

---

# Université des Antilles et de la Guyane

Faculté des Sciences Économiques et Juridiques

Ecole doctorale pluridisciplinaire:

Santé, Environnement et Sociétés dans les Amériques

Thèse pour le doctorat en Sciences Économiques

Spécialité économie de l'environnement

Présentée par

**ABDOUL AHAD CISSÉ**

---

---

**Evaluation, scénarios et viabilité écologique et économique des pêcheries côtières tropicales : application au cas de la Guyane Française**

---

Directeur de thèse : **M. Fred CELIMENE**

Co-direction : **M. Fabian BLANCHARD**

Thèse soutenue le 02 juillet 2013 à Cayenne

## **JURY**

M. LOGOSSAH Kinvi	Professeur d'Université - UAG	Président du jury
M. PEREAU Jean-Christophe	Professeur d'Université - Bordeaux IV	Rapporteur
M. TAZDAIT Tarik	Directeur de Recherche - CNRS/CIRED	Rapporteur
M. DOYEN Luc	Directeur de Recherche - CNRS/MNHN	Examineur
M. BLANCHARD Fabian	Chercheur, Directeur IFREMER Guyane	Co-directeur de thèse
M. CELIMENE Fred	Professeur d'Université - UAG	Directeur de thèse







---

# Remerciements

J'exprime en premier lieu ma gratitude à Fred Célimène et à Fabian Blanchard, directeur et codirecteur de thèse, pour m'avoir accueilli au sein de leurs laboratoires mais aussi pour leur encadrement et leurs conseils. Je souhaite remercier plus particulièrement Fabian pour son soutien aussi bien sur le plan humain que scientifique.

Merci également aux membres du jury, particulièrement à M. Tazdait, d'avoir effectué le travail malgré des emplois du temps chargés.

Un Grand Merci à Luc Doyen et à Jean Christophe Péreau, vos séjours réguliers en Guyane et nos échanges à distance ont fortement contribué à la bonne tenue de mon travail. Merci de m'avoir guidé dans la bonne humeur et la plus grande simplicité.

Mention spéciale à Nicolas Sanz pour son soutien indéfectible. Merci à Sophie Gourguet et Lauriane Mouysset, vous avez débloqué quelques situations tendues dans mes relations avec Scilab.

Je remercie également Olivier Guyader et Paul Roselé Chim pour avoir guidé mes premiers pas dans la recherche. Je remercie également les armateurs de pêche qui ont bien voulu collaborer à travers les enquêtes économiques, leur contribution a été essentielle.

Je tiens aussi à mentionner tout le plaisir que j'ai eu à travailler au sein du laboratoire Ifremer de Guyane et j'en remercie ici tous les membres que j'ai eu à croiser durant ces quatre dernières années : Joël, Joseph, Maryvonne, Luis, Fabian, Céline, Jean-Yves, Adrian, Nicolas, Anthony, Céline, Léo et Léa. Vous avez tous participé d'une manière ou d'une autre à la réalisation de ce travail, merci pour tout. Les barbecues et les pauses café me manqueront (sniff...). Merci aussi à Cécile, Lazare et Nadia pour leur contribution dans le cadre de leurs stages respectifs.

J'aimerais enfin remercier ma famille et belle famille pour leur inconditionnel soutien. Particulièrement Merci à Tonton Pape pour m'avoir tendu la main à un moment clé de ma vie. Pa, Ma, Shé et Bi, je ne vous remercierai jamais assez!!! Merci à toi Juanita, non pas par peur de dormir sur le canapé, mais pour ton soutien, ta présence et ta grande compréhension, surtout lors de ces derniers mois.

Pour finir, je dédie ce travail à mes parents et à ma tendre épouse.



---

# Avant propos

Ce travail de thèse rentre dans le cadre d'un projet de recherche financé par l'ANR (Agence Nationale pour la Recherche) et intitulé ADHOC (Modèles de co-viabilité pour la biodiversité marine et les pêcheries). L'objectif principal de ce projet de recherche est de contribuer à la mise en place d'outils de gestion des pêcheries basée sur l'écosystème. En effet le déclin de la biodiversité des écosystèmes marins (Pauly *et al*, 1998) impacte les activités de pêche et en conséquence la co-viabilité de la biodiversité marine et de la pêche est aujourd'hui menacée. C'est un enjeu majeur pour les agences nationales et internationales (FAO, 1999 ; ICES, 2004). Pour faire face à ces menaces, les scientifiques sont de plus en plus convaincus que la gestion fondée sur l'Approche Ecosystémique des Pêches (AEP) est la voie à suivre (FAO, 2003 ; Pikitch *et al*, 2004 ; Garcia and Cochrane, 2005). Ainsi dans le cadre de ce projet ADHOC, sont examinés des moyens de mieux utiliser l'EAP comme une approche de gestion intégrée pour atténuer les pertes de biodiversité marine et les risques bioéconomiques. Les modèles reposant sur la viabilité sont mis en avant comme outils pour tester et explorer cette EAP. Ce projet qui a commencé début 2010, s'appuie sur quatre études de cas, l'une en Europe (golfe de Gascogne en France), l'une en Amérique du Sud (Guyane Française), une dans la région du Pacifique (Iles Salomon) et une en Australie (Northern Prawn Fishery).

Ce travail de thèse consacrée particulièrement à la pêche côtière guyanaise, a été mené au sein du laboratoire IFREMER-Guyane avec la collaboration de l'Université des Antilles et de la Guyane, plus particulièrement avec le laboratoire du CEREGMIA. La réalisation de cette thèse a été rendue possible par le concours financier de l'ANR, de l'IFREMER (Institut Français pour l'Exploration de la Mer), de la FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité) avec le projet BIOMER et de l'Europe à travers le projet DEPECHE.





---

# Production Scientifique

## a. Articles de recherche

### *Article publié dans revue internationale avec comité de lecture*

Cissé, A. A., S. Gourguet, L. Doyen, F. Blanchard, and JC. Péreau (2013), 'A bio-economic model for the ecosystem-based management of the coastal fishery in French Guiana', *Environment and Development Economics* 18 : 245-269.

