0,58									
Beta	3,38	2,51									
<p>Mortalité naturelle</p> <p>Source : Bautil et Adrill (1991)</p>		<p>0.53</p>									
<p>Age du début de migration</p> <p>Source : Le Reste (1976)</p>	<p>Dans son étude Le Reste à identifie que près de 50% des femelles qui ont migrée mesure 12 cm.</p> <p>Pour trouver l'âge de migration nous cherchons à résoudre l'équation suivante :</p> $12 = -0.0000499286 * \text{jour}^2 + 0.0577025 * \text{jour} - 1.435$ $\text{jour} \approx 324$	<p>324 jours</p>									
<p>Taux mensuel de migration</p> <p>Source : CoreCrabe, VPA</p>	<p>Grâce à l'analyse de viabilité des populations, VPA, nous avons pu identifier la saisonnalité du recrutement des crabes de 5cm. Pour estimer le taux mensuel de migration, nous avons estimé l'âge des crabes de 5cm depuis leur ponte. Grâce à notre fonction de croissance, nous avons estimé cet âge à 5mois, par conséquent nous avons déduit 5 mois à la distribution mensuelle du recrutement.</p>	<p>Janvier : 8.53 Février : 6.3 Mars : 7.21 Avril : 5.37 Mai : 7.78 Juin : 4.14 Juillet : 4.06 Août : 4 Septembre : 15.25 Octobre : 9.09 Novembre : 19.46 Décembre : 11.81</p>									
<p>Taux retour au large</p>	<p>Aucune preuve dans la littérature ne montre que les femelles qui migrent meurent après la ponte, au contraire certains auteurs ont pu enregistrer plusieurs pontes successives après un accouplement ce qui implique que les femelles survivent après la ponte (Sin 1966, Ong 1966, Le Reste 1976). Par conséquent le taux de retour au large, TxRetLarge, prendra la valeur de 100%.</p>	<p>100%</p>									

<p>Source : Sin 1966, Ong 1966, Le Reste 1976</p>																						
<p>Ovige de maturité en fonction de la taille</p> <p>Source : Le Reste 1976</p>	 <p><i>Figure 72 - Pourcentage du nombre de femelles ayant subi la mue de puberté en fonction de la taille – Le Reste 1976</i></p> <table border="1" data-bbox="1171 338 1505 965"> <thead> <tr> <th>Taille (cm)</th> <th>% de fécondité</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>10</td><td>3%</td></tr> <tr><td>11</td><td>9%</td></tr> <tr><td>11.5</td><td>18%</td></tr> <tr><td>12</td><td>31%</td></tr> <tr><td>12.5</td><td>59%</td></tr> <tr><td>13</td><td>73%</td></tr> <tr><td>14</td><td>90%</td></tr> <tr><td>15</td><td>98%</td></tr> <tr><td>16</td><td>100%</td></tr> </tbody> </table>	Taille (cm)	% de fécondité	10	3%	11	9%	11.5	18%	12	31%	12.5	59%	13	73%	14	90%	15	98%	16	100%	
Taille (cm)	% de fécondité																					
10	3%																					
11	9%																					
11.5	18%																					
12	31%																					
12.5	59%																					
13	73%																					
14	90%																					
15	98%																					
16	100%																					
<p>Recrutement total annuel en milliers d'individus (comprend mâles et femelles)</p> <p>Source : VPA</p>	<p>Les résultats de la VPA ont permis de déterminer le recrutement total des crabes de 5cm à 42 421 457 individus. Sur le fichier Excel affilié à notre modèle, ce recrutement total est en millier d'individus par conséquent nous avons choisi comme valeur finale 42 421 milliers d'individus.</p>	<p>42 421 milliers d'individus</p>																				
<p>Ajustement des cohortes survivantes : contrôle le niveau de la ressource au début de la simulation</p>	<p>En comparant plusieurs ajustements des cohortes survivantes, nous avons déterminé que cette variable était égale à 10, pour plus d'informations cf. annexe 2</p>	<p>10</p>																				
<p>Age de recrutement en jour</p>	<p>Dans le modèle l'âge de recrutement correspond à l'âge des premières captures des crabes. Pour estimer cet âge nous avons regardé les données empiriques de captures. Grâce au graphique ci-dessous nous pouvons déduire que les premiers crabes capturés mesurent en moyenne 5 cm.</p>	<p>126 jours</p>																				

<p>Source : CoreCrabe</p>	 <p><i>Figure 73 - Distribution des captures par classe de taille entre 2021 et 2022 – CoreCrabe</i></p> <p>Nous devons maintenant estimer l'âge des crabes mesurant 5cm grâce à notre fonction de croissance :</p> $5 = -0.0000499286 * \text{jour}^2 + 0.0577025 * \text{jour} - 1.435$ $\text{Jour} \approx 126$	
<p>Multiplicateur de recrutement</p>	<p>Ce paramètre nous permet de tester l'impact d'une hausse de recrutement lors d'une simulation sans changer l'ensemble des paramètres. Durant notre étude nous n'avons pas utilisé ce paramètre par conséquent il est resté constant durant toutes les simulations.</p>	<p>1</p>
<p>Répartition du recrutement en %</p> <p>Source : VPA</p>	<p>En divisant recrutement total annuel des crabes de 5 cm (résultat de la VPA) et le recrutement mensuel des crabes de 5 cm (résultats de la VPA) nous obtenons un pourcentage de la répartition mensuelle du recrutement.</p>	<p>Janvier : 15,25 Février : 9,09 Mars : 19,46 Avril : 11,81 Mai : 8,53 Juin : 6,3 Juillet : 7,21 Août : 5,36 Septembre : 4,78 Octobre : 4,14 Novembre : 4,407 Décembre : 4</p>
<p>Délai ponte recrutement en mois</p> <p>Source : Fonction de croissance</p>	<p>En calculant l'âge de recrutement, nous avons déterminé que les crabes atteignent 5cm à l'âge de 126 jours. Nous avons ensuite converti ce chiffre en mois :</p> $126 / (365/12) = 4.14 = 4$	<p>4 mois</p>
<p>Recrutement stochastique</p>	<p>Dans le cadre de notre étude, un recrutement stochastique n'a pu être pris en compte à cause du manque de temps, par conséquent ce paramètre est égal à 0.</p>	<p>0</p>

Minimum choc annuel	Comme nous avons fait le choix d'un recrutement constant et non pas stochastique, ce paramètre n'a pas été paramétré.	0
Maximum choc annuel	Comme nous avons fait le choix d'un recrutement constant et non pas stochastique, ce paramètre n'a pas été paramétré.	0
Ecart-type annuel	Comme nous avons fait le choix d'un recrutement constant et non pas stochastique, ce paramètre n'a pas été paramétré.	0
Exploitation		
Effectifs initiaux des pêcheurs résidants par type d'engin Source : CoreCrabe	Ces données ont été déterminées grâce aux enquêtes du projet CoreCrabe en comptant le nombre de pêcheurs actifs dans les villages étudiés et en faisant une interpolation à l'ensemble des zones étudiées.	Balance : 1005 Ligne : 120 Crochet : 524 Nasse : 131 Raquette : 142
Effectifs initiaux des pêcheurs migrants par type d'engin Source : CoreCrabe	Ces données ont été déterminées grâce aux enquêtes du projet CoreCrabe en comptant le nombre de pêcheurs actifs dans les villages étudiés et en faisant une interpolation à l'ensemble des zones étudiées.	Balance : 1022 Ligne : 124 Crochet : 536 Nasse : 137 Raquette : 121
Modalité de détermination de la dynamique de la capacité de pêche	La capacité de pêche est déterminée par le nombre de pêcheurs totaux dans la pêcherie. Or la capacité de pêche est déterminée par la somme entre les pêcheurs initiaux, et les nouveaux pêcheurs. Comme le nombre de pêcheurs initiaux n'évolue pas et reste constant, une variation de l'effort de pêche est due à l'entrée de nouveau pêcheur dans la pêcherie. Pour déterminer si le nombre de nouveaux pêcheurs est endogène ou exogène, nous avons regardé la relation empirique entre la valeur annuelle de la pêcherie en MGA divisé par le nombre de pêcheurs annuel (VPUE) et le nombre de nouveaux pêcheurs pour chacune de nos zones entre 2009 et 2020. Grâce au logiciel r nous avons trouvé la relation suivante : $\text{Nombre de nouveaux pêcheur} = 10^{0.28783 * \log(VPUE)}$	ParCapac=1

<p>Source : CoreCrabe</p>	<p>Par conséquent nous avons gardé l'hypothèse d'avoir une capacité de pêche déterminée de façon endogène ce qui implique, $ParCapac = 1$</p>	
<p>Taux de réinvestissement des profits</p> <p>Source : CoreCrabe</p>	<p>Ce taux nous permet d'estimer l'attractivité de la pêche et par conséquent le nombre de nouveaux pêcheurs qui entre dans le modèle. Grâce à la relation sur le nombre de nouveaux pêcheurs, nous avons pu estimer que ce taux était égal à 0.28</p>	<p>0.28783</p>
<p>Nombre max des pêcheurs</p>	<p>Pour éviter que le modèle explose, nous avons fixé un nombre maximum de pêcheurs à trois fois plus grand que l'effectif initial</p>	<p>3 fois l'effectif des pêcheurs initiaux</p>
<p>Modalité de la détermination du taux d'activité</p> <p>Source : CoreCrabe</p>	<p>Le taux d'activité peut être calculé de deux façons :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Il peut être prédéfini par les utilisateurs ($ForceTxAct = 0$) - Ou défini à partir de la marge des 12 mois et 1 mois précédent ($ParTxAct = 1$) <p>Nous n'avons pas réussi à déterminer un taux d'activité fonction de la marge sur coûts variables avec les données empiriques, par conséquent nous avons fait l'hypothèse d'un taux d'activité exogène</p>	<p>ParTxAct = 0</p>
<p>Relation marge sur coûts variables et taux d'activités des résidents</p> <p>Source : CoreCrabe</p>	<p>En étudiant les données issues du projet CoreCrabe nous n'avons pas réussi à déterminer une relation entre la marge sur coûts variables et le taux d'activité des résidents.</p>	<p>Aucune relation n'a pu être déterminée</p>
<p>Relation marge sur coûts variables et taux d'activité des migrants</p> <p>Source : CoreCrabe</p>	<p>En étudiant les données issues du projet CoreCrabe nous n'avons pas réussi à déterminer une relation entre la marge sur coûts variables et le taux d'activité des résidents.</p>	<p>Aucune relation n'a pu être déterminée</p>
<p>Relation âge capturabilité par technique de pêche</p> <p>Source : Chaboud (2021)</p>	<p>Les capturabilité finales n'ont pas pu être déterminé par la VPA, par conséquent nous avons utilisé les capturabilité que Chaboud (2021) avait initialement paramétré pour avoir des résultats cohérents</p>	<p>Tableau 8</p>

Multiplicateur effectif pêcheur résident	Paramètre test, qui nous permet de tester l'impact d'une hausse de l'effectif des résidents par engin sans changer l'ensemble des paramètres. Nous n'avons pas fait l'hypothèse d'une hausse de l'effort de pêche par conséquent ce paramètre est resté constant et égal à 1 pour toutes les stratégies.	1				
Variation annuelle prédéterminée pêcheurs saisonniers	Comme nous avons déterminé que le nombre de nouveaux pêcheurs était endogène, il n'y a aucune variation annuelle prédéterminée de pêcheurs qu'ils soient saisonniers ou résidents	Rien				
Variation annuelle prédéterminée pêcheurs migrants	Comme nous avons déterminé que le nombre de nouveaux pêcheurs était endogène, il n'y a aucune variation annuelle prédéterminée de pêcheurs qu'ils soient saisonniers ou résidents	Rien				
Taux activité forcé résident Source : CoreCrabe	Grâce aux données récoltées par le projet CoreCarbe, nous avons pu déterminer un taux d'activité forcé pour chaque type engin utilisé en prenant en compte une saisonnalité. Pour ce faire nous avons divisé le nombre de pêcheurs totaux des villages étudiés sur le nombre de pêcheurs actifs durant chaque mois sur les villages étudiés. Nous avons ensuite émis l'hypothèse que ces taux étaient équivalents pour le reste de la zone.					
Taux activité forcé migrants Source : CoreCrabe	Les données du projet n'ont pas permis de déterminer une différence entre les pêcheurs actifs résidents et les pêcheurs actifs non résidents. Par conséquent nous avons utilisé les mêmes taux que pour les résidents, mais en forçant ce taux à zéro durant la saison basse c'est-à-dire de juin à novembre.					
Classe de taille	Les classes de taille ont été redéfinies de manière à pouvoir indexer la destination du crabe en fonction de sa taille. Pour cela nous avons regardé empiriquement la destination du crabe en fonction de sa taille et nous avons obtenu le graphique suivant :	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Classes</th> <th>Intervalle (cm)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Ctail1</td> <td>[0,7[</td> </tr> </tbody> </table>	Classes	Intervalle (cm)	Ctail1	[0,7[
Classes	Intervalle (cm)					
Ctail1	[0,7[

Source : CoreCrabe		<table border="1"> <tr> <td>Ctail2</td> <td>[7,10[</td> </tr> <tr> <td>Ctail3</td> <td>[10,11[</td> </tr> <tr> <td>Ctail4</td> <td>[11,12[</td> </tr> <tr> <td>Ctail5</td> <td>[13,14[</td> </tr> <tr> <td>Ctail6</td> <td>[14, 15[</td> </tr> <tr> <td>Ctail7</td> <td>[16, +∞ [</td> </tr> </table>	Ctail2	[7,10[Ctail3	[10,11[Ctail4	[11,12[Ctail5	[13,14[Ctail6	[14, 15[Ctail7	[16, +∞ [
	Ctail2	[7,10[
	Ctail3	[10,11[
	Ctail4	[11,12[
	Ctail5	[13,14[
	Ctail6	[14, 15[
	Ctail7	[16, +∞ [
Début période	Nous n'avons pas paramétré le début de la période, car nous n'avons pas étudié une période particulière dans l'année.	Rien												
Fin période	Nous n'avons pas paramétré la fin de la période, car nous n'avons pas étudié une période particulière dans l'année.	Rien												
Filière														
Prix appâts	Le prix des appâts n'a pas pu être correctement déterminé par les enquêtes du projet CoreCrabe, nous avons par conséquent choisi des prix d'appâts de façon arbitraire.	Balance : 100 Ligne : 50 Nasse : 50 Crochet : 0 Raquette : 0												
Coût d'opportunité du travail	Pour estimer le coût d'opportunité du travail, nous avons estimé le profit des pêcheurs des 15% les moins profitables par engin de pêche. Pour cela nous avons dans un premier temps déterminé les revenus des pêcheurs déterminés par la multiplication entre le prix des crabes en fonction de leurs tailles et la quantité associée vendue. Pour les coûts nous avons multiplié le nombre d'engins utilisé par sortie par le coût des appâts pour un engin. Nous avons ensuite soustrait ces deux revenus, et nous avons étudié la répartition en quantile de profit.	Ligne : 4 583 Nasse : 1 583 Crochet : 8 000 Balance : 10 000 Raquette : 7 333												