### *Article en révision*

Cissé, A. A., F. Blanchard, and O. Guyader, 'Sustainability of tropical small-scale fisheries : integrated assessment in French Guiana', *Marine Policy*.

### *Articles en préparation*

Cissé, A. A., L. Doyen, F. Blanchard, JC. Péreau, 'Stochastic eco-viability for small case fisheries'.

Péreau JC., A.A. Cissé, N. Sanz, F. Blanchard, L. Doyen, 'Cooperative and non-cooperative harvesting in a multi-species fish war model'.

### *Articles publiés dans les actes de conférences (proceedings)*

Cisse, A . A., Gourguet S., Blanchard F.,Doyen L. and Guyader O., 2010. 'A bio-economic model for the viable management of the coastal fishery in French Guyana'. Proceedings of the XVth Biennial Conference of the IIFET, Montpellier, France, 13-16 July 2010 : 12p.

## b. Articles à grand public

Cissé A. A., Blanchard F. et L. Cassius, 2009. "La pêche côtière artisanale en Guyane". INSEE, AntianÉco, n° 71.

**Cissé A. A.** et Blanchard F., 2010. "Dynamisme de la pêche artisanale en 2009". INSEE AntianÉco n° 73.

**Cissé A. A.** et Paul Roselé Chim, 2010. La pêche côtière en Guyane française : une étude économique multivariée, in "Economie et droit des affaires de la Caraïbe et de la Guyane : Contribution à la connaissance des droits et des économies de la Caraïbe et de la Guyane", sous la direction de René Kiminou, Editions Publibook.

### **c. Participation à des conférences**

**IIFET 2012** (Dar Es Salam, Tanzanie, July 16-20) :

- ‘A bio-economic model for ecosystem-based management : An application to the coastal fishery in French Guiana’ (regular talk).
- ‘Integrated assessment of the coastal fishery production systems in French Guiana’ (regular talk).

**EAERE 2011** (Rome, Italie, 29 June-2 July) :

- ‘An ecosystem-based model for the management of the coastal fishery in French Guyana’ (regular talk).

**BIOECON 2011** (Geneva, Switzerland, 11-13 September) :

- ‘A bio-economic model for the coastal fishery in French Guiana’ (regular talk).

**IIFET 2010** (Montpellier, France, 13-16 July) :

- ‘A Bio-economic model for the viable management of the coastal fishery in French Guiana’ (regular talk).

---

# Table des matières

<b>Avant propos</b>	<b>1</b>
<b>I Introduction Générale</b>	<b>3</b>
1 Cadre et enjeux de l'étude . . . . .	4
1.1 L'approche écosystémique . . . . .	4
1.1.1 L'échec des modes de gestion mono-spécifique . . . . .	4
1.1.2 Les principes de l'approche écosystémique . . . . .	6
1.1.3 La mise en oeuvre de l'approche écosystémique . . . . .	7
1.2 Les petites pêcheries artisanales et l'approche écosystémique . . . . .	8
1.2.1 Importance des petites pêcheries artisanales . . . . .	8
1.2.2 Problématiques des petites pêcheries artisanales . . . . .	9
1.2.3 Quelle gestion pour les petites pêcheries artisanales? . . . . .	10
1.3 Les méthodes d'évaluation intégrée : un outil pour l'approche écosystémique	11
1.3.1 Principes de l'évaluation intégrée multi-critères . . . . .	11
1.3.2 Les différentes étapes pour une évaluation intégrée . . . . .	13
1.3.3 Les méthodes d'agrégation . . . . .	14
1.4 La modélisation bioéconomique : un outil pour l'approche écosystémique	15
1.4.1 L'intérêt de la modélisation bioéconomique . . . . .	15
1.4.2 Au début de la modélisation bioéconomique . . . . .	16
1.4.3 Evolution du module écologique . . . . .	20
1.4.4 Quelques aspects du module économique . . . . .	22
1.4.5 L'approche de viabilité . . . . .	23
1.5 La théorie des jeux : un outil pour une gouvernance écosystémique . . . .	26
2 Cas d'étude . . . . .	28
2.1 Problématique générale . . . . .	28
2.2 Présentation générale . . . . .	29
2.3 Structure du manuscrit . . . . .	35
3 Méthodes . . . . .	36
3.1 L'évaluation intégrée multicritère . . . . .	36
3.2 Des modèles multi-espèces, multi-flottilles . . . . .	37

3.2.1	Les dynamiques écosystémiques . . . . .	37
3.2.2	La calibration . . . . .	39
3.2.3	Les indicateurs bioéconomiques . . . . .	39
3.3	Les différents scénarios d'exploitation . . . . .	40
3.3.1	Les scénarios exploratoires . . . . .	41
3.3.2	Les scénarios normatifs . . . . .	41
3.3.3	Les scénarios coopératif et non coopératif . . . . .	43
4	Synthèse des résultats discutés . . . . .	44
4.1	Durabilité de la pêche côtière guyanaise . . . . .	44
4.2	Les scénarios bioéconomiques . . . . .	45
5	Discussion générale . . . . .	48
5.1	Les principaux apports de la thèse . . . . .	48
5.2	Vers une approche écosystémique pour les petites pêcheries artisanales . . . . .	49
5.3	Vers une nouvelle politique de gestion . . . . .	50
6	Perspectives . . . . .	52

## Références bibliographiques 57

## II Sustainability of tropical small-scale fisheries : integrated assessment in French

<b>Guiana</b>		<b>73</b>
1	Introduction . . . . .	75
2	Case study . . . . .	76
3	Methods . . . . .	77
3.1	Data collection . . . . .	77
3.2	Selection of Fisheries systems (FS) . . . . .	78
3.3	Choice of attributes and scoring . . . . .	78
3.4	Analysis . . . . .	80
4	Results . . . . .	80
4.1	Ecological dimension . . . . .	81
4.2	Economic dimension . . . . .	82
4.3	Social dimension . . . . .	82
4.4	Technological dimension . . . . .	84
4.5	Comparisons between fishery systems . . . . .	84
5	Discussion . . . . .	84
5.1	Ecological dimension . . . . .	84
5.1.1	Economic dimension . . . . .	85
5.2	Social dimension . . . . .	86
5.3	Technological dimension . . . . .	86
5.4	Comparisons between fishery systems . . . . .	87

6	Conclusion . . . . .	88
<b>Références bibliographiques</b>		<b>91</b>
<b>III A bio-economic model for the ecosystem-based management of the coastal fishery in French Guiana</b>		<b>95</b>
1	Introduction . . . . .	97
2	Case study . . . . .	98
3	Methods . . . . .	100
3.1	The ecosystem-based model . . . . .	100
3.2	Model and calibration inputs . . . . .	101
3.3	Model outputs : ecological indicators . . . . .	102
3.4	Model outputs : economic indicators . . . . .	103
3.5	Fishing scenarios . . . . .	104
3.6	Sensitivity analysis and uncertainty margins . . . . .	106
4	Results . . . . .	107
4.1	Calibration and sensitivity results . . . . .	107
4.2	Scenarios effort levels . . . . .	108
4.3	Ecological results . . . . .	110
4.4	Economic results . . . . .	112
5	Discussion . . . . .	115
5.1	Co-viability as a step towards sustainability . . . . .	115
5.2	Co-viability as a step towards EBFM . . . . .	118
5.3	Decision support for the French Guiana small-scale fishery . . . . .	118
6	Conclusion . . . . .	119
<b>Références bibliographiques</b>		<b>123</b>
<b>IV Stochastic eco-viability for small case fisheries</b>		<b>127</b>
1	Introduction . . . . .	129
2	Case study . . . . .	130
3	Methods . . . . .	132
3.1	The ecosystem-based model . . . . .	132
3.2	Model and calibration inputs . . . . .	132
3.3	Model outputs : ecological scores . . . . .	134
3.4	Model outputs : economic scores . . . . .	135
3.5	Fishing scenarios . . . . .	136
3.5.1	Exploratory scenarios . . . . .	137
3.5.2	Normative scenarios . . . . .	137
4	Results . . . . .	140

4.1	Status quo scenario : Ecologically viable but weaken socially and economically . . . . .	141
4.2	Closure scenario : Ecologically viable but not economically neither socially	141
4.3	Eco-viability scenario : Economically and Ecologically viable, but socially risky . . . . .	145
4.4	Co-viability scenario : a viable strategy from both economic, ecological and social viewpoints . . . . .	145
4.5	Economic (NPV) scenario : Ecologically, economically and socially unviable	148
5	Discussion . . . . .	148
5.1	Co-viability as a step towards sustainability . . . . .	148
5.2	Co-viability as a step towards EBFM . . . . .	152
5.3	Decision support for the French Guiana small-scale fishery . . . . .	152
5.4	Perspectives . . . . .	153
6	Appendix . . . . .	155
6.1	Calibration results . . . . .	155
6.2	Details on estimated biological parameters . . . . .	156
6.3	Economic data . . . . .	158

## Références bibliographiques 159

<b>V</b>	<b>Cooperative and non-cooperative harvesting in a multi-species fish war model</b>	<b>163</b>
1	Introduction . . . . .	165
2	The bio-economic model . . . . .	166
2.1	The multi-species dynamics . . . . .	166
2.2	Optimal fishing mortality rate . . . . .	167
2.2.1	Non-cooperative mortality rate . . . . .	168
2.2.2	Cooperative mortality rate . . . . .	168
2.3	How cooperation mitigates fishing . . . . .	169
2.4	How cooperation performs better for biomasses . . . . .	169
2.5	How cooperation promotes biodiversity . . . . .	170
3	How cooperation fosters the ecosystem . . . . .	171
3.1	The case-study . . . . .	171
3.2	Fishing scenarios and model outputs . . . . .	172
4	Conclusion . . . . .	176
5	Appendix . . . . .	176
5.1	Gompertz dynamics . . . . .	176
5.2	Proof of proposition 1 . . . . .	176
5.3	Proof of proposition 2 . . . . .	178

5.4	Proof of proposition 3 . . . . .	179
	<b>Références bibliographiques</b>	<b>183</b>
	<b>Table des figures</b>	<b>185</b>
	<b>Liste des tableaux</b>	<b>187</b>





---

# Avant propos

Ce travail de thèse rentre dans le cadre d'un projet de recherche financé par l'ANR (Agence Nationale pour la Recherche) et intitulé ADHOC (Modèles de co-viabilité pour la biodiversité marine et les pêcheries). L'objectif principal de ce projet de recherche est de contribuer à la mise en place d'outils de gestion des pêcheries basée sur l'écosystème. En effet le déclin de la biodiversité des écosystèmes marins (Pauly *et al*, 1998) impacte les activités de pêche et en conséquence la co-viabilité de la biodiversité marine et de la pêche est aujourd'hui menacée. C'est un enjeu majeur pour les agences nationales et internationales (FAO, 1999 ; ICES, 2004). Pour faire face à ces menaces, les scientifiques sont de plus en plus convaincus que la gestion fondée sur l'Approche Ecosystémique des Pêches (AEP) est la voie à suivre (FAO, 2003 ; Pikitch *et al*, 2004 ; Garcia and Cochrane, 2005). Ainsi dans le cadre de ce projet ADHOC, sont examinés des moyens de mieux utiliser l'EAP comme une approche de gestion intégrée pour atténuer les pertes de biodiversité marine et les risques bioéconomiques. Les modèles reposant sur la viabilité sont mis en avant comme outil pour tester et explorer cette EAP. Ce projet qui a commencé début 2010, s'appuie sur quatre études de cas, l'une en Europe (golfe de Gascogne en France), l'une en Amérique du Sud (Guyane Française), une dans la région du Pacifique (Iles Salomon) et une en Australie (Northern Prawn Fishery).