Source : CoreCrabe		
Autres coûts variables Source : CoreCrabe	Nous n'avons pas déterminé d'autre coût variable par conséquent la possibilité d'avoir d'autres coûts variables grâce aux paramètres CV3, CV4 et CV5 sont identiques et nulles	0
Autres coûts fixes Source : CoreCrabe	Nous n'avons pas déterminé d'autre coût fixe par conséquent la possibilité d'avoir d'autres coûts fixes grâce aux paramètres CF1, CF2, CF3, CF4, CF5 3 sont identiques et nulles	0
Coûts d'investissement pirogue Source : CoreCrabe	Dans les rapports de mission du projet CoreCrabe nous avons pu trouver que le prix des pirogues pour la zone de Mahajanga est de 89 000 Ar avec une durée de vie moyenne de 4 ans.	Prix d'investissement : 89 000 Ar Durée de vie : 4 ans
Coûts d'investissement des moyens de propulsion Source : CoreCrabe	Les moyens de propulsion correspondent, dans le cas de notre pêcherie, aux pagaies. Or d'après les enquêtes du projet CoreCrabe, l'achat d'une pirogue comprend les pagaies. Par conséquent ce coût est égal à zéro.	0
Coût d'investissement des engins Source : CoreCrabe	Le coût des engins a été déterminé à l'aide des rapports de mission du projet CoreCrabe. Dans le fichier Excel associé à notre modèle Vensim, l'amortissement des engins est unique pour les engins. Par conséquent nous avons intégré le prix des engins directement amortis dans le tableau final.	Balance : 5 625 Ar Ligne : 50 Ar Nasse : 700 Ar Crochet : 125 Ar Raquette : 666.6 Ar Durée de vie : 1 an
Relation PUE en valeur avec le nombre d'engins par sorties Source : CoreCrabe	Aucune relation n'a pu être déterminée pour le moment entre le nombre d'engins utilisés par sorties et la valeur des prises par unité d'effort. Par conséquent nous avons fait le choix d'un nombre d'engins utilisé constant, peu importe les VPUE, représenté par le nombre d'engins moyens utilisés par sortie.	Balance : 20 Ligne : 38 Nasse : 38 Crochet : 1 Raquette : 1
Prix des crabes par classe de taille et engin	Les prix sont déterminés en fonction de taille du crabe et non de leur engin de pêche, par conséquent avec les données empiriques nous avons pu déterminer	Classe 1 : 0 Ar Classe 2 : 1 500 Ar Classe 3 : 3 000 Ar Classe 4 : 3 000 Ar

	uniquement un prix moyen en fonction de la taille du crabe. Pour tous les engins, ce prix sera identique.	Classe 5 : 3 000 Ar Classe 6 : 3 000 Ar Classe 7 : 3 000 Ar
Source : CoreCrabe		
Multiplicateur prix	Durant notre étude nous n'avons pas fait de scénario de prix, par conséquent ce paramètre a été égal à 1 durant toutes les simulations.	0
Taux actualisation annuel	Une étude de la Banque Mondiale à déterminer que le taux d'actualisation des pays en développement est compris entre 8 et 12%, nous avons fait le choix de prendre la moyenne.	10%
Source : Banque Mondiale 2016		
Gouvernance		
Période de fermeture	Les périodes de fermeture varient en fonction des stratégies testées.	Stratégie 1 : {(0,0) ; (0,0)} Stratégie 2, 7 et 8 : {(288,349), (0,0)} Stratégie 3 : {(182,243), (288,349)} Stratégie 4 : {(60,120), (288,349)} Stratégie 5 : {(227,349), (0,0)} Stratégie 6 : {(60,181), (0,0)}
Quotas flottille en t/an	Dans le cas de notre pêcherie, il n'y a aucun quota par flottille, par conséquent ce paramètre a été initié à un chiffre très haut pour ne pas impacter le modèle.	10 000 000
Quota global t/an	Dans la politique actuelle de Madagascar, le quota limite les captures annuelles du crabe de Scylla Serrata à 7 500 t de capture par an.	7 500
Source : Ministère de la Pêche et de l'Économie Bleue		
		0

Droit de pêche par pêcheur	Aucun droit de pêche n'existe dans la pêcherie du crabe de mangrove à Madagascar.	
Taille légale de capture Source : arrêté n°32102/2014	La taille de capture minimale est égale à 11, mais dans la réalité cette taille légale n'est pas respectée. Par conséquent nous avons décidé de ne mettre aucune taille légale de captures à part dans les stratégies qui testent une taille minimale de capture.	Ce paramètre est égal à 0 dans toutes les stratégies sauf dans la stratégie 7 où la taille de capture est égale à 7cm.
Taux taxe exportation Source : Ministère de la Pêche et de l'Économie Bleue	Les taxes d'exportations sont équivalentes à 250 000 MGA par tonne de crabes exporté.	250 000
Ristourne Source : Ministère de la Pêche et de l'Économie Bleue	Les ristournes sont équivalentes à 50 000 MGA par tonne de crabes.	50 000
Part Commune Source : Ministère de la Pêche et de l'Économie Bleue	60% des ristournes vont à destination de la commune.	60%
Part Région Source : Ministère de la Pêche et de l'Économie Bleue	40% des ristournes vont à destination de la commune	40%

Annexe 6 : Maquette du modèle bioéconomique

Équations modifiées

<i>Ancienne équation</i>	<i>Équations modifiées</i>	<i>Equivalence Vensim</i>
<p align="center">Valeur des ventes par destination :</p> $ValVentDest_{dest,t} = \begin{cases} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail1,t} & si\ dest = autoconso \\ \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail2,t} & si\ dest = M\ Int \\ \sum_{Ctail3}^{Ctail7} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail,t} & si\ dest = Collecte \end{cases}$	$ValVentDest_{dest,t} = \begin{cases} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail1,t} & si\ dest = autoconso \\ + \frac{1}{3} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail2,t} & si\ dest = autoconso \\ \frac{2}{3} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail2,t} & si\ dest = M\ Int \\ \sum_{Ctail3}^{Ctail7} \sum_{s,ep} ValVenteSexeEpTail_{s,ep,Ctail,t} & si\ dest = Collecte \end{cases}$	<p align="center">Autoconsommation = $sum(ValVenteSexeEpTail [s!,ep!,Ctail1]) + (0.33 * sum (ValVenteSexeEpTail [s!,ep!,Ctail2]))$</p> <p align="center">Marché intérieur = $0.66 * sum(ValVenteSexeEpTail[s!,ep!,Ctail2])$</p> <p align="center">Collecte = $sum (ValVenteSexeEpTail [s!,ep!,Ctail3])+ sum (ValVenteSexeEpTail [s!,ep!,Ctail4])+ Sum (ValVenteSexeEpTail [s!,ep!,Ctail5])+ Sum (ValVenteSexeEpTail [s!,ep!,Ctail6])+ Sum (ValVenteSexeEpTail [s!,ep!,Ctail7])$</p>
<p align="center">Vente par engin de pêche :</p> $VenteEp_{ep,c,s,t} = \sum_{Ctail2}^{Ctail7} CapInitEpTail_{ep,c,s,ctail,t}$	$VenteEp_{ep,c,s,t} = (0.66 * \sum_{ep} \sum_c \sum_s CapIniEpTail_{ctail2,ep,c,s}) + \sum_{Ctail3}^{Ctail7} CapInitEpTail_{ep,c,s,ctail,t}$	<p align="center">VenteEp = (0.66* CapInitEpTail [ep,c,s,Ctail2])+ CapInitEpTail [ep,c,s,Ctail3]+ CapInitEpTail [ep,c,s,Ctail4]+ CapInitEpTail [ep,c,s,Ctail5]+ CapInitEpTail[ep,c,s,Ctail6]+ CapInitEpTail[ep,c,s,Ctail7]</p>
<p align="center">Autoconsommation :</p>		

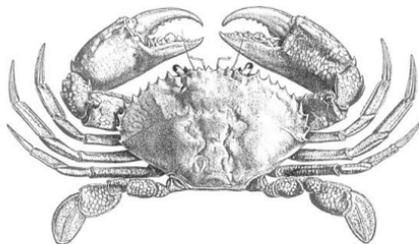
$AutoConso_t = \sum_{ep} \sum_c \sum_s CapIniEpTail_{ctail1,ep,c,s}$	$AutoConso_t = \sum_{ep} \sum_c \sum_s CapIniEpTail_{ctail1,ep,c,s} + (0.33 * \sum_{ep} \sum_c \sum_s CapIniEpTail_{ctail2,ep,c,s})$	$AutoConco = \text{sum}(CapInitEpTail[ep!,c!,s!,Ctail1]) + (0.33 * \text{sum}(CapInitEpTail[ep!,c!,s!,Ctail2]))$
<p>Nouveaux pêcheurs :</p> $NoucPech_{tp,ep,t} = \begin{cases} 0 & ParCapac = 0 \\ \frac{(ProfEpFinAn_{ep,t} * TxInvest_{tp,ep})}{PrixPech_{ep}} & ParCapac = 1 \\ ForceCapa_{tp,ep,t} & ParCapac = 2 \end{cases}$	$NoucPech_{tp,ep,t} = \begin{cases} 0 & ParCapac = 0 \\ 10^{TxInvest_{tp,ep} * \log(VPUETp,ep)} & ParCapac = 1 \\ ForceCapa_{tp,ep,t} & ParCapac = 2 \end{cases}$	$NouvPech[ep,tp] = \text{if then else}(ParCapac=1, (\text{if then else}(VPUEEpTpFinAn[ep,tp] > 0, \text{Power}(10, (ParTxInvest[tp,ep] * \text{LOG}(VPUEEpTpFinAn[ep,tp], 10))), 0)), 0) + \text{if then else}(ParCapac=2, ForceCapa[tp,ep], 0)$
<p>Coûts fixes :</p> $CF_{ep,t} = \text{MoyenPropulsion}_{ep} + \text{Engins}_{ep} + \text{Pirogue}_{ep} + \text{DroitPech}_{ep} + \text{AutreCF}_{ep}$	$CF_{ep,t} = \text{MoyenPropulsion}_{ep} + (\text{Engins}_{ep} * \text{MultiplicateurEngins}_{ep}) + \text{Pirogue}_{ep} + \text{AutreCF}_{ep} + \text{DroitPech}_{ep}$	$CF[ep] = \text{Moyen de propulsion}[ep] + (\text{Engins}[ep] * \text{MultiplicateurEngins}[ep]) + \text{Pirogue}[ep] + \text{DroitPech}[ep]$
<p>Coûts variables :</p> $CV_{ep,t} = \text{CoûtOpportunité}_{ep} + \text{CoûtAppâts}_{ep} + \text{AutreCV}_{ep}$	$CV_{ep,t} = \text{CoûtOpportunité}_{ep} + (\text{CoûtAppâts}_{ep} * \text{MultiplicateurEngins}_{ep}) + \text{AutreCV}_{ep}$	$CV[ep] = (\text{Coûts appâts}[ep] * \text{MultiplicateurEngins}[ep]) + \text{Coût opportunité}[ep]$

Équation ajoutés :

<i>Nouvelle équation</i>	<i>Equivalence Vensim</i>
VPUEEpAn :	Type = Level VPUEEpAn[ep,year] = PUEVal[ep]*IntervAn[year]
VPUECumFinAn :	VPUECumFinAn [ep,year] = VPUEEpAn[year,ep]*if then else(Time=FinAn[year],1,0)
VPUEEpFinAn :	VPUEEpFinAn[ep] = sum(VPUECumFinAn[year!,ep])
VPUEEpTpFinAn :	VPUEEpTpFinAn[ep,tp] = VPUEEpFinAn[ep]* zidz (PechActCum[tp,ep], sum(PechActCum[tp!,ep]))

Maquette du modèle bio-économique de l'exploitation du crabe de Mangrove (*S. serrata*) à Madagascar

Christian Chaboud*



Document de travail (Version 2.0)



*Consultant en bio économie, chaboud.christian.34@gmail.com

Table des matières

1	Introduction	4
1.1	Principes généraux	4
1.2	Conventions	4
1.3	Pas de temps et horizon temporel des simulations	5
1.4	Fichiers d'entrée du modèle	5
2	Dynamique de la ressource	5
2.1	Rappel du cycle de l'espèce et spécification des phases modélisées	5
2.2	Présentation graphique du module ressource	5
2.3	Définition des cohortes	5
2.4	Effectif des cohortes	6
2.5	Biomasse des cohortes	8
3	Captures	11
3.1	Des captures initiales aux ventes totales annuelles	11
3.2	Les ventes par classes de taille	12
4	Coûts et revenus	14
4.1	Prix et revenus	14
4.2	Les coûts	15
4.3	Les résultats économiques	16
4.4	Profil de la pêcherie	16
4.5	Rente économique et contribution aux revenus de l'Etat, des régions et des communes	17
5	Capacité et effort de pêche	18
5.1	Détermination de la capacité de pêche	19
5.2	Détermination de l'effort de pêche	20
6	Recrutement	20
6.1	Relation stock-recrutement	21
6.2	Recrutement stochastique	23
7	Régulations	23
7.1	Fermeture saisonnière	23
7.2	Quotas de capture	24
7.3	Contrôle de la capacité de pêche	24
7.4	Droits de pêche	24
7.5	Ristournes	24
8	Modification et lecture des paramètres	24
8.1	Feuille Rec	24
8.2	Feuille Pech	25
8.3	Feuille Regnl	25
8.4	Feuille Bio	25
8.5	Feuille prix	26
8.6	Feuille Autres	26
9	Interface utilisateur	26
9.1	Menu principal	27
9.2	Menu analyse	27
10	Exemple de simulation : l'impact d'une fermeture saisonnière	33
10.1	Impact sur la ressource	33
10.2	Impact sur la capture	33