Ce travail de thèse consacrée particulièrement à la pêche côtière guyanaise, a été mené au sein du laboratoire IFREMER-Guyane avec la collaboration de l'Université des Antilles et de la Guyane, plus particulièrement avec le laboratoire du CEREGMIA. La réalisation de cette thèse a été rendue possible par le concours financier de l'ANR, de l'IFREMER (Institut Français pour l'Exploration de la Mer), de la FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité) avec le projet BIOMER et de l'Europe à travers le projet DEPECHE.



---

---

# Chapitre I

---

## Introduction Générale

### Préambule

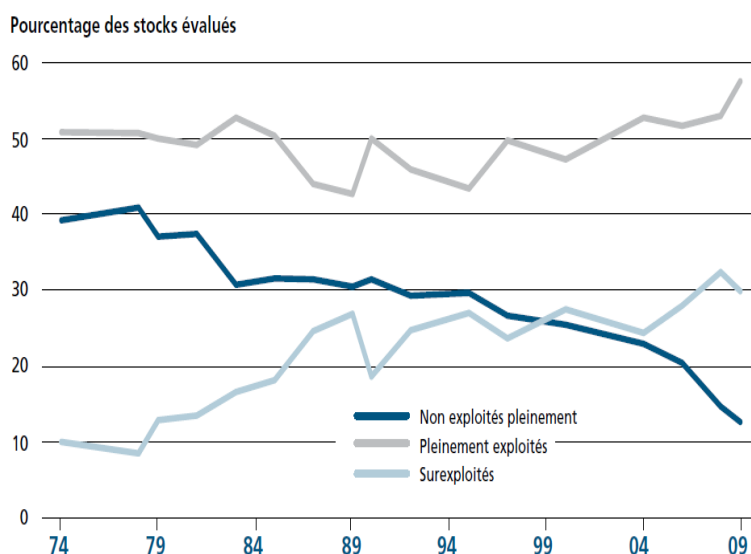
Le manuscrit s'organise autour de cinq chapitres. Le chapitre introductif, en français, constitue une synthèse du travail mené au cours de ce doctorat. Il pose le cadre de la thèse et apporte des éléments méthodologiques (modèles et cas d'étude), ainsi qu'une synthèse des résultats et une discussion générale. Les autres chapitres, en anglais, constituent chacun un article. Leur lecture apportera davantage de détails méthodologiques, de résultats et de discussion spécifique.

# 1 Cadre et enjeux de l'étude

## 1.1 L'approche écosystémique

### 1.1.1 L'échec des modes de gestion mono-spécifique

Bien que la gestion durable des ressources soit un objectif important dans la plupart des pêcheries (FAO, 1995), le dernier rapport sur l'état des pêcheries présenté par la FAO confirme les tendances observées depuis plusieurs décennies sur la surexploitation et la diminution des ressources halieutiques (FAO, 2012). En effet en 2009, 57,4% des stocks mondiaux étaient pleinement exploités, autrement dit ces stocks ont atteint le niveau de production maximale équilibrée (Maximum Sustainable Yield, MSY), 29,9% des stocks étaient surexploités, et seulement 12,7% étaient non pleinement exploités (figure I.1). A noter que les stocks non pleinement exploités ne présentent pas un potentiel de production élevé. De plus, annuellement, la perte de rente liée à la surpêche est estimée à environ 50 milliards de dollars par la banque mondiale.



**Figure I.1** – Évolution de l'état des stocks ichtyologiques marins mondiaux depuis 1974 (repris de FAO (2012))

Au-delà de la surexploitation, les engins de pêche utilisés ne sont pas assez sélectifs et génèrent d'importantes captures accessoires qui sont rejetées en mer (Kelleher, 2005; Diamond and Beukers-Stewart, 2011). De plus les pêcheries sont caractérisées par la destruction des habitats (Hall *et al.*, 2002; FAO, 2003), le déclin des rendements (Thurstan *et al.*, 2010), la surcapacité (Beddington *et al.*, 2007) et la dépendance aux subventions (Sumaila and Pauly, 2007). Par ailleurs, la reconstitution des stocks de poissons est maintenant limitée par des facteurs anthropiques non liés à la pêche, tels que la pollution, l'acidification des océans, et les changements climatiques (Caddy and Griffiths, 1995; Clark *et al.*, 2003; Worm and Myers, 2004; Perry *et al.*, 2005).

Au-delà de la forte pression mise sur les ressources halieutiques pour répondre à une demande de plus en plus croissante, l'état actuel des ressources halieutiques est dû à l'échec des modes de gestion traditionnelle (Garcia *et al.*, 2003; Hilborn, 2004; Pikitch *et al.*, 2004; Beddington *et al.*, 2007; Cardinale and Svedang, 2008; Cochrane *et al.*, 2011). En effet les traditionnelles mesures conservatives visant la sélectivité des engins ou la limitation directe et indirecte des captures (fermeture saisonnière, droit d'entrée, total autorisé de capture (TAC)) n'ont pas résolu le problème de la propriété de la ressource et ont encouragé une forme compétition entre les pêcheurs afin de réaliser le maximum de captures possibles (Cunningham *et al.*, 1985; Hannesson, 1993; Grafton *et al.*, 2006). Les mesures de régulation de l'accès comme les quotas individuels transférables (QIT), en permettant une répartition des droits à pêcher induisent une pression moins importante sur le stock, mais aussi peuvent conduire à l'exclusion de certains pêcheurs (Hamon *et al.*, 2009; Sumaila, 2010; Péreau *et al.*, 2012) et à des rejets illégaux (Kristofersson and Rickertsen, 2009), si ses réglementations ne sont pas bien encadrées (Copes, 1986). Ces modes de gestion mono-spécifique, typiquement utilisés dans la gestion des pêcheries à grande échelle, supposent une relation simple entre la capacité productive de la ressource (constituée uniquement d'un stock) et la capacité extractive d'une flottille homogène, l'objectif étant d'atteindre un état productif optimal ( $MSY^1$ ) ou de rente optimal ( $MEY^2$ ) et de maintenir le stock à ce niveau à travers le contrôle des inputs et des outputs (Garcia *et al.*, 2008; Worm *et al.*, 2009). Ainsi, en se focalisant sur la maximisation des captures d'une seule espèce, ces modes de gestion ignorent la complexité des interactions écologiques, les perturbations liées à l'environnement, la globalisation de l'économie, les questions socioéconomiques locales et les contraintes institutionnelles telles que les droits d'usage et des administrations inefficaces (Garcia *et al.*, 2008). Ce faisant, ils induisent des coûts socio-économiques indirects conséquents (Pikitch *et al.*, 2004).