10.3	Impact sur la capacité et d'effort de pêche	34
10.4	Impact sur les résultats économiques	35
11	Annexes	37

Table des figures

1	Cycle de <i>S. serrata</i> et composante modélisée	5
2	Module ressource	6
3	Effectif de deux cohortes	8
4	Croissance du crabe	9
5	Biomasse de deux cohortes	10
6	Biomasse totale et fécondité	10
7	Module captures	11
8	Ventes totales courantes	13
9	Ventes totales annuelles	13
10	Ventes annuelles par classe de taille	14
11	Module coûts et revenus	15
12	Profil par engin de pêche	17
13	Rente actualisée	19
14	Module capacité et effort de pêche	19
15	Effort de pêche	21
16	Module recrutement	22
17	Relation stock-recrutement	22
18	Module régulations	23
19	Structure de l'interface du modèle	27
20	Menu principal	28
21	Graphique d'une variable	28
22	Menu analyse	29
23	Arbre des causes	30
24	Utilisation d'une variable	31
25	Synthèse annuelle	32
26	Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur la ressource	33
27	Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur les captures courantes	34
28	Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur les captures annuelles	34
29	Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur l'effort de pêche	35
30	Impact de la fermeture sur la capacité de pêche	35
31	Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur le profit annuel	36
32	Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur la rente actualisée	36

Liste des tableaux

1	Classes d'âge	8
2	Classes de taille	14
3	Liste des variables	37
3	Liste des variables	38
3	Liste des variables	39
3	Liste des variables	40
4	Liste des indices	40
5	Liste des paramètres	41
6	Liste des paramètres (suite)	42
7	Liste des paramètres (suite)	43
8	Liste des fonctions	43

1 Introduction

Le présent travail présente une maquette du modèle bio-économique de l'exploitation du crabe. Il comprend l'essentiel des variables et des relations entre elles nécessaire à la représentation de la dynamique de cette pêcherie. Cependant, cette représentation n'est pas définitive et surtout les paramètres d'entrée du modèle n'ont pas été validés à ce jour. En conséquence, les résultats des simulations présentés ne doivent pas être comparés à la situation de la pêcherie réelle. L'important à ce stade est de vérifier la logique interne de construction du modèle. Dans un premier temps nous présenterons le modèle développé au moyen du logiciel Vensim (Ventana 1999). Nous procéderons ensuite à la présentation de l'interface utilisateur. Il est très important que le lecteur garde à l'esprit que le modèle et son interface restent à ce stade en développement et qu'il ne s'agit donc ici que de versions provisoires et perfectibles. La démarche de modélisation présentée ici s'inspire des démarches standard de modélisation bio-économique (Clark 2006, Clark 1990). Les bases biologiques du modèle (dynamique de population) sont inspirées de manuels classiques en la matière (Bougis 1976, King 1995). À Madagascar une première expérience de modélisation bio-économique a déjà été réalisée au début des années 2000 dans le cadre du Programme National de Recherche Crevettière (Chaboud 2008). Cette seconde version du document intègre les modifications proposées par les coordinateurs du projet CORECRABE suite à la présentation de la première version.

1.1 Principes généraux

Le modèle proposé présente la dynamique d'un système composé de différents modules :

1. Ressource (fig. 2) ;
2. Captures (fig. 7) ;
3. Coûts et revenus (fig. 11) ;
4. Capacité et effort de pêche (fig. 14) ;
5. Régulation (fig. 18) ;
6. Recrutement (fig. 16).

Les entités présentes dans le modèle sont de différents types :

1. Variables (table 3), elles sont de trois types : flux, stocks (obtenus par intégration des flux) et variables ordinaires (qui ne relèvent pas des deux catégories précédents) . Les flux sont représentés par des cercles et les stocks par des rectangles ;
2. Paramètres (table 5) ;
3. Indices (table 4), ils précisent les dimensions des variables (ex : sexe, classes de taille, techniques de pêche, catégories commerciales...);
4. Fonctions (table 8).

1.2 Conventions

Dans la présentation des différents modules, les variables de stock sont encadrées par des rectangles et les flux par des cercles. Dans chaque module les noms des variables d'intérêt majeur sont présentés en caractère gras de plus grande taille. Les variables d'intérêt majeur exprimées en volume sont dans un cadre bleu, celles en valeur dans un cadre vert. Les paramètres initiaux du modèle sont en caractères italiques. Afin d'alléger la présentation certaines variables accessoires mais nécessaires aux calculs n'apparaissent pas. Enfin les noms figurant dans les cadres en forme d'hexagone indiquent un lien important vers un autre module, et ne doivent pas être considérés comme une variable. Dans la présentation des modules, par souci de concision, certaines variables d'intérêt technique mais sans importance pour la compréhension du modèle ont été volontairement ignorées.

1.3 Pas de temps et horizon temporel des simulations

Le pas de temps t du modèle est journalier¹. L'horizon temporel d'une simulation est de 10 ans, ce qui permet d'avoir suffisamment de recul pour tester les conséquences des changements de paramètres qui peuvent être introduits en début ou bien en cours de simulation. La durée totale d'une simulation est divisée en 10 années de 365 jours et chaque année est de longueur 365/12. Afin de permettre une présentation des résultats intermédiaires obtenus chaque année, les intervalles de temps annuel sont explicitement identifiés (indice year du tableau 4).

1.4 Fichiers d'entrée du modèle

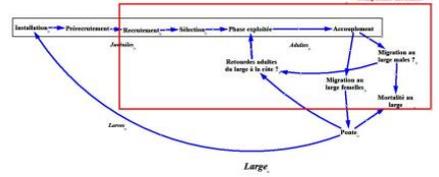
Les paramètres initiaux du modèle sont fournis dans un fichier Excel², les différentes feuilles composant ce fichier sont précisées au paragraphe 8.

2 Dynamique de la ressource

2.1 Rappel du cycle de l'espèce et spécification des phases modélisées

D'après la littérature scientifique, le cycle de *S. serrata* comprend une phase à la côte comprenant l'installation des postlarves, le recrutement, la sélection (quand l'espèce devient effectivement vulnérable aux engins de pêche) et l'accouplement des adultes. Il y a ensuite migration au large des femelles pour la ponte. La migration n'est pas démontrée pour les mâles, mais on a préféré conserver cette possibilité dans le modèle. On a prévu également la possibilité d'un retour partiel des individus partis au large vers la zone côtière exploitée. La composante modélisée du cycle exclut la ponte ainsi que l'ensemble des phases entre ponte et recrutement.

Fig. 1. Cycle de *S. serrata* et composante modélisée



2.2 Présentation graphique du module ressource

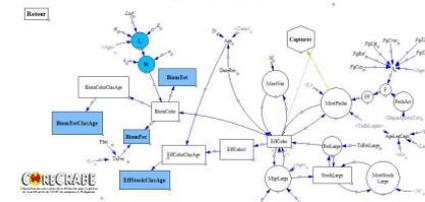
Le module ressource est présenté à la figure 2. Les variables de flux sont figurées par des cercles et les stocks par des rectangles.

2.3 Définition des cohortes

Le modèle retenu est de type analytique, donc représente explicitement la structure démographique de la ressource biologique exploitée sous forme de cohortes mensuelles. Une cohorte

1. Dans Vensim, il s'agit par défaut de la variable Time, par souci de concision nous préférons utiliser ici t .
2. Il s'agit, dans l'actuelle version du modèle, du fichier crabes.xls

Fig. 2. Module ressource



est composée d'un ensemble d'individus de même âge et donc équivalents entre eux. Le modèle représentant 10 années d'exploitation, et prenant en compte en début de simulation les effectifs de cohortes survivantes des trois années précédentes³, il y a donc 156 cohortes d'indice $c = \{c01, c02, \dots, c0156\}$. Chaque cohorte est recrutée le premier jour de chaque mois. L'âge des individus d'une cohorte est obtenu au moyen de l'équation :

$$Age_{c,t} = \begin{cases} T_{rc} + t - DateRec_c & t \geq DateRec_c \\ 0 & t < DateRec_c \end{cases} \quad (1)$$

où $t = 1, 3, \dots, 3650$ est le temps de simulation, T_{rc} est l'âge auquel est recrutée la cohorte c , $DateRec_c$ est le temps auquel la cohorte c est recrutée⁴.

2.4 Effectif des cohortes

L'effectif initial (recrutement) d'une cohorte $Rec_{c,s}$ est défini à partir de paramètres du fichier Excel⁵ (cf section 6). En raison de différences biologiques entre sexes, les cohortes mensuelles de mâles et femelles sont distinctes. Le sexe est précisé par l'indice s . L'effectif d'une cohorte $EffCoh_{c,s}$ vulnérable à la pêche varie à chaque pas de temps en raison de la mortalité naturelle, de la mortalité par pêche et de la migration au large des adultes après la reproduction et enfin du possible retour sur les zones de pêche d'une partie des individus partis au large. Enfin un élément correctif est introduit en $t = DateRec_c + 1$ pour corriger la valeur initiale de recrutement lorsque la biomasse féconde devient inférieure à un seuil critique (cf section 6).

La mortalité naturelle au nombre $MortNat_{c,s}$, est égale au produit de l'effectif d'une cohorte par le taux de mortalité naturelle M_s (défini comme paramètre) :

$$MortNat_{c,s,t} = EffCoh_{c,s,t} M_s \quad (2)$$

3. Il est indispensable que la ressource, au temps t_0 d'une simulation, soit déjà existante, c'est pourquoi les cohortes de trois années précédentes sont prises en compte en début de simulation. Dans le cas contraire, les premières années de simulation seraient caractérisées par un déséquilibre irréaliste entre classes d'âge. Il est important que l'utilisation du modèle permette d'avoir, en début de simulation, une structure par âge qui ne soit pas à l'origine d'une croissance ou d'une décroissance trop rapide de la ressource biologique quand elle sera exploitée.

4. On considère qu'une cohorte est recrutée lorsque ses individus deviennent vulnérables à la pêche, c'est à dire sont présents sur une zone de pêche et capturable par les engins de pêche présents.

La mortalité par pêche $MortPech_{c,s}$ est égale au produit de l'effectif d'une cohorte par le taux de mortalité par pêche $FF_{c,s}$.

$$MortPech_{c,s,t} = EffCoh_{c,s,t} FF_{c,s} \quad (3)$$

La mortalité par pêche $FF_{c,s}$ est obtenue par sommation de la mortalité par pêche par cohorte et technique de pêche $F_{c,ep}$.

$$FF_{c,s} = \sum_{ep} F_{c,ep} \quad (4)$$

La mortalité par pêche par cohorte et technique de pêche $F_{c,ep}$ est égale au produit de l'effort de pêche, mesuré par le nombre d'unités de pêcheurs actifs $\sum_{ep} PechAct_{ep,t}$, par la capturabilité $q_{c,ep}$:

$$F_{c,ep} = \sum_{ep} PechAct_{ep,t} q_{c,ep} \quad (5)$$

La capturabilité $q_{c,ep}$, c'est à dire la probabilité, pour un individu d'une cohorte c , d'être capturé quand une unité d'effort de pêche pour une technique ep est exercée, est une fonction $F_{q,ep}$ de l'âge de la cohorte $Age_{c,s}$. On prend ainsi en compte la possibilité d'un impact différent des techniques de pêche selon l'âge des crabes.

$$q_{c,ep} = F_{q,ep}(age_{c,s}) \quad (6)$$

La migration au large des individus adultes (où ils ne seront plus vulnérables à la pêche), $MigrLarge_{c,s}$ s'opère à partir de l'âge $AgeMigr_s$ et du taux de migration $TxMigr_s$. Le taux de migration est mensuel. Il est obtenu à partir du paramètre $ParTauxMigr_{m,ms}$ dans le fichier Excel des paramètres. On considère par ailleurs que la migration au large ne concerne que les femelles.

$$TxMigr_s = ParTauxMigr_{m,ms} \text{ si } m = 1, 2, \dots, 12 \text{ si } m \text{ mois} = 1, 2, \dots, 12 \quad (7)$$

où mois est une variable représentant les mois (1 à 12) pour chaque année.

$$MigrLarge_{c,s,t} = \begin{cases} EffCoh_{c,s,t} TxMigr_s & Age_{c,s,t} > AgeMigr_s \text{ et } s = \text{femelle} \\ 0 & Age_{c,s,t} \leq AgeMigr_s \\ 0 & s = \text{mâle} \end{cases} \quad (8)$$

L'abondance du stock de crabes au large, $StockLarge_{c,s}$, est obtenue par intégration du flux de migration $MigrLarge_{c,s}$, réduit de la mortalité naturelle $MortPopLarge_{c,s}$ soustrait par le stock du large et de la migration de retour vers le stock vulnérable à la pêche $RetLarge_{c,s}$.

$$StockLarge_{c,s,t} = \int (MigrLarge_{c,s,t} - MortPopLarge_{c,s,t} - RetLarge_{c,s,t}) dt \quad (9)$$

avec :

$$MortPopLarge_{c,s,t} = StockLarge_{c,s,t} M_s \quad (10)$$

et

$$RetLarge_{c,s,t} = StockLarge_{c,s,t} TxRetLarge \quad (11)$$

où $TxRetLarge$ est le taux de retour du large.

On dispose désormais de tous les éléments pour spécifier l'équation de l'abondance d'une cohorte (un exemple graphique est proposé à la figure 3) :

$$EffCoh_{c,s,t} = \begin{cases} Rec_{c,s,t} + \int_{DateRec_c}^{t} (-MortNat_{c,s,t} - MortPech_{c,s,t} - MigrLarge_{c,s,t} + RetLarge_{c,s,t} - CorRec_{c,s,t}) dt & \text{si } t \geq DateRec_c \\ 0 & \text{si } t < DateRec_c \end{cases} \quad (12)$$

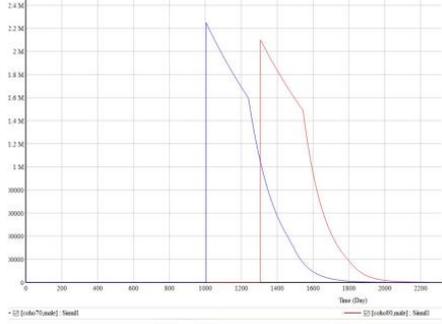
où $CorRec_{c,s}$ est la correction apportée à la valeur initiale du recrutement de la cohorte au temps $t = DateRec_c + 1$ (cf section 6).