Un tournant dans la gestion des pêcheries s'est opéré au cours de la dernière décennie : de la gestion traditionnelle mono-spécifique, on tend vers des approches de gestion plus intégrées visant à prendre en compte les interactions entre les pêcheries et leur environnement au sens large (Cochrane, 2000; Sinclair *et al.*, 2002). Ces changements sont intervenus avec la reconnaissance que la gestion des pêcheries ne se limite pas seulement à une gestion des stocks (Caddy, 1999). Les nouvelles approches de gestion, en intégrant les composants économiques et écologiques du système, considèrent non seulement la diversité au sein des écosystèmes marins, mais aussi les différents utilisateurs de la ressource (Garcia *et al.*, 2008). Aujourd'hui les modes de gestion des pêcheries sont très hétérogènes, allant du libre accès avec très peu ou pas de régulations, à des systèmes de gestion compliqués comme celui des quotas individuels transférables (Garcia and Cochrane, 2005).

Cependant, malgré le fait que la majorité des pêcheries à travers le monde ont été mal gérées, on peut noter quelques succès avec le mode de gestion mono-spécifique (Worm *et al.*, 2009; Co-

---

1. Maximum Sustainable Yield  
2. Maximum Economic Yield

chrane *et al.*, 2011; Hilborn, 2011), en particulier dans les pêcheries industrielles (par exemple voir Mace (2004); Hilborn *et al.* (2005); Hilborn (2007) et Worm *et al.* (2009)). Ainsi d'après Pikitch *et al.* (2004), les outils utilisés dans la gestion traditionnelle, tout en nécessitant d'être modifiés, restent appropriés. Francis *et al.* (2007) précisent qu'aucun scientifique n'encourage l'abandon des outils de la gestion mono-spécifique. Ces derniers sont nécessaires mais non suffisants et souvent inefficaces lorsque par exemple les pêcheries sont multi-spécifiques, les captures accessoires importantes, les habitats impactés par les engins ou plus généralement lorsque les hypothèses de la gestion mono-spécifique traditionnelle ne sont pas respectées (Browman *et al.*, 2004).

### 1.1.2 Les principes de l'approche écosystémique

L'approche écosystémique des pêches (AEP) est une extension de la gestion traditionnelle des pêches, en reconnaissant de façon plus explicite l'interdépendance entre un écosystème sain et le bien-être humain, et la nécessité de maintenir la productivité des écosystèmes pour les générations présente et future (Ward, 2000; Garcia and Cochrane, 2005). D'après la FAO, "*l'approche écosystémique s'efforce d'équilibrer divers objectifs de la société en tenant compte des connaissances et des incertitudes relatives aux composantes biotiques, abiotiques et humaines des écosystèmes et de leurs interactions, et en appliquant à la pêche une approche intégrée dans des limites écologiques valables*" (FAO, 2003). La FAO définit ainsi les humains comme membres des espèces de l'écosystème qui sont en interaction avec les autres et leur environnement (Garcia *et al.*, 2003).

Plusieurs expressions en lien avec l'approche écosystémique sont apparues durant la dernière décennie ("Fisheries Management" (FM), "Ecosystem Management" (EM), "Ecosystem Approach" (EA), "Ecosystem-based Fisheries Management" (EBFM), "Ecosystem Approach to Fisheries" (EAF), "Integrated Management" (IM)). Toutefois ces expressions impliquent des processus très convergents, parfois similaires et dont les objectifs se chevauchent, la variété des terminologies reflétant l'importance donnée à la conservation des écosystèmes (Garcia *et al.*, 2003). Cependant ces concepts restent souvent au stade de principes et de théories car ils n'ont pas de définition universelle et les méthodes pour les mettre en oeuvre sont manquantes (Brodziak and Link, 2002; Babcock and Pikitch, 2004).

Arkema *et al.* (2006), en recensant les définitions de "marine ecosystem-based management", ont trouvé que les scientifiques utilisent 17 critères pour décrire une approche écosystémique. Ces critères peuvent être classés en 3 catégories ou dimensions : écologique, humaine et managériale. Les critères rentrant dans la catégorie "écologique" concernent les aspects de la complexité des écosystèmes tels que leur structure et leur fonctionnement. Ils reconnaissent aussi que le processus écologique intervient dans de multiples échelles temporelles et spatiales. Les critères relatifs à la "dimension humaine" intègrent les facteurs économiques et les différentes parties prenantes dans le processus de planification. Enfin, les critères ayant trait au "management"

incluent la co-gestion et les approches de précaution, de même que l'utilisation des outils proposés par les scientifiques (Arkema *et al.*, 2006). Ainsi l'approche écosystémique constitue une nouvelle direction pour la gestion des pêches, dans laquelle l'ordre des priorités est renversé, commençant par l'écosystème dans sa globalité plutôt que les espèces ciblées (Pikitch *et al.*, 2004), réduisant ainsi l'empreinte écologique des pêcheries et améliorant la durabilité des stocks (Garcia *et al.*, 2008; Essington and Punt, 2011).

D'après Garcia *et al.* (2003), les deux racines de l'approche écosystémique sont la Conférence des Nations unies sur l'Environnement de 1972, définissant un plan d'action afin de préserver l'environnement, et la Convention des Nations unies sur le droit de la mer de 1982, définissant les principes généraux de l'exploitation des ressources marines et leur conservation. De plus, le code de Conduite pour des pêcheries responsables (FAO, 1995) contient un nombre important de dispositions relatives à l'écosystème (principes, axiomes, objectifs, conditions et contraintes) fournissant une bonne base pour l'approche écosystémique des pêches (Garcia *et al.*, 2003; Pitcher *et al.*, 2009). De fait, l'approche écosystémique des pêches n'est pas un paradigme révolutionnaire, mais plutôt une évolution dans la manière de concevoir la gestion des pêches (Garcia *et al.*, 2003), contribuant ainsi au développement durable (Jennings and Reville, 2007). Cependant les objectifs de l'approche écosystémique sont divers et peuvent varier en fonction des cas (Garcia and Cochrane, 2005). En plus des objectifs universels comme le maintien de l'intégrité des écosystèmes, l'efficacité économique et l'équité intergénérationnelle, les objectifs concernent la sécurité alimentaire, la qualité de l'alimentation et la durabilité des moyens de subsistance dans les zones rurales pauvres; la réhabilitation de la ressource et de l'environnement; la réduction de l'incertitude pour les industries; la promotion du rôle du gestionnaire dans les pêcheries peu contrôlées. Ainsi une approche écosystémique est fortement interdisciplinaire, combinant des approches comparatives et expérimentales, et utilisant des méthodes qualitatives et quantitatives (Garcia *et al.*, 2008).

### 1.1.3 La mise en oeuvre de l'approche écosystémique

Il est souvent difficile pour les autorités de rendre opérationnelles les propositions et les instructions de l'approche écosystémique (Garcia and Cochrane, 2005). Parmi les difficultés rencontrées par les pêcheries, on peut souligner entre autres le manque de données et d'évaluations scientifiques, la continuité des écosystèmes face aux frontières humaines, la collaboration insuffisante entre les institutions en charge des questions de pêche, le manque d'intégration des pêcheries dans la gestion des zones côtières et pour finir le coût de transition socio-économique et politique potentiellement élevé (Garcia *et al.*, 2003). Hilborn (2011) se posant la question à savoir pourquoi les gouvernements réussiront avec l'approche écosystémique alors qu'ils ont failli dans la gestion mono-spécifique, suggère que les méthodes de l'AEP doivent être simples et moins coûteuses que celles mono-spécifiques.

Dans la réalité, le degré de translation des critères de l'approche écosystémique vers des

actions de management varie en fonction des pêcheries. Pitcher *et al.* (2009) en faisant un bilan sur la mise en place de l'approche écosystémique au niveau mondial, montrent que parmi les 33 pays réalisant 90% des captures mondiales, aucun ne réalise de bonnes performances quant à l'implémentation des étapes de l'EBFM, tandis que 2/3 de pays ont été incapables de mener à bien l'EBFM. Selon Arkema *et al.* (2006), ce manquement peut être dû à l'incapacité des gestionnaires de mettre en oeuvre l'ensemble des critères de l'approche écosystémique, dont certains peuvent être complexes, ou encore, au manque d'outils et de méthodes claires. En effet la plupart du temps, la gestion qui est faite des pêcheries ne s'adresse qu'à certaines composantes de la grande littérature sur l'approche écosystémique (Berkes, 2012). Certains de ces sous-champs ont mis l'accent sur la spatialisation basée sur l'écosystème marin (Crowder *et al.*, 2006; Norse, 2010); D'autres se sont intéressés aux biens et services écosystémiques (Carpenter *et al.*, 2009); Alors que d'autres ont traité la résilience de l'écosystème, la gestion adaptative, les institutions de gouvernance et la co-gestion des pêcheries (Hilborn *et al.*, 2005; Hughes *et al.*, 2005; Mahon *et al.*, 2009; McClanahan *et al.*, 2009; Berkes, 2010). L'absence de cohérence dans les politiques et la forte influence des priorités de court terme des pays, ont limité les progrès dans la mise en oeuvre de l'approche écosystémique, notamment en Europe (Jennings and Rice, 2011). Plus généralement l'approche écosystémique requiert dans les faits beaucoup de ressources. Pitcher *et al.* (2009) a montré que les performances de réalisation de l'AEP dans les pays sont corrélées avec leur indice de développement humain (IDH).

Ainsi, alors que les outils pour la gestion traditionnelle mono-spécifique sont disponibles et largement utilisés, ceux nécessaires pour une réalisation complète de la gestion écosystémique ne sont pas totalement mis au point (Arkema *et al.*, 2006). Cela est particulièrement vrai pour les petites pêcheries dans les pays en développement (Garcia and Cochrane, 2009).

## 1.2 Les petites pêcheries artisanales et l'approche écosystémique

### 1.2.1 Importance des petites pêcheries artisanales

Au sein de la grande famille des pêcheries, les petites pêcheries "artisanales" ou encore "traditionnelles" se révèlent être d'une importance primordiale et cela pour plusieurs raisons. Tout d'abord, les petites pêcheries artisanales (PPA) comptent pour plus de la moitié des captures mondiales (Jacquet and Pauly, 2008) et sur les 100 millions de personnes employées dans le secteur de la pêche, plus de 90% sont engagées dans les PPA (FAO and WorldFish Center, 2010) dont beaucoup sont dans les pays les plus pauvres (Béné *et al.*, 2007; De Young *et al.*, 2008; World Bank, 2010; Cochrane *et al.*, 2011; Mills *et al.*, 2011).

Par ailleurs il est largement reconnu que les petites pêcheries contribuent fortement au bien être et à la conservation de la ressource, à la sécurité alimentaire, aux moyens d'existence de certaines populations, au développement rural et à la réduction de la pauvreté, notamment dans les pays en développement (Andrew *et al.*, 2007; Béné *et al.*, 2010; Isaacs, 2012). Cependant leur contribution est souvent sous-évaluée (Béné, 2006; Béné *et al.*, 2007; Thorpe *et al.*, 2007).



De plus les PPA sont les seuls sous-secteurs de la pêche spécifiquement nommés par le code de Conduite pour des pêcheries responsables (FAO, 1995), leur procurant aussi une importance particulière.

En effet, comparées aux grandes pêcheries industrielles, les PPA utilisent des engins moins coûteux en énergie, elles utilisent 4 fois moins de carburant pour produire la même quantité que les pêcheries à grande échelle (Jacquet and Pauly, 2008). De plus leurs rejets sont faibles et à l'exception de quelques engins, dont la dynamite, elles ne détruisent pas les communautés benthiques, contrairement aux pêcheries industrielles qui rejettent entre 8 et 20 millions de tonnes (Jacquet and Pauly, 2008). Enfin le ratio coût de l'impact sur valeur des débarquements est plus faible en général pour les PPA. Par exemple dans Crilly and Esteban (2013), ce ratio est de l'ordre de 800 pour les chalutiers contre 400 pour les petits fileyeurs.