L'abondance d'une cohorte peut aussi être calculée par classes d'âge, ce qui permet d'analyser plus

Tab. 1. Classes d'âge

Classes d'âge	Age en jours
c1	[0,365]
c2	[365, 730]
c3	[730,1095]
c4	[1095, +∞)

Fig. 3. Effectif de deux cohortes



finement l'impact d'une modification du diagramme d'exploitation sur la structure démographique du stock. L'effectif d'une cohorte par classe d'âge est obtenu de la façon suivante :

$$EffCohClass_{Age_{c,s,t}} = \begin{cases} \sum_{Age_{c,s,t} \in [AgeMin_{class}, AgeMax_{class}]} EffCoh_{c,s,t} & Age_{c,s,t} \in [AgeMin_{class}, AgeMax_{class}] \\ 0 & Age_{c,s,t} \notin [AgeMin_{class}, AgeMax_{class}] \end{cases} \quad (13)$$

où $AgeMin_{class}$ et $AgeMax_{class}$ sont les bornes minimales et maximales des classes d'âge (cf tableau 1).

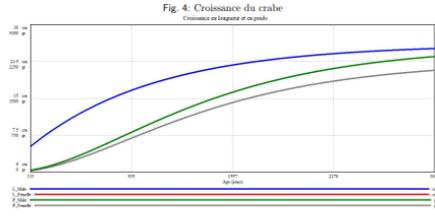
On obtient l'effectif de l'ensemble du stock par classe d'âge :

$$EffStockClass_{Age_{c,s,t}} = \sum_c EffCohClass_{Age_{c,s,t}} \quad (14)$$

2.5 Biomasse des cohortes

Il est important ici de rappeler ici que l'on se réfère à la biomasse disponible à la côte, c'est dire à être vulnérable à la pêche (ie la biomasse des individus ayant migré au large est ignorée). Pour

5. Fonction dont la forme définitive reste à préciser.



passer de l'effectif à la biomasse d'une cohorte, il nous faut multiplier le nombre d'individus par leur poids. On utilise tout d'abord la fonction de croissance de Von Bertalanffy pour représenter la croissance en longueur :

$$L_{c,t,s} = Linf_s(1 - e^{-k_s(Age_{c,t,s} - t_{0,s})}) \quad (15)$$

où $Linf_s$ est la longueur asymptotique, k_s le paramètre de croissance et $t_{0,s}$ l'âge théorique pour lequel la longueur est égale à 0.

Le poids individuel $W_{c,t,s}$ est obtenu au moyen de la relation longueur-poids :

$$W_{c,t,s} = \alpha_s L_{c,t,s}^3 \quad (16)$$

Le croissance en longueur (identique pour les deux sexes) et en poids est présentée à la figure 4). La biomasse par cohorte (cf figure 5) peut désormais être calculée :

$$BiomCoho_{c,t,s} = W_{c,t,s} EffCoho_{c,t,s} \quad (17)$$

La biomasse totale (figure 6) s'obtient par sommation sur les cohortes et sexes :

$$BiomTot_t = \sum_c \sum_s BiomCoho_{c,t,s} \quad (18)$$

La biomasse féconde par cohorte est obtenue en multipliant la biomasse par cohorte $BiomCoho_{c,t,s}$ par le taux de maturité $TxFec_{c,t,s}$, fonction de la longueur des individus de la cohorte $L_{c,t,s}$:

$$BiomFec_t = \sum_c \sum_s BiomCoho_{c,t,s} TxFec_{c,t,s} \quad (19)$$

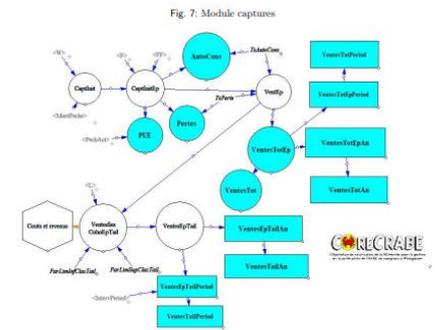
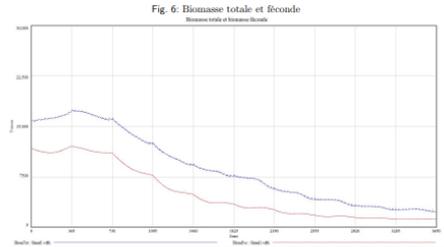
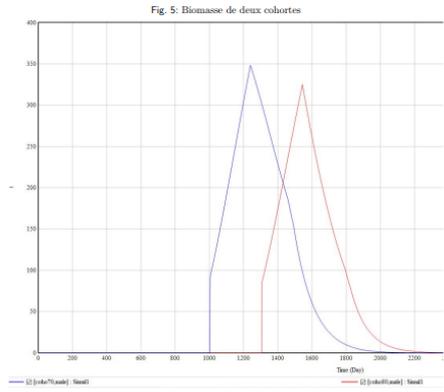
avec :

$$TxFec_{c,t,s} = Ffec(L_{c,t,s}) \quad (20)$$

où $Ffec$ est la relation fonctionnelle entre la longueur et la maturité des individus. De façon similaire à l'abondance (effectifs), la biomasse peut être décomposée par classes d'âge. La biomasse par cohorte et classe d'âge est obtenue à partir de l'équation :

$$BiomCohoClasAge_{c,t,s} = \begin{cases} BiomCoho_{c,t,s} & \text{si } Age_{c,t,s} \in [AgeMin_{c,t,s}, AgeMax_{c,t,s}] \\ 0 & \text{si } Age_{c,t,s} \notin [AgeMin_{c,t,s}, AgeMax_{c,t,s}] \end{cases} \quad (21)$$

La biomasse totale par classe est ainsi égale à :

$$BiomTotClasAge_{c,t,s} = \sum_c BiomCohoClasAge_{c,t,s} \quad (22)$$


Ce module détermine les captures et ventes⁶ par engin de pêche et pour l'ensemble de la pêche. Les résultats instantanés (courants) sont ensuite synthétisés par année et sur l'ensemble de la période de temps simulée.

3.1 Des captures initiales aux ventes totales annuelles

Les captures initiales $CapInit$ sont obtenues par le produit de la mortalité par pêche en nombre $MortPech_{c,t}$ (nombre de crabes d'une cohorte morts par pêche) et du poids individuel $W_{c,t}$:

$$CapInit_{c,t,s} = MortPech_{c,t} W_{c,t,s} \quad (23)$$

Les captures initiales par engin sont calculées en utilisant le rapport de la mortalité par pêche par engin de pêche $F_{c,t,s}$ sur la mortalité par pêche totale F_t :

$$CapInitEP_{c,t,s} = (F_{c,t,s} / F_t) CapInit_{c,t,s} \quad (24)$$

La prise par unité d'effort par engin PU_{EP} est égale à :

$$PU_{EP,t} = \sum_c \sum_s CapInitEP_{c,t,s} / \sum_c PechAct_{c,t,s} \quad (25)$$

où $PechAct_{c,t,s}$ est l'effectif de pêcheurs actifs. Les ventes par engin sont obtenues après déduction des pertes post-captures $Pertes$ et de l'autoconsommation $Autocons$:

$$VenteEP_{c,t,s} = CapInitEP_{c,t,s} (1 - TxPerte_{c,t,s}) (1 - TxAutoCons) \quad (26)$$

6. On a fait une distinction entre prélèvements (captures) et quantités mises sur le marché (ventes)

où $TxFec_{c,t,s}$ et $TxCons$ sont les taux de perte (par technique de pêche) et d'autoconsommation. L'autoconsommation est égale à :

$$Autocons_t = \sum_{ep} \sum_c \sum_s CapInitEP_{ep,c,t,s} * TxAutoCons_{ep} \quad (27)$$

Les pertes post-captures sont égales à :

$$Pertes_t = \sum_{ep} \sum_c \sum_s CapInitEP_{ep,c,t,s} * TxPerte_{c,t,s} \quad (28)$$

Il est possible désormais de calculer les ventes totales par engin :

$$VentesTotEP_{ep,t} = \sum_c \sum_s VenteEP_{ep,c,t,s} \quad (29)$$

Les ventes totales de la pêche (figure 8) sont égales à :

$$VentesTot_t = \sum_{ep} VentesTotEP_{ep,t} \quad (30)$$

Le cumul des ventes par engin et année $year$ est égal à :

$$VentesTotEP_{ep,year} = \int_{debut_{year}}^{finan_{year}} VentesTotEP_{ep,t} dt \quad (31)$$

où $debut_{year}$ et $finan_{year}$ sont les bornes de chaque intervalle de temps annuel. Le cumul annuel des ventes totales (soit tous engins confondus) est aisé à obtenir (figure 9) :

$$VentesTot_{year} = \sum_{ep} VentesTotEP_{ep,year} \quad (32)$$

Il est également possible de calculer les ventes cumulées pour une période inférieure à l'année, dont les limites sont définies par l'utilisateur dans le fichier Excel des paramètres.

$$VentesTotEP_{ep,periode} = \int_{debut_{periode}}^{finan_{periode}} VentesTotEP_{ep,t} dt \quad (33)$$

où $debut_{periode}$ et $finan_{periode}$ sont les bornes de chaque période de temps. Le cumul annuel des ventes totales (soit tous engins confondus) par période au sein de chaque année est aisé à obtenir :

$$VentesTot_{periode,year} = \sum_{ep} VentesTotEP_{periode} \quad (34)$$

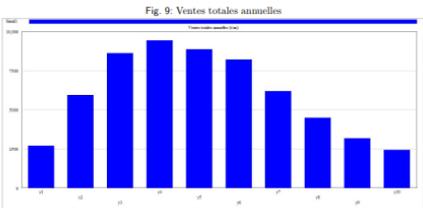
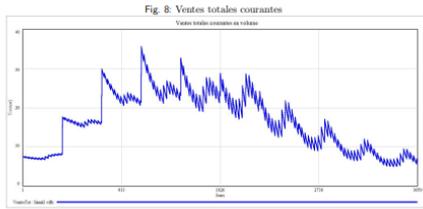
3.2 Les ventes par classes de taille

Les classes de taille retenues sont définies au tableau 2. Les ventes par engin, cohortes et taille $VenteEP_{ep,c,t,tail}$ sont décomposées par classe de taille :

$$VentesSexCohoEP_{ep,c,t,tail} = \begin{cases} VenteEP_{ep,c,t,s} & \text{si } L_{c,t,s} \in [L_{minCoho,tail}, L_{MaxCoho,tail}] \\ 0 & \text{si } L_{c,t,s} \notin [L_{minCoho,tail}, L_{MaxCoho,tail}] \end{cases} \quad (35)$$

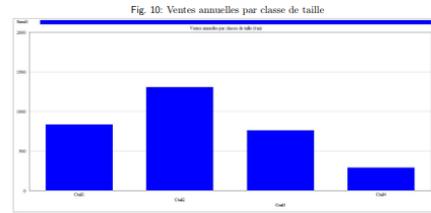
où $L_{minCoho,tail}$ et $L_{MaxCoho,tail}$ sont les limites minimales et maximales des classes de taille. On obtient aisément, à partir de l'expression précédente, les ventes par engin et classe de taille :

$$VentesEP_{tail,year,Coho,tail} = \sum_c \sum_s VentesSexCohoEP_{ep,c,t,tail} \quad (36)$$



Tab. 2 Classes de taille

Classes	intervalle en cm
Ctail1	[0,11]
Ctail2	[11,13]
Ctail3	[13,15]
Ctail4	[15,+∞]



On peut intégrer l'expression précédente sur les intervalles de temps annuels ou sur une autre période pour obtenir les ventes par taille et engin cumulées par an :

$$VentesEpTailAn_{ep,Ctail,year} = \int_{d_{debut_{year}}}^{d_{fin_{year}}} VentesEpTail_{ep,Ctail,t} dt \quad (37)$$

$$VentesEpTailPeriod_{ep,Ctail,year} = \int_{d_{periode_{debut_{year}}}}^{d_{periode_{fin_{year}}}} VentesEpTail_{ep,Ctail,t} dt \quad (38)$$

Les ventes par taille cumulées par an ou pour une autre période (figure 10) sont ainsi obtenues :

$$VentesTailAn_{ep,Ctail,year} = \sum_{ep} VentesEpTailAn_{ep,Ctail,year} \quad (39)$$

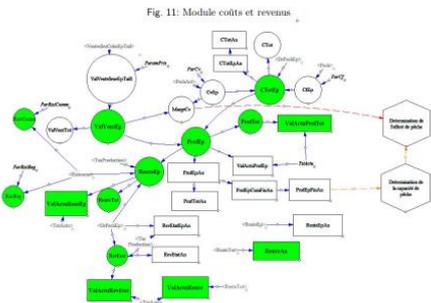
$$VentesTailPeriod_{ep,Ctail,year} = \sum_{ep} VentesEpTailAn_{ep,Ctail,year} \quad (40)$$

4 Coûts et revenus

Ce module détermine les résultats économiques par engin et pour l'ensemble de la pêcherie. Les résultats instantanés (courants) sont synthétisés par année et sur l'ensemble de la période de temps simulée.

4.1 Prix et revenus

Dans ce module les prix sont considérés comme exogènes, c'est à dire indépendants des débarquements. Cette hypothèse semble correcte dans la mesure où l'essentiel de la production est destinée au marché international sur lequel l'offre de la pêcherie malgache peut être considérée



comme marginale. Les prix proposés par les collecteurs peuvent être cependant varier en fonction d'attributs de qualité des produits, ainsi que du degré de concurrence entre intermédiaires commerciaux. Les prix sont définis par le paramètre *ParamPrix*. Les attributs retenus pouvant influer sur prix sont le sexe⁷, la technique de pêche⁸ et la taille⁹. Le chiffre d'affaires par sexe, engin de pêche et taille est obtenu grâce à l'équation :

$$ValVenteSexeEpTail_{ep,sex,etail,t} = \sum_{ep} (VentesSexeCohoEpTail_{ep,sex,etail,t} \cdot ParamPrix_{sex,etail,t}) / 1000 \quad (41)$$

La valeur des ventes par engin de pêche peut ainsi être calculée :

$$ValVentEp_{ep,t} = \sum_{sex} \sum_{etail} ValVenteSexeEpTail_{ep,sex,etail,t} \quad (42)$$

Cette valeur peut être ensuite cumulée sur chacun des intervalles de temps annuels :

$$ValVentesEpAn_{ep,year} = \int_{d_{debut_{year}}}^{d_{fin_{year}}} ValVentEp_{ep,t} dt \quad (43)$$

4.2 Les coûts

On distingue coûts fixes (proportionnels à la capacité de pêche) et coûts variables (proportionnels à l'effort de pêche). Le détail de la structure des coûts fixes et variables par pêcheur est précisée dans le fichier de paramètres, le modèle utilisant en entrée le coût variable total par pêcheur/jour et le coût fixe total annuel par pêcheur.

7. Le poids relatif des pièces étant plus important chez les mâles.
8. Certaines techniques, comme le croché, étant plus susceptibles de détériorer les crabes au moment de la capture.
9. Sur le marché international le prix au kg augmente avec la taille.

Le coût variable par engin de pêche et par jour est égal à :

$$CvEp_{ep,t} = \sum_{ep} (PechAct_{ep,t} \cdot ParCv_{ep}) \cdot 10^{-6} \quad (44)$$

où *ParCv* est le coût variable par pêcheur et par jour, et *PechAct* est le nombre de pêcheurs actifs (effort de pêche), par jour. Les coûts fixes par engin de pêche sont obtenus de façon similaire, mais en étant proportionnels à la capacité de pêche; ils sont rapportés à la journée, indépendamment de l'activité des pêcheurs.

$$CfEp_{ep,t} = \sum_{ep} (ParCf_{ep} \cdot PechCap_{ep}) \cdot 10^{-6} / 365 \quad (45)$$

On peut désormais calculer le coût total par engin de pêche en intégrant également les droits de pêche pouvant être prélevés par l'Etat (cf 7 et 78) :

$$CTotEp_{ep,t} = CvEp_{ep,t} + CfEp_{ep,t} + DrEp_{ep,t} \quad (46)$$

4.3 Les résultats économiques

4.4 Profit de la pêcherie

Le profit par engin de pêche (Figure 12) est égal à :

$$ProfEp_{ep,t} = ValVentEp_{ep,t} - CTotEp_{ep,t} \quad (47)$$

Le profit total de la pêcherie est obtenu par sommation sur l'ensemble des engins de pêche :

$$ProfTot_t = \sum_{ep} ProfEp_{ep,t} \quad (48)$$

Afin de pouvoir comparer les résultats économiques de différents scénarios sur l'ensemble des années de simulation, on utilisera la valeur actualisée du profit par engin ou total :

$$ValActuProfEp_{ep} = \int_0^{T_{max}} ProfEp_{ep,t} e^{-T \cdot Act_u} dt \quad (49)$$

$$ValActuProfTot = \int_0^{T_{max}} ProfTot_t e^{-T \cdot Act_u} dt \quad (50)$$

Où *T_{Actu}* est le taux d'actualisation.

Enfin, les profits sont cumulés sur chaque intervalle de temps annuel year :

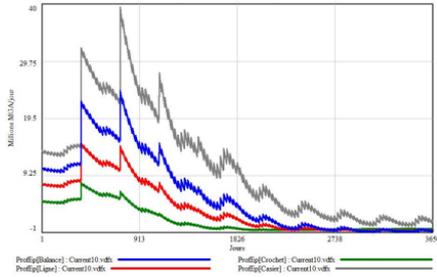
$$ProfEpAn_{ep,year} = \int_{d_{debut_{year}}}^{d_{fin_{year}}} ProfEp_{ep,t} dt \quad (51)$$

$$ProfTotAn_{year} = \sum_{ep} ProfEpAn_{ep,year} \quad (52)$$

La marge relative sur coûts variables *MargeCv_{ep}* est un indicateur de court terme, n'intégrant que les coûts variables, permettant la prise en compte de la saisonnalité de l'activité. Il est utilisé plus loin pour déterminer le taux d'activité des pêcheurs. Il est déterminé par l'équation suivante :

$$MargeCv_{ep} = (ValVentEp_{ep} - CvEp_{ep}) / ValVentEp_{ep} \quad (53)$$

Fig. 12: Profit par engin de pêche
Profit courant par engin



4.5 Rente économique et contribution aux revenus de l'État, des régions et des communes

En l'absence d'intervention de l'État sous forme de subventions ou de droits de pêche, la rente de la pêcherie est égale aux profits perçus par les pêcheurs. Par contre dès que l'État (ou toute autre collectivité publique) prélève des taxes ou bien au contraire distribue des subventions, la rente n'est plus égale au profit, mais à la somme de celui-ci et de la contribution nette du secteur de la pêche au revenu de l'État au sens large (taxes moins les subventions). Bien que dans la pêcherie de crabes, il n'existe à ce jour ni taxes, ni subventions à notre connaissance, nous avons prévu cette possibilité dans ce modèle. A ce stade de développement du modèle, seules les taxes (droits de pêche) ont été introduites. La prise en compte de subventions sera aisément envisageable. La rente par engin $RenteEp_{p,t}$ est égale à la somme des droits de pêche prélevés $DrPechEp_{p,t}$ par engin de pêche (définis à l'équation 78), du profit par engin $ProfEp_{p,t}$, de la taxe d'exportation $TaxExportation_{p,t}$ et de la ristourne allant aux communes et aux régions ($Ristourne_{p,t}$):

$$RenteEp_{p,t} = DrPechEp_{p,t} + ProfEp_{p,t} + TaxExportation_{p,t} + Ristourne_{p,t} \quad (54)$$

Les ristournes sont des taxes locales dont l'assiette est le volume de crabes vendus. Elles sont réparties ensuite entre commune et région. Le montant des ristournes prélevées par engin de pêche $Ristourne_{p,t}$ est déterminé par l'équation suivante :

$$Ristourne_{p,t} = VentesTotEp_{p,t} * ParTzRistourne / 1e + 06 \quad (55)$$

où $ParTzRistourne$ est lu dans le fichier Excel de paramètres. Le montant des ristournes est ensuite partagé entre région ($RistReg_{p,t}$) et commune ($RistComm_{p,t}$).

$$RistComm_{p,t} = ParRistComm * Ristourne_{p,t} / 100 \quad (56)$$

$$RistReg_{p,t} = ParRistReg * Ristourne_{p,t} / 100 \quad (57)$$

où $ParRistReg$ et $ParRistComm$ sont les parts respectives en pourcentage allant à la région et aux communes, ils sont lus dans le fichier Excel de paramètres.

La taxe d'exportation par engin est égale au produit des ventes par engin $VentesTotEp_{p,t}$ multiplié par le taux de la taxe d'exportation (lu dans le fichier de paramètres Excel) :

$$TaxExportation_{p,t} = VentesTotEp_{p,t} * ParTzTaxExportation / 10^6 \quad (58)$$

La rente courante totale courante sera égale à :

$$RenteTot_t = \sum_{p \in P} RenteEp_{p,t} \quad (59)$$

Le revenu annuel de l'État par engin $RevEtatEpAn_{p,t}$ est obtenu à partir de l'équation suivante :

$$RevEtatEpAn_{p,t} = \int_{t=1}^{TMax} (DrPechEp_{p,t} + TaxExportation_{p,t}) * Intervan_{p,t} dt \quad (60)$$

Où $Intervan_{p,t}$ prend la valeur 1 quand $t \in [debut_{p,t}, fin_{p,t}]$ ou 0 autrement. La rente par engin et par an $RenteEpAn_{p,t}$ est la somme des revenus de l'État et des profits par engin de pêche et par an :

$$RenteEpAn_{p,t} = RevEtatEpAn_{p,t} + ProfEpAn_{p,t} \quad (61)$$

Le revenu total courant de l'État $RevEtat_t$ est égal à la somme des droits de pêche et de la taxe de production par engin :

$$RevEtat_t = \sum_{p \in P} (DrPechEp_{p,t} + TaxExportation_{p,t}) \quad (62)$$

Les revenus annuels de l'État peuvent être désormais calculés :

$$RevEtatAn_{p,t} = \int_{t=1}^{TMax} RevEtat_t * Intervan_{p,t} dt \quad (63)$$

La rente par an est égale à :

$$RenteAn_{p,t} = ProfTotAn_{p,t} + RevEtatAn_{p,t} \quad (64)$$

La rente actualisée, qui est indicateur de résultat économique sur l'ensemble de la période simulée est calculée selon la formule :

$$ValActuRevEtat = \int_1^T [(ProfTot_t + RevEtat_t) * e^{-TrActu,t}] dt \quad (65)$$

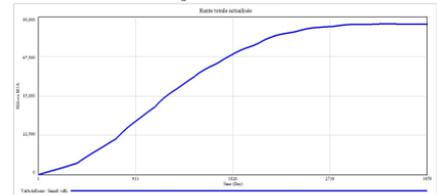
On peut de la même façon calculer la valeur actualisée des revenus de l'État (cf figure 11) :

$$ValActuRevEtat = \int_1^T RevEtat_t * e^{-TrActu,t} dt \quad (66)$$

5 Capacité et effort de pêche

La capacité de pêche représente le nombre potentiel de pêcheurs pouvant pêcher au cours d'une année. L'effort de pêche est égal au nombre de pêcheurs actifs chaque jour. La détermination de la capacité et de l'effort de pêche constitue la principale boucle de rétroaction dans le modèle. Capacité et effort de pêche vont déterminer la nouvelle mortalité par pêche et dépendent des résultats économiques de l'exploitation passée de la ressource biologique. Quelque soit le choix retenu, la capacité de pêche reste constante au sein d'un intervalle de temps annuel. Suite à l'évaluation de la première version du modèle il a été décidé de faire une distinction entre pêcheurs migrants saisonniers et pêcheurs résidents. Pour ce faire un indice supplémentaire (pech) a été ajouté, qui peut prendre deux valeurs (res, migr).

Fig. 13: Rente actualisée

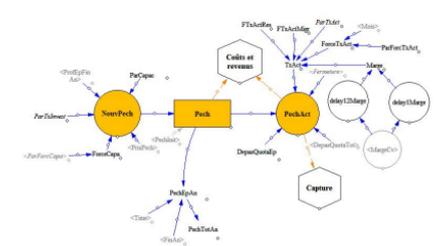


5.1 Détermination de la capacité de pêche

Différentes options sont possibles (leur choix dépend de la valeur donnée au paramètre $ParCapac$) :

- maintenir la capacité à son niveau initial ($ParCapac=0$) ;
- détermination endogène de la variation de la capacité, en fonction du profit au cours de l'année précédente ($ParCapac=1$) ;
- capacité annuelle variant selon un choix initial ($ParCapac=2$)

Fig. 14: Module capacité et effort de pêche



En fin de chaque année, la variation du nombre de pêcheurs ($NousPech_{p,t}$) est déterminée grâce à l'équation suivante :

$$NousPech_{p,t} = \begin{cases} 0 & ParCapac = 0 \\ (ProfEpFinAn_{p,t} * TxInvest_{p,t}) / PrixPech_{p,t} & ParCapac = 1 \\ ForceCap_{p,t} & ParCapac = 2 \end{cases} \quad (67)$$

Dans le second cas (détermination endogène de la variation de la capacité de pêche), la variation du nombre de pêcheurs est égale à part du profit de l'année passée réinvestie ($TxInvest_{p,t}$ est le taux d'investissement), divisée par le coût d'investissement pour l'installation d'un nouveau pêcheur ($PrixPech_{p,t}$). Ces deux derniers paramètres sont précisés dans le fichier de paramètres Excel. Dans le troisième cas, la variation de capacité par engin de pêche est déterminée par le paramètre $ParForceCap$, précisé également dans le fichier Excel (cf section 7). On considère que la réponse des pêcheurs à une variation des profits est différente entre résidents et migrants. Par contre quelque soit le type de pêcheurs, c'est le montant du profit total par engin qui est pris en compte.

La capacité de pêche de pêche annuelle par engin $Pech_{p,t}$ est obtenue au moyen de l'équation suivante (en gardant bien à l'esprit que les nouveaux pêcheurs sont pris en compte en début de chaque année) :

$$Pech_{p,t} = PechInit_{p,t} + \int_1^{tMax} NousPech_{p,t} dt \quad (68)$$

Où $PechInit_{p,t}$ est le nombre initial de pêcheurs résidents et migrants par engin (cf section 7).

5.2 Détermination de l'effort de pêche

L'effort de pêche (figure 15) est égal à la capacité $Pech_{p,t}$ multipliée par le taux d'activité $TxAct_{p,t}$:

$$PechAct_{p,t} = Pech_{p,t} * TxAct_{p,t} * Fermeture_{p,t} * DepasQuotaEp_{p,t} * DepasQuotaTd \quad (69)$$

Les variables $Fermeture$, $DepasQuota$ et $DepasQuotaTd$ prennent la valeur 0 en cas de fermeture de la pêche ou de dépassement du quota de captures autorisé, dans les cas contraires, elles sont égales à 1 (cf section 7).

Le taux d'activité est déterminé selon deux modalités au choix de l'utilisateur (Paramètre $ParTxAct$ défini dans le fichier Excel des paramètres) :

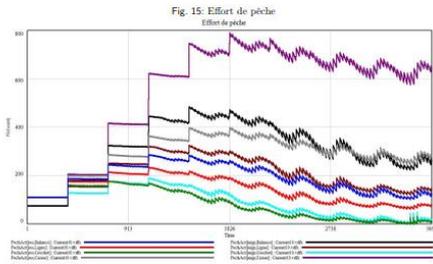
— si $TxAct=0$, sa valeur mensuelle par engin de pêche est prédéterminé par l'utilisateur (et défini dans le fichier Excel des paramètres) ;

$$TxAct_{p,t} = \begin{cases} FTxAct_{p,t} * [(MargeC_{p,t-365} + MargeC_{p,t-365/12}) / 2] > 365 \text{ et } TxAct = 1 \\ 0,5 & t < 365 \text{ et } TxAct = 1 \\ ForceTxAct_{p,t} & TxAct = 0 \end{cases} \quad (70)$$

La valeur 0.5 est imposée par défaut pendant la première année en raison de l'impossibilité de prendre en compte le délai d'un an. On considère que le taux d'activité des pêcheurs migrants saisonniers est différent de celui des migrants.