Toutefois, sous une apparence superficielle d'homogénéité de leurs caractéristiques générales, les petites pêcheries sont relativement plus diversifiées que les pêches industrielles en termes de personnes, d'équipements et de ressources utilisées et leurs activités de transformation et de marché sont plus nombreuses et plus informelles (Garcia *et al.*, 2008). Les termes petites pêcheries "traditionnelles" ou encore "artisanales" sont devenus les antinomies des pêcheries modernes, mécanisées et industrialisées (Mathew, 2003). Avec la généralisation de la motorisation, les petites pêcheries incluent maintenant une large gamme d'activité, allant de la pêche au mollusque sédentaire dans les eaux littorales aux espèces migratrices en pleine mer (Mathew, 2003), et sont des pêcheries à la fois de subsistances et commerciales (Garcia *et al.*, 2008). Suivant la définition de Garcia *et al.* (2008), inspirée de celle de Johnson (2006), les petites pêcheries traditionnelles sont caractérisées par l'usage d'engins ou d'embarcations de petites tailles, associés à de faibles niveaux de technologie et d'investissement en capitaux, tandis que les pêcheries artisanales font souvent référence à des entreprises individuelles ou familiales. Si l'utilisation des termes "petites pêches", "artisanal", ou encore "traditionnel" dépend fortement de l'endroit où l'on se trouve, ces expressions désignent en général les plus petites unités de pêche dans un pays (Mathew, 2003).

### 1.2.2 Problématiques des petites pêcheries artisanales

Bien que dans la majorité des cas les PPA sont plus durables que les pêcheries à grande échelle (voir tableau I.1), la large adoption de la motorisation a entraîné l'expansion rapide de la capacité des PPA. Cela s'est traduit par des pressions accrues sur les ressources côtières, particulièrement en Afrique et en Asie (Mathew, 2003). Cette situation a eu pour conséquence la surexploitation des ressources, favorisée aussi par le fait que ces pêcheries sont caractérisées par une forme de libre accès (Béné, 2003).

Au delà de l'épuisement des ressources, les PPA sont confrontées à des performances économiques faibles et à l'insécurité alimentaire (Béné, 2006; Andrew *et al.*, 2007). Les pêcheurs dans les PPA sont souvent des migrants ou des minorités ethniques socialement et politique-

**Tableau I.1** – Comparatifs entre pêcheries à grande échelle et petites pêcheries (d’après Jacquet and Pauly (2008))

	<b>Pêcheries à grande échelle</b>	<b>Petites pêcheries</b>
Subventions	25-27 milliards \$	5-7 milliards \$
Nombre d’emplois	environ 1/2 million	plus de 12 millions
Captures annuelles	environ 30 millions de tonnes	environ 30 millions de tonnes
Captures réduites en fourrage	35 millions de tonnes	très peu
Consommation en carburant	environ 37 millions de tonnes	environ 5 millions de tonnes
Capture par tonne de carburant consommé	1-2 tonnes	4-8 tonnes
Rejets en mer	8-20 millions de tonnes	très peu

ment marginalisées (Garcia *et al.*, 2008). De plus, la négligence et l’indifférence de la part des gouvernements, la compétition avec les pêcheries industrialisées largement subventionnées augmentent la vulnérabilité des PPA (Jacquet and Pauly, 2008). Malgré le grand nombre de personnes dépendant des PPA, les montants dépensés dans la recherche pour les pêcheries à grande échelle dépassent largement ceux des PPA (Isaacs, 2012). Les efforts doivent être redéployés en priorité vers les PPA tropicaux en développement où la plupart des pêcheurs vivent dans la pauvreté (Garcia *et al.*, 2008). Ainsi la mise en oeuvre de l’approche écosystémique est un challenge spécialement dans les pays tropicaux en développement, où les ressources et les capacités pour la gestion des ressources marines sont limitées (Pomeroy *et al.*, 2010).

Cependant, les PPA sont caractérisées par la multiplicité des points de débarquement, l’hétérogénéité des moyens de production, une production souvent multi-spécifique et informelle. De plus, avec 12 millions de pêcheurs comparés au demi-million de pêcheurs dans les pêcheries industrielles (tableau I.1), les informations liées aux PPA sont rares, peu accessibles et difficiles à interpréter (Worm *et al.*, 2009). La non-estimation (ou sous-estimation) des captures et par conséquent la non-appréciation de la valeur économique et la contribution des PPA au bien être social, font que ces dernières sont négligées (Garcia *et al.*, 2008) et ainsi rarement gérées de manière efficace (Cochrane *et al.*, 2011).

### 1.2.3 Quelle gestion pour les petites pêcheries artisanales ?

L’inadéquation des outils et indicateurs conventionnels de performance pour la gestion et la mise en place de plans de développement dans les PPA est clairement établie (Garcia *et al.*, 2008; Worm *et al.*, 2009; Béné *et al.*, 2010). Néanmoins la mise en oeuvre de l’approche écosystémique dans les PPA n’est pas évidente y compris dans les pays en développement. En plus des problèmes vus précédemment dans un cadre général, Mathew (2003) souligne, pour les PPA, le problème incontournable de régulation de l’accès dans les zones surexploitées. En effet les régimes de quotas, les mesures de contrôle d’effort et de barrière à l’entrée ne sont pas applicables car il est impossible de gérer la quantité d’embarcations et de points de débarquement en jeu. De plus, il se pose le problème de la propriété de la ressource qui sera concentrée au sein de quelques acteurs, ce qui aura pour effet d’exacerber les problèmes sociaux liés au surplus du travail dans les PPA. Par ailleurs dans les pays en développement, les gouvernements

mettent la priorité sur la dimension humaine des PPA, plus spécialement sur le besoin de lutter contre la pauvreté et la sécurité alimentaire, avant de s'adresser aux questions de management. Ainsi à court terme les gouvernements ne peuvent promouvoir "l'exclusion", surtout lorsqu'ils ne peuvent proposer des solutions alternatives.