6 Recrutement

Le module recrutement (fig. 16) a deux composantes. Tout d'abord la prise en compte possible d'une relation stock-recrutement qui autorise la possibilité d'une surexploitation de recrutement, quand la biomasse seconde devient inférieure à un seuil critique. Ensuite la possibilité d'une composante aléatoire (ou stochastique) du recrutement, permettant de représenter l'impact de la variabilité environnementale sur le renouvellement de la ressource exploitée. Le modèle est construit



de sorte que ces différentes possibilités puissent être ignorées (recrutement constant durant toute la simulation), prises en compte simultanément ou séparément. Deux paramètres importants (apparaissant en haut de la fig. 16) sont à préciser en tout premier lieu. Le premier, $ParRec_{tot}$, fournit le nombre d'individus des deux sexes recrutés dans chaque cohorte c . Ce paramètre est lu dans la feuille « REC » du fichier Excel. Le second, $MultiRec$ est un multiplicateur du nombre de recrues, il permet de faire varier aisément ce dernier pour procéder à des ajustements sans modifier d'autres paramètres. Il est lu dans la même feuille que le paramètre précédent.

6.1 Relation stock-recrutement

Le recrutement par cohorte $Rec_{c,t}$ est obtenu à partir de l'équation suivante :

$$Rec_{c,t} = \begin{cases} (ParRec_{c,t} \cdot MultiRec) / 2 & ParRecStoc = 0 \\ (ParRec_{c,t} \cdot MultiRec \cdot ChocAn_{year}) / 2 & \begin{cases} ParRecStoc = 1 \text{ et :} \\ DateRec_c \in [DebAn_{year}, FinAn_{year}] \end{cases} \end{cases} \quad (71)$$

où $ParRecStoc$ est un paramètre (lu dans le fichier Excel) égal à 1 lorsque l'on choisit un recrutement stochastique et à 0 dans le cas contraire. On fait l'hypothèse d'un sex ratio équilibré au moment du recrutement. La variable $ChocAn_{year}$ représente le paramètre stochastique annuel s'appliquant à l'ensemble des cohortes de l'année. Il est explicité au paragraphe 6.2. Dans ce modèle la relation stock-recrutement retenue est représentée à la figure 17. Quand la biomasse est supérieure à un seuil (biomasse féconde limite), le recrutement est constant (en l'absence d'effet stochastique). Par contre, en dessous de ce seuil, le recrutement décroît linéairement pour atteindre la valeur 0 quand la biomasse est nulle.

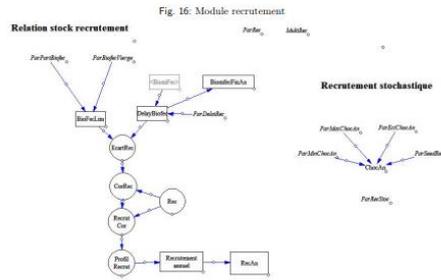
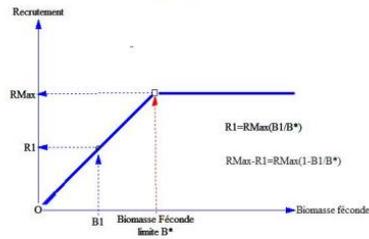


Fig. 17: Relation stock-recrutement



L'écart relatif de recrutement $EcartREC$ lorsque la biomasse est inférieure au seuil critique est alors égal à :

$$EcartREC = \begin{cases} Biomfec_{t-ParDelaREC} / BioFecLim & Biomfec_{t-ParDelaREC} \leq ParBioFecLim \\ 1 & Biomfec_{t-ParDelaREC} > ParBioFecLim \end{cases} \quad (72)$$

où $ParDelaREC$ est l'intervalle de temps entre la ponte et le recrutement et $ParBioFecLim$ le

seuil limite de biomasse féconde. La correction à apporter dans l'équation 12 calculant les effectifs par cohorte est donc égale à :

$$CorRec_{c,t} = \begin{cases} 1000 \cdot Rec_{c,t} \cdot (1 - EcartREC) & t = DateRec_c \\ 1 & t \neq DateRec_c \end{cases} \quad (73)$$

6.2 Recrutement stochastique

La variable stochastique $ChocAn$ utilisée dans l'équation n° 71 calculant le recrutement, permet d'introduire la variabilité inter-annuelle liée à l'environnement. Elle est tirée dans une loi normale d'espérance mathématique égale à 1 :

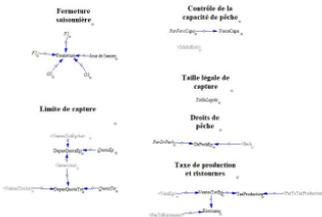
$$ChocAn_{year} \sim N(1, \sigma = ParEctChocAn, Max = ParMaxChocAn, min = ParMinChocAn) \quad (74)$$

Les paramètres d'écart-type $ParEctChocAn$, de valeur maximale $ParMaxChocAn$ et minimale $ParMinChocAn$ sont lus dans le fichier de paramètres Excel.

7 Régulations

Ce module contient les variables de régulation de la pêcherie. Comme ces variables sont définies de façon exogène, il n'y pas d'interactions entre elles.

Fig. 18: Module régulations



7.1 Fermeture saisonnière

La variable $Fermeture_t$ prend la valeur 1 quand la pêcherie est ouverte, 0 dans le cas inverse. Il est possible de définir jusqu'à deux périodes de fermeture par an. Les périodes de fermeture sont définies par leurs dates de fermetures (F1, F2) et d'ouverture (O1, O2) exprimées en jours de l'année.

$$Fermeture_t = \begin{cases} 1 & t \notin [F1, O1] \cup [F2, O2] \\ 0 & t \in [F1, O1] \cup [F2, O2] \end{cases} \quad (75)$$

7.2 Quotas de capture

Le modèle permet la prise en compte de quota par engin ou bien d'un quota global (i.e. tous engins confondus). La variable $DepasQuotaEpp$ prend la valeur 0 lorsque le quota de capture de l'engin correspondant est atteint, dans le cas contraire elle est égale à 1 :

$$DepasQuotaEpp_{p,t} = \begin{cases} 0 & \sum_{year} [VentesTotEpp_{year} * Intervan_{year}] > QuotaEpp \\ 1 & \sum_{year} [VentesTotEpp_{year} * Intervan_{year}] \leq QuotaEpp \end{cases} \quad (76)$$

Où $Intervan_{year}$ prend la valeur 1 quand $t \in [debut_{year}, fin_{year}]$ ou 0 autrement. La variable $DepasQuotaTot$ prend la valeur 0 lorsque la capture totale est supérieure au quota de capture pour les engins de pêche confondus, dans le cas contraire elle est égale à 1 :

$$DepasQuotaTot = \begin{cases} 0 & \sum_{year} [VentesTotAn_{year} * Intervan_{year}] > QuotaTot \\ 1 & \sum_{year} [VentesTotAn_{year} * Intervan_{year}] \leq QuotaTot \end{cases} \quad (77)$$

7.3 Contrôle de la capacité de pêche

Le contrôle de la capacité de pêche suppose de définir tout d'abord le nombre initial de pêcheurs $PechInit_{p,t}$. Ce dernier est égal au paramètre $ParPech_{p,t}$ multiplié par le multiplicateur de capacité $MultiFid_{p,t}$, tous deux définis dans le fichier de paramètres. Le multiplicateur permet de tester aisément la réaction du modèle à une variation de la capacité de pêche. Il est également possible de « forcer » la variation du nombre de pêcheurs au début de chaque année au moyen du paramètre $ForcCapp$ (cf équation 67 et sous-section 8.2).

7.4 Droits de pêche

Le modèle permet de simuler l'instauration de droits de pêche. Les droits de pêche par engin $DrPechEpp,t$ sont obtenus grâce à l'équation suivante :

$$DrPechEpp,t = \sum_{p} (Pech_{p,t} \cdot ParDrPech_{p,t}) \cdot 10^{-6} / 365 \quad (78)$$

7.5 Ristournes

8 Modification et lecture des paramètres

Les paramètres du modèle susceptibles d'être modifiés sont lus dans le fichier Excel crabc.xlsx qui doit être installé dans le même répertoire que le programme Yousin. Lorsque la valeur d'un paramètre est modifiée dans le fichier Excel, la modification doit être validée au moyen de la touche « Enter » et le curseur doit pas rester positionné sur une cellule où figure la valeur d'un paramètre, dans le cas contraire le programme mentionnera une erreur d'exécution au lancement de la simulation. Le fichier Excel est organisé en différentes feuilles selon la nature des paramètres. Un code couleur a été adopté par convention pour les cellules : jaune (cellules dont la valeur peut être modifiée), bleu (cellules à ne pas modifier).

8.1 Feuille Rec

- Elle précise les valeurs des différents paramètres de recrutement.
- recrutement total annuel, individus mâles et femelles (en milliers d'individus) : cellule B2 ;
- âge au recrutement (exprimé en jours) : cellule G2 ;
- Multiplicateur de recrutement : K2 (permet de tester l'impact d'une variation des valeurs initiales de recrutement sans smoothier les autres paramètres) ;
- répartition mensuelle du recrutement annuel (en pourcentage, le total doit être égal à 100 %) : cellules A8 à L8 ;
- biomasse féconde vierge (en tonnes), cellule F29 ;

- Seuil critique de biomasse féconde en % (en dessous duquel le recrutement décroît) : F30;
- Délai entre la ponte et le recrutement (en mois) : F31;
- Introduction d'un recrutement stochastique (0 = non, 1 = oui) : K29;
- Valeur minimale du choc annuel de recrutement (entre 0 et 1) : K30;
- Valeur maximale du choc annuel de recrutement (entre 1 et 2) : K31;
- Ecart-type du choc annuel de recrutement (entre 0 et 0.7) : K32;

8.2 Feuille Pech

- Elle précise l'effectif initial de pêcheurs par engin de pêche et leur coûts fixes et variables.
- Effectifs initiaux de pêcheurs (par type d'engin) : B4 (pêcheurs résidents); B5 (pêcheurs saisonniers);
 - Modalités de variation de la capacité de pêche : G1. Trois valeurs sont possibles : 0 (effectif maintenu à sa valeur initiale), 1 (effectif variant en fonction des résultats économiques), 2 (variation annuelle prédéterminée par l'utilisateur dans la même feuille Excel);
 - Modalités de variation du taux d'activité : G2 : Deux valeurs sont possibles : 0 (taux d'activité mensuel prédéterminé par l'utilisateur); 1 (endogène, fonction des résultats économiques);
 - Taux d'actualisation annuel en % : J1;
 - Multiplicateur d'effectif de pêcheurs (par engin de pêche) : B9 (pêcheurs résidents), B10 (pêcheurs saisonniers);
 - Coûts variables d'exploitation (par pêcheur et type d'engin et par jour) : B14 à B18. On a prévu 5 lignes (CV1 à CV5) pour préciser les éléments des coûts variables (à identifier). La ligne 13 précise le coût d'opportunité du travail de l'équipage (par jour). Le total des coûts variables par jour est reporté à la ligne 19 (cellule B19);
 - Les coûts fixes annuels (par pêcheur et type d'engin), autres que l'amortissement des équipements de pêche, sont précisés à partir des cellules B23 à B27; la récapitulation des ces éléments est réalisée à partir de la cellule B28;
 - Les taux de pertes après capture et les taux d'autoconsommation par pêcheur et type d'engin sont précisés aux cellules B38 et B39;
 - La relation entre taux de marge sur coûts variables et taux d'activité des pêcheurs est précisée à partir de la cellule B42;
 - Variation annuelle de la capacité de pêche (quand cette modalité a été sélectionnée par l'utilisateur) : par type d'engin de pêche : à partir de la cellule : B48 (pêcheurs résidents) et B62 (pêcheurs migrants);
 - Coûts d'investissement en équipements de pêche, par pêcheur et type d'engin de pêche (en MGA), durée de vie des équipements : à partir de la cellule B76;
 - Taux de réinvestissement des profits dans l'installation de nouveaux pêcheurs : à partir des cellules B84 (pêcheurs résidents) et B 85 (pêcheurs saisonniers);
 - Taux d'activité mensuel imposé par l'utilisateur (si la valeur est choisie en G2) : pêcheurs résidents (B91), pêcheurs saisonniers (B107).

8.3 Feuille Regul

- Elle permet le contrôle des paramètres de régulation de la pêcherie.
- Paramètres de fermeture saisonnière : deux sont envisageables chaque année : saison 1 (fermeture B3, ouverture B4), saison 2 (fermeture B5, ouverture B6);
 - Quota de débarquement : global (cellule B12) ou liés par engin (cellules B10 à E10);
 - Droits de pêche annuel par pêcheur (par engin de pêche) : cellules B15 à E15;
 - Taille légale de capture (exprimée en cm) : B17;
 - Taux d'exportation : B19 (MGA/t);
 - Ristourne : B21 (MGA/t), part commune en % (E21), part region en % (H21).

8.4 Feuille Bio

Elle permet de donner la valeur des principaux paramètres biologiques utilisés par le modèle.

- Fonction de croissance : longueur asymptotique en cm (cellule B5), To ,exprimé en année (cellule B5) et paramètre K, par an (cellule B7);
- Relation poids-longueur : facteur de condition-paramètre « a » (cellule B14) et exposant (cellule B15);
- Mortalité naturelle par an (cellule B20);
- Migration au large : âge de début de migration (cellule B26), taux de migration mensuel (B 29);
- Taux de retour du large vers la côte (B31);
- Taux de maturité en fonction de la taille-en pourcentage- (cellule B 37);
- Capturabilité par type d'engin en fonction de l'âge des crabes (à partir des cellules B53 (balance), B54 (ligne), B55 (crochet), B56 (casier), B57 (X1), B58 (X2).

8.5 Feuille prix

Les prix sont renseignés par technique de pêche et classes de taille, à partir de la cellule B4.

8.6 Feuille Autres

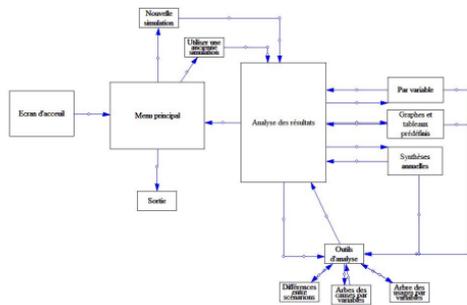
- Limite inférieure des classes de taille (B6);
- Limite supérieure des classes de taille (B7);
- Début période de cumul intermédiaire intramuelle : B13;
- Fin période de cumul intermédiaire intramuelle : B14.

9 Interface utilisateur

Les applications Venapp sont des interfaces utilisateur spéciales qui permettent aux utilisateurs d'interagir plus facilement avec un modèle Vénus. Ces interfaces sont conçues comme des applications pilotes par des boutons qui simplifient la visualisation de la structure, l'examen des causalités, la simulation et la visualisation du comportement dans un modèle. Une interface Venapp utilise un modèle et un ensemble d'outils pour interagir avec le modèle afin de donner aux utilisateurs un accès simplifié à ce modèle. Pour l'utilisateur, l'application Venapp apparaît sous la forme d'une série de boutons, de menus ou d'une séquence d'écrans lui permettant d'utiliser et d'analyser le modèle de manière simple et significative. La figure 19 présente la structure générale de l'interface développée pour notre modélisation, il s'agit d'un ensemble d'écrans interconnectés qui permettent :

- dans le menu principal, de lancer une nouvelle simulation sur la base des paramètres figurant dans le fichier Excel crabe.xlsx. Les résultats d'une simulation sont conservés dans un fichier *.vdfx, le nom devant être précisé par l'utilisateur avant le lancer la simulation.
- dans le menu principal, d'utiliser les résultats d'une ancienne simulation. L'interface permet de rappeler simultanément des résultats de deux simulations, ce qui permet de comparer leurs résultats
- L'analyse des résultats peut être réalisée : 1) par variable (édition de graphe et de tableaux), 2) au moyen de graphes ou tableaux prédéfinis, 3) par synthèses annuelles
- Enfin des outils d'analyse permettent d'approfondir l'analyse des résultats (rappel des différences entre scénarios, causes et usages des variables)

Fig. 19: Structure de l'interface du modèle



9.1 Menu principal

La figure 20 présente le menu principal.

- La première commande « étudier la structure du modèle » permet d'accéder à un menu exposant les différentes feuilles (vues) du programme Vénus. L'utilisateur peut ainsi avoir une vue d'ensemble du modèle sans trop rentrer dans des détails techniques. Lors de la présentation de chaque vue, les commandes « imprimer » et « copier » permettent d'imprimer la vue au moyen de l'imprimante par défaut de l'ordinateur ou de pouvoir récupérer la vue dans un traitement de texte (en utilisant la commande « coller » dans le logiciel de destination).
- La seconde commande « simuler le modèle » permet de produire une nouvelle simulation. L'utilisateur devra préciser le nom du fichier de résultats. Ce dernier aura par défaut une extension .vdfx. Les résultats des différentes simulations peuvent être ainsi conservés. Durant la simulation un graphique dynamique est affiché à l'écran, puis un nouvel écran (fig 21) est affiché qui présente le graphique d'une variable (la biomasse totale dans l'affichage initial) et permet ensuite à l'utilisateur : 1) de choisir d'autres variables; 2) de choisir de charger les résultats d'une autre simulation; 3) de spécifier les valeurs d'indice à prendre en compte pour les variables indiquées; 4) d'obtenir les mêmes informations sous forme de tableau. Il est aussi possible de quitter cette vue et d'accéder directement au menu « analyse » qui est présenté plus bas.

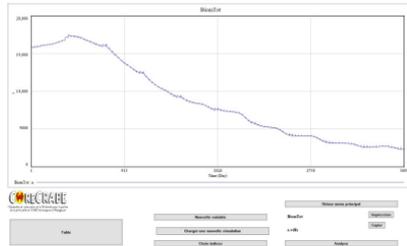
9.2 Menu analyse

Cette page de l'interface (fig. 22) est la plus importante car elle gère l'accès à la plupart des ressources de l'interface. Elle comporte trois parties (de haut en bas) :

Fig. 20: Menu principal



Fig. 21: Graphe d'une variable



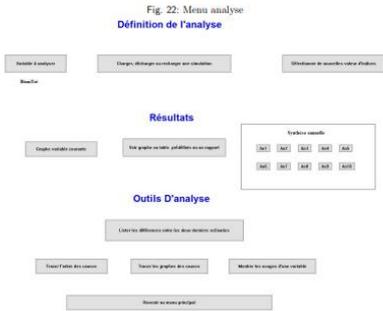


Fig. 22: Menu analyse

- Définition de l'analyse :
 - Choix du fichier (*.xls) de résultats à analyser, au moyen d'une liste déroulante. Plusieurs fichiers peuvent être chargés simultanément. Le nom du premier fichier chargé apparaît sous la commande.
 - Choix de la variable à analyser, au moyen d'une liste déroulante (le nom de la variable en cours d'analyse apparaît sous la commande). On peut enfin sélectionner les valeurs d'indices pour lesquelles l'analyse sera réalisée (ceci n'est utile que pour des variables indicées).
- Résultats (sur la base des choix précédents) :
 - Graphique de la variable sélectionnée (fig. 21) ;
 - Choix d'un graph (proche de la figure 21), d'une table ou d'un rapport de simulation prédéfinis ;
- Outils d'analyse : ils permettent d'approfondir la compréhension des résultats.
 - La commande « Lister les différences entre les deux derniers scénarios » permet de voir les différences entre les valeurs des paramètres de deux scénarios. Si plus de deux fichiers de résultats sont chargés simultanément, seuls les deux premiers seront considérés.
 - La commande « tracer l'arbre des causes » permet, pour la variable sélectionnée, de représenter sous forme d'arbre les variables et paramètres qui la déterminent (fig.23). Si l'on clique sur l'une des variables apparaissant sur le graph, l'arbre des causes de cette dernière sera affichée.
 - La sous-commande « grapher » permet d'avoir une représentation graphique de la variable sélectionnée et de celles qui la déterminent.
 - La commande « Montrer les usages d'une variable » représente sous forme d'arbre l'ensemble des variables dépendant de la variable sélectionnée (fig.24).

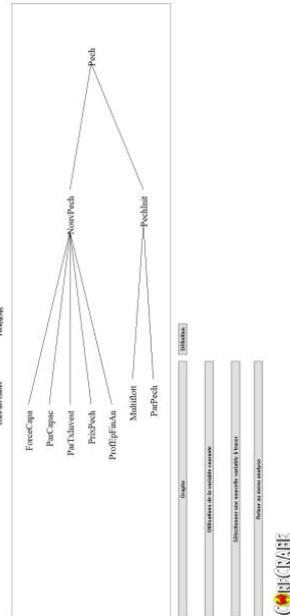


Fig. 23: Arbre des causes

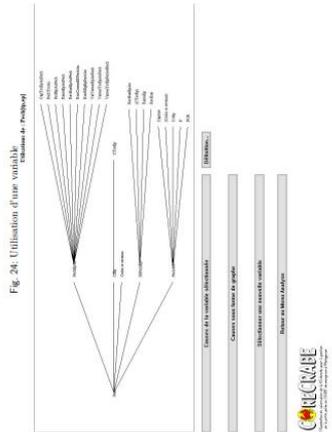


Fig. 24: Utilisation d'une variable

Fig. 25: Synthèse annuelle

Capacité (t/m)		Ventes (t/m)		Produit (M \$/t/m)		Revenu (M \$/t/m)		Marge (M \$/t/m)		Bénéfice (M \$/t/m)	
Scénario	Variable	Scénario	Variable	Scénario	Variable	Scénario	Variable	Scénario	Variable	Scénario	Variable
2010	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2011	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2012	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2013	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2014	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2015	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2016	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2017	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2018	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2019	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2020	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2021	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2022	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2023	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2024	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2025	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2026	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2027	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2028	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2029	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005
2030	2277	1729	5723	4295	1445	1237	5299	2288	172	2075	2005

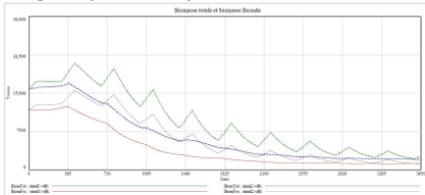
10 Exemple de simulation : l'impact d'une fermeture saisonnière

Nous allons présenter ici deux simulations. Dans les deux cas les paramètres sont identiques (égaux à ceux présentés en annexe) à l'exception de l'introduction d'une saison de fermeture de la pêche (durant les deux premiers et des deux derniers mois de l'année) pour la seconde simulation. Pour les deux simulations la capacité de pêche est endogène (fonction des résultats économiques passés) ; ce qui signifie que la pêcheries est en régime de libre accès. Nous tenons à rappeler ici que les paramètres utilisés sont théoriques et que ces simulations sont utilisées pour représenter le comportement du modèle et non pas la réalité de la pêcheries. Nous analyserons les résultats au moyen de l'interface présentée plus haut. Nous nous concentrerons sur les résultats concernant la ressource exploitée, les captures, la capacité et l'effort de pêche et enfin les résultats économiques annuels. Les résultats de la simulation de référence sont sauvegardés dans le fichier simul1.vifx et ceux de la seconde simulation (avec fermeture saisonnière) dans le fichier simul2.vifx.

10.1 Impact sur la ressource

Tant pour la biomasse totale que pour la biomasse féconde, la mise en place d'une fermeture saisonnière de quatre mois par an conduit à une très nette amélioration de la ressource (fig.26), même si dans les deux cas elle tend à se réduire sur la période de simulation en raison de l'augmentation de la capacité et de l'effort de pêche (la pêcheries étant dans deux cas en accès libre).

Fig. 26: Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur la ressource



10.2 Impact sur la capture

Les fig. 27 et 28 montrent que la fermeture conduit, à partir de l'année 6, à une augmentation des captures totales annuelles. Par contre, à plus court terme, l'effort s'avère négatif. La mesure conduit aussi à une modification du profil saisonnier (intra-annuel) des captures courantes : à partir de l'année cinq, les captures sont très importantes à l'ouverture de la pêche, pour diminuer rapidement au cours des trois mois suivants et se stabiliser ensuite.

Fig. 27: Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur les captures courantes

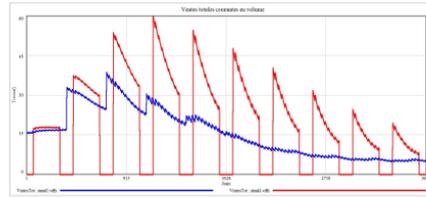
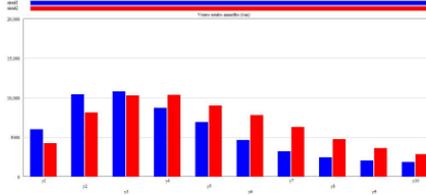


Fig. 28: Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur les captures annuelles



10.3 Impact sur la capacité et d'effort de pêche

La mise en place d'une saison de fermeture conduit, dans un premier temps (jusqu'à l'année 5) à des niveaux plus bas de capacité et d'effort de pêche. Par contre à partir de l'année 8 l'effort de pêche instantané devient plus important durant la période d'ouverture. La capacité de pêche pour les années neuf et dix est plus importante quand il y a fermeture saisonnière. Ceci s'explique par l'amélioration des résultats économiques, au cours des dernières années, permis par la fermeture saisonnière.

Fig. 29: Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur l'effort de pêche

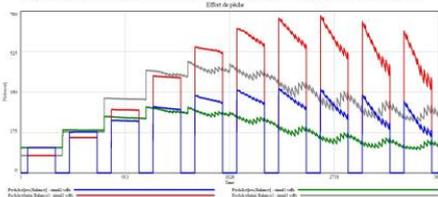
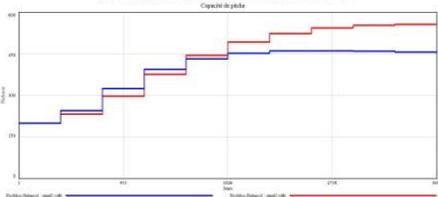


Fig. 30: Impact de la fermeture sur la capacité de pêche



10.4 Impact sur les résultats économiques

L'instauration de la fermeture annuelle conduit à une amélioration du profit annuel à partir de l'année 5 (ce qui explique la différence observée pour la capacité de pêche). Ceci conduit à une nette amélioration de la rente actualisée en fin de simulation. Cependant on observe, dans les deux scénarios à une réduction des profits au cours des dernières années, plus rapide en l'absence de fermeture saisonnière.

Fig. 31: Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur le profit annuel

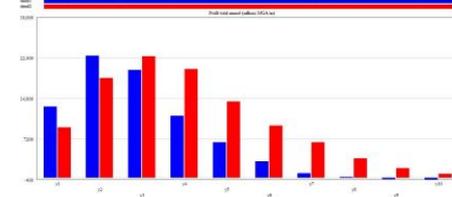
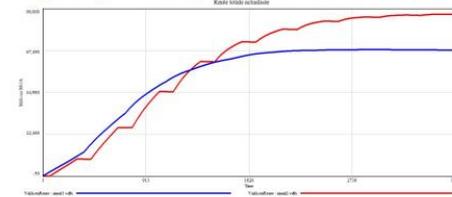


Fig. 32: Exemple de simulation : impact d'une fermeture saisonnière sur la rente actualisée



11 Annexes

Tab. 3: Liste des variables

Nom	Indice(s)	Signification	Type	Unités	Equation n°
<i>Age</i>	c,t	Age d'une cohorte		jour	1
<i>AutCous</i>	t	Autosémination	Flux	1/jour	27
<i>BiomCoho</i>	c,s,t		Stock	t	17
<i>BiomTot</i>	t	Biomasse Totale	Stock	t	18
<i>BiomFec</i>	b	Biomasse féconde		t	19
<i>CaptInit</i>	c,s,t	Captures initiales	Flux	1/jour	23
<i>CaptInitEp</i>	c,s,t	Captures initiales par engin de pêche	Flux	1/jour	24
<i>CJEp</i>	ep,t	Coûts fixes par engin de pêche	Flux	millions MGA/jour	45
<i>ChocAn</i>	year	Choc annuel stochastique			74
<i>CorrRec</i>	c	Correction du recrutement initial d'une cohorte		individus	73
<i>CTotEp</i>	ep,t	Coût total engin	Flux	millions MGA/jour	46
<i>CvEp</i>	ep,t	Coût variable par engin	Flux	millions MGA/jour	44
<i>DeposQuotaEp</i>	ep	Prend la valeur 0 quand le quota annuel de capture par engin est dépassé, sinon est égal à 1			76
<i>DeposQuotaEp</i>	ep	Prend la valeur 0 quand le quota annuel de capture Totale est dépassé, sinon est égal à 1			77
<i>DrPechEp</i>	ep	Droits de pêche par engin	Flux	Millions MGA/jour	78
<i>EcartRec</i>	t	Ecart relatif entre le recrutement maximal et le recrutement effectif quand la biomasse féconde est inférieure au seuil critique			72
<i>EffCoho</i>	c,s,t	Effectif d'une cohorte	Stock	individus	12
<i>EffCoho1</i>	t	Identique à <i>EffCoho</i>			
<i>EffCohoClasAge</i>	c,cl,a,t	Effectif des cohortes par classe d'âge	Stock	individus	13
<i>EffStockClasAge</i>	cl,a,t		Stock	individus	14

Tab. 3: Liste des variables

Nom	Indice(s)	Signification	Type	Unités	Equation n°
<i>F</i>	c,ep,t	Mortalité par pêche par technique (engin) de pêche	Flux	1/jour	5
<i>FF</i>	c	Mortalité par pêche	Flux	1/jour	4
<i>Fermeture</i>	t	est égale à 1 quand la pêche est ouverte, à 0 quand la pêche est fermée			75
<i>L</i>	c,s,t	Longueur individuelle		cm	15
<i>MigrLarge</i>	c,s,t	Effectif d'individus migrant au large	Flux	individus/jour	8
<i>Mois</i>		Mois de l'année (de 1 à 12)			
<i>MortNat</i>	c,s,t	Mortalité naturelle en nombre du stock vulnérable à la pêche	Flux	individus/jour	2
<i>MortLarge</i>	c,s,t	Mortalité naturelle en nombre du stock au large	Flux	individus/jour	10
<i>MortPech</i>	c,s,t	Mortalité naturelle en nombre	Flux	individus	3
<i>NouvPech</i>	ep,t	Nouveaux pêcheurs (investissement en fin d'année)	Flux	Pêcheurs/an	67
<i>StockLarge</i>	c,s,t	Effectif du stock du large, non vulnérable à la pêche	Stock	individus	9
<i>Pertes</i>	t	Pertes Post-captures	Flux	t / jour	28
<i>ProfEp</i>	ep,t	Profit par engin	Flux	millions MGA/jour	47
<i>ProfEpAn</i>	year	Profit annuel par engin	Flux	millions MGA/jour	51
<i>ProfTot</i>	t	Profit total	Flux	millions MGA/jour	48
<i>ProfTotAn</i>	year	Profit total par an	Flux	millions MGA/jour	52
<i>PUe</i>	ep,t	Prise par unité et effort	Flux	1/jour	25
<i>RenteAn</i>	year	Rente par an	Stock	millions MGA/an	64
<i>RenteEp</i>	ep,t	Rente par engin	Stock	millions MGA/an	54
<i>RenteEpAn</i>	year,ep	Rente par engin et par an	Stock	millions MGA/an	61
<i>RenteTot</i>	t	Rente cumulée	Flux	millions MGA/jour	59
<i>RevEtat</i>	t	Revenu total courant de l'Etat	Flux	millions MGA/jour	62
<i>RevEtatAn</i>	Year	Revenu de l'Etat par an	Flux	millions MGA/an	63
<i>RevEtatEpAn</i>	year,ep	Revenu de l'Etat par engin et par an	Stock	millions MGA/an	60

Tab. 3: Liste des variables

Nom	Indice(s)	Signification	Type	Unités	Equation n°
<i>RetLarge</i>	c,s,t	Effectif migration de retour vers le stock vulnérable	Flux	individus/jour	11
<i>Ristourne</i>	ep,t	Ristourne prélevée sur le volume des ventes	Flux	millions MGA/jour	55
<i>RistReg</i>	ep,t	Ristourne allant à la région	Flux	millions MGA/jour	57
<i>RistComm</i>	ep,t	Ristourne allant aux communes	Flux	millions MGA/jour	56
<i>t</i>		pas de temps du modèle		jour	Pas d'équation
<i>TaxExportation</i>	ep,t	Taxe de production	Flux	jour	58
<i>TzAct</i>	tp,ep,t	Taux d'activité des pêcheurs par type de pêcheurs et d'engin	Flux	1/jour	70
<i>PechAct</i>	tp,ep,t	Nombre de pêcheurs actifs par type de pêcheurs et d'engin	Flux	pêcheur/jour	69
<i>TzFec</i>	c,s,t	Taux de maturité			20
<i>Pech</i>	ep,t	Capacité de pêche	Stock	pêcheur	68
<i>ValActuRevEtat</i>	ep,t	Valeur actualisée de la rente	Stock	Millions MGA	65
<i>ValActuRevEtat</i>		Valeur actualisée des revenus de l'Etat	Stock	Millions MGA	66
<i>ValVentEp</i>	ep,t	Valeur des ventes par engin	Flux	millions MGA/jour	42
<i>ValVentSexeEpTail</i>	s,ep,etail,t	Valeur des ventes par sexe, engin et taille	Flux	millions MGA/jour	41
<i>ValVentSexeEpAn</i>	ep,year	Ventes cumulées par engin et par an	Stock	millions MGA/an	43
<i>VenteEp</i>	ep,c,s,t	Ventes par engin, cohorte, sexe et taille	Flux	t/jour	26
<i>VenteTotEp</i>	tep,t	Ventes totales par engin	Flux	t/jour	29
<i>VentesTot</i>	t	Ventes en volume	Flux	t/jour	30
<i>VentesSexeCohEpTail</i>	ep,c,s,etail,t	Ventes par engin, cohorte, sexe, classe de taille, sexe	Flux	t/jour	35
<i>VentesEpTail</i>	ep,etail,t	Ventes par engin et taille	Flux	t/jour	36
<i>VentesEpTailAn</i>	ep,etail,year	Ventes par engin et taille par an	Stock	t/an	37
<i>VentesEpTailPeriod</i>	ep,etail,year	Ventes par engin et taille par période prédéfinie	Stock	t	33

Tab. 3: Liste des variables

Nom	Indice(s)	Signification	Type	Unités	Equation n°
<i>VentesTailAn</i>	etail,year	Ventes pêcheries par taille et par an	Stock	t/an	39
<i>VentesTailPeriod</i>	etail,year	Ventes par taille par période prédéfinie	Stock	t	40
<i>VentesTotEpAn</i>	ep,year	Cumul des ventes annuelles par engin	Stock	t/an	31
<i>VentesTotAn</i>	year	Cumul des ventes totales annuelles	Stock	t/an	32
<i>W</i>	c,s,t	Poids individuel		gr/individu	16

Tab. 4: Liste des indices

Nom	Élément indicé	Valeur indices
<i>c</i>	cohorte	<i>coho1...coho156</i>
<i>clage</i>	classe d'âge	<i>c1,c2,c3,c4</i>
<i>taille</i>	Classes de taille	<i>etail1,etail2,etail3,etail4</i>
<i>s</i>	sexe	<i>male,femelle</i>
<i>ep</i>	techniques de pêche	<i>Balancer, Ligue, Crochet, Casier, X1, X2</i>
<i>year</i>	années	<i>y1,y2,...y10</i>
<i>pech</i>	pêcheurs	<i>res,migr</i>
<i>month</i>	mois de l'année	<i>m1,m2,...m12</i>

Tab. 5. Liste des paramètres

Nom	indice	signification	Valeur par défaut et source	Unités
<i>a</i>	<i>s</i>	facteur de condition de la relation poids-longueur	0,3729;2,58	
<i>Age_{min}</i>	clage	borne inférieure des classes d'âge	0,365,730;1095	jour
<i>Age_{Max}</i>	clage	borne supérieure des classes d'âge	366,731,1096, +∞	jour
<i>Age_{Migr}</i>		Age de migration au large	600	jour
<i>b</i>	<i>s</i>	Exposant de la relation poids-longueur	2,58;2,66	
<i>Date_{Rec}</i>	<i>c</i>	Date de recrutement	1;1;...;1,31,42,61,83,...3620,58	jour
<i>debut</i>	year	Date de début d'une année	1,366,731,1096,1,461,1826, 2191,2556,2921,3286	jour
<i>finan</i>	year	Date de fin d'une année	365,730,1095,1,460,1825,2190, 2555,2920,3285,3650	jour
<i>F1</i>		Début première fermeture annuelle		jour
<i>F2</i>		Début seconde fermeture annuelle		jour
<i>L_{min}</i>	clage	Limite minimale de classe de longueur	0,11,13,15	cm
<i>L_{Max}</i>	clage	Limite maximale de classe de longueur	11,13,15, +∞	cm
<i>M</i>	<i>s</i>	Taux de mortalité naturelle	0,001452055;0,001452055	1/jour
<i>Multi_{Rec}</i>		Multiplieur de recrutement	1	
<i>O1</i>		Fin première fermeture annuelle		jour
<i>O2</i>		Fin seconde fermeture annuelle		jour
<i>ParBioFecLim</i>		Biomasse féconale limite, deux sexes confondus	5000	t
<i>ParCapac</i>		Choix du mode de détermination de la capacité de pêche	1 : fixe 0 : endogène ; 1, variation forcée : 2	
<i>ParCv</i>	ep	Coûts variables par pêcheur, par jour de pêche et par engin	7000;6000;4500;4500	MGA/jour
<i>ParCf</i>	ep	Coûts fixes annuels par pêcheur et ar engin	340000;290000;290000;290000	MGA/an
<i>ParDelai_{Rec}</i>		Décalage entre ponte et recrutement	12	mois
<i>ParDrPech</i>	ep	Droits de pêche annuels par pêcheur et par engin	50000	MGA/an

Tab. 6. Liste des paramètres (suite)

Nom	indice	signification	Valeur par défaut et source	Unités	
<i>ParEclChocAn</i>		Ecart-type du choc stochastique annuel	0,3		
<i>ParDrPech</i>	ep	Droits de pêche annuels par engin	0	MGA/an	
<i>ParForce_{Capa}</i>	year,ep	Variation imposée du nombre de pêcheurs en début d'année	0...0 0...0 0...0	pêcheurs	
<i>ParMaxChocAn</i>		Maximum du choc stochastique annuel	1,5		
<i>ParMinChocAn</i>		Minimum du choc stochastique annuel	0,5		
<i>ParTazExportation</i>		Taux de taxe sur la production		MGA/t	
<i>ParRec</i>	<i>c</i>	Recrutement initial des cohortes (les deux sexes confondus)	349,32 245,30 223,30 227,66 213,16 213,44 275,54 324,14 354,07 414,40 543,21 923,02 1008,27 708,03 644,52 657,10 615,25 616,06 795,31 935,59 1021,99 1196,11 1567,89 2664,19 2910,23 2043,64 1860,31 1896,64 1775,83 1778,18 2295,56 2706,45 2949,84 3452,43 4225,52 7689,83 6400,00 5400,00 4500,00 4200,00 3600,00 3300,00 3900,00 4200,00 4200,00 4500,00 5400,00 8400,00		
<i>PrizPech</i>	ep	Prix de l'installation d'un nouveau pêcheur (investissement)	420000 420000 420000 420000	MGA	
<i>Quota_{Ep}</i>	ep	Quota annuel de capture par engin		t/an	
<i>Quota_{Tot}</i>		Quota annuel total de capture		t/an	
<i>Tr</i>	<i>c</i>	Age au recrutement	1177,58 1147,17 1116,75 1086,33 1055,92 1025,50 995,08 964,67 934,25 903,83 873,42 843,00 812,58 782,17 751,75 721,33 690,92 660,50 630,08 599,67 569,25 538,83 508,42 478,00 447,58 417,17 386,75 356,33 325,92 295,50 265,08 234,67 204,25 173,83 143,42 113,00113,00 113,00		jour
<i>T_{Max}</i>		temps final de la simulation	3650	jour	

Tab. 7. Liste des paramètres(suite)

Nom	indice	signification	Valeur par défaut et source	Unités
<i>T_{Max}</i>		temps final de la simulation	3650	jour
<i>T_{xActu}</i>		Taux d'actualisation	0,000191781	1/jour
<i>T_{xMigr}</i>	<i>s</i>	Taux de migration au large	1	1/an
<i>T_{xInvest}</i>	ep	Taux de réinvestissement des profits	0,025 0,025 0,025 0,025	
<i>T_{xRetLarge}</i>		Taux de retour au large	0,0,0,0	1/jour
<i>T_{xPerte}</i>	ep	Taux de perte après capture	0,14 0,14 0,14 0,14	
<i>T_{xAuto_{Cons}}</i>	ep	Taux d'Autococonsommation	0,05 0,05 0,05 0,05	

Tab. 8. Liste des fonctions

Nom	Arguments	Signification	Sortie
<i>F_{fec}</i>	<i>L_{x,z}</i>	Fonction de maturité	<i>T_{xFec,z}</i>
<i>F_{qBal}</i>	<i>Age_x</i>	Fonction de capturabilité balance	<i>q_{x,balance}</i>
<i>F_{qLig}</i>	<i>Age_x</i>	Fonction de capturabilité ligne	<i>q_{x,ligne}</i>
<i>F_{qCroc}</i>	<i>Age_x</i>	Fonction de capturabilité crochet	<i>q_{x,crochet}</i>
<i>F_{qCus}</i>	<i>Age_x</i>	Fonction de capturabilité casier	<i>q_{x,casier}</i>
<i>FT_{xActres}</i>	<i>MargeCv</i>	Détermination du taux d'activité des pêcheurs résidents	<i>T_{xAct}</i>
<i>FT_{xActmigr}</i>	<i>MargeCv</i>	Détermination du taux d'activité des pêcheurs saisonniers	<i>T_{xAct}</i>

Références

- [Clark 2006] Clark, C. W., 2006. -The worldwide crisis in fisheries. Economic models and human behavior. Cambridge, Cambridge University Press.
- [Clark 1990] Clark, C. W., 1990. -Mathematical bioeconomics : the optimal management of renewable resources., WILEY interscience.
- [King 1995] King M., 1995. -Fisheries biology, assessment and management. Fishing News Books, 341 pages
- [Bougis 1976] Bougis R. et al. 1976. -Océanographie biologique appliquée. L'exploitation de la vie marine. Masson
- [Chaboud 2008] Chaboud C. Modélisation bioéconomique de la pêche crevette malgache. In : Caverivière A.,Chaboud C. Rafalimanana T. , 2008. Les crevettes côtières de madagascar. Biologie exploitation, gestion. IRD Editions.
- [Ventana 1999] Ventana 1999. - Vensim tutorial, 176 p.