La grande diversité des contextes écologiques et sociaux des PPA fait que la recherche d'un cadre général pour leur gestion est difficile (Andrew *et al.*, 2007). Cela appelle à une meilleure compréhension de la structure des PPA, des motivations et contraintes des pêcheurs et des interactions entre les divers composants de la pêcherie. Ainsi donc, pour une gestion à moyen ou long terme, il faut prendre en compte à la fois la dimension sociale, économique, écologique et technologique (Garcia *et al.*, 2008). Ainsi Garcia *et al.* (2008) proposent un cadre pour l'approche écosystémique dans le cas des pêcheries artisanales, basé sur une connaissance intégrée. Ce cadre offre une démarche d'évaluation suffisamment polyvalente pour être pertinente pour les PPA dont la valeur de la pêche est trop faible par rapport au coût des approches conventionnelles (Garcia *et al.*, 2008).

Pomeroy *et al.* (2010) insiste sur la décentralisation des responsabilités dans les PPA des pays en développement. La co-gestion avec les communautés locales, comme alternative aux gestions centralisées, a rencontré beaucoup de succès (Worm *et al.*, 2009), notamment en Afrique (Isaacs, 2012), car intégrant idéalement les dimensions biologiques, sociales et humaines dans les pêcheries (Nielsen *et al.*, 2004; Isaacs *et al.*, 2007). Cochrane *et al.* (2011) suggèrent une gestion des PPA minimaliste, plus réaliste, en lien avec la durabilité, lorsque la gestion en cours est inadéquate ou encore lorsque les données disponibles sont faibles. Cette gestion minimaliste consiste en l'adoption d'objectifs moins ambitieux se limitant à maintenir la ressource viable, afin d'éviter qu'elle ne tombe dans des niveaux irréversibles (Andrew *et al.*, 2007). Cette gestion des PPA dite "primaire" doit être vue comme un objectif minimum pour les pêcheries lorsque la gestion n'est pas adéquate (Cochrane *et al.*, 2011).

Pour finir, des pêcheries artisanales efficaces peuvent créer des richesses, contribuer au développement économique, rehausser la stabilité sociale dans les régions rurales et péri-urbaines, améliorer la sécurité nutritionnelle et alimentaire et fournir des dispositifs de protection sociale pour les plus pauvres (Béné *et al.*, 2007; Heck *et al.*, 2007; Béné *et al.*, 2010).

### **1.3 Les méthodes d'évaluation intégrée : un outil pour l'approche écosystémique**

#### **1.3.1 Principes de l'évaluation intégrée multi-critères**

##### **a. Les objectifs**

Les systèmes d'évaluation intégrée multi-critères, en tant qu'approches écosystémiques, tendent à une vision intégrée et globale de la gestion des pêches, afin de fournir des systèmes complets basés sur des évaluations de la durabilité de pêcheries (Leadbitter and Ward, 2007).

En effet, la durabilité se pose non seulement en termes de niveau de capture ou de niveau de la biomasse, mais englobe tous les aspects de la pêche : la structure économique et sociale des communautés de pêcheurs, les institutions de gestion ainsi que les écosystèmes (Adrianto *et al.*, 2005; Andalecio, 2010). Les systèmes d'évaluation intégrée multi-critères fournissent des ensembles d'indicateurs et de points de référence sur la durabilité des pêcheries, qui reflètent une approche de durabilité intégrée, interdisciplinaire et multidimensionnelle, écosystémique et de précaution (Potts, 2006; Liu *et al.*, 2011).

Les systèmes d'indicateurs de développement durable mis en place à travers une approche écosystémique doivent permettre en premier lieu de décrire l'état des ressources halieutiques et des activités de pêche, et d'évaluer les résultats obtenus et les progrès accomplis en matière de développement durable (FAO, 1999; Jennings, 2005; Potts, 2006; Liu *et al.*, 2011). Ils doivent aider aussi à l'identification de ce qui est préjudiciable et non durable, devant être réduit ou minimisé dans une perspective de développement durable (Dahl, 2000; Liu *et al.*, 2011). Enfin ils doivent aider à effectuer des évaluations claires et permettre la comparaison entre pêcheries, ou encore de comparer l'évolution d'une même pêcherie dans le temps (FAO, 1999). Pour finir, ils doivent permettre la communication des tendances, des impacts et procédures de gestion complexes au public non spécialiste (Garcia *et al.*, 2000; Rice, 2003; Rochet and Trenkel, 2003). Les indicateurs soutiennent la prise de décision, aident à la définition des objectifs et à l'identification des problèmes et des lacunes dans les données d'évaluation, de suivi et de performance (Garcia, 2000). L'utilisation de modèles complexes nécessitant beaucoup de données est une exigence, à la lumière de la gestion écosystémique (Potts, 2006).

### **b. Mise en oeuvre**

Alors que la littérature présente différentes méthodes d'évaluation intégrée multicritère adaptées aux pêcheries, Mardle and Pascoe (1999) et Andalecio (2010) notent leur faible utilisation. La principale raison de cette vaste non-application est que l'évaluation de la gestion des pêcheries a toujours été traitée selon la discipline, et non pas d'une manière intégrée (Andalecio, 2010). En recensant les facteurs limitant l'application des méthodes d'évaluation multicritère, Andalecio (2010) note que la première entrave est la gestion de la quantité de données nécessaires, souvent incomplète, pour ce type d'analyse. Ensuite il y a les contraintes techniques, par rapport à la robustesse et la fiabilité des méthodes ; et financières, car ces méthodes nécessitent la participation de plusieurs acteurs et beaucoup de données. Enfin se pose le problème des compétences et des délais de réalisation nécessaires.

Néanmoins, ces modèles de décision multicritères intégrés présentent un grand potentiel dans la gestion des pêcheries tropicales car elles intègrent les composantes écologiques, biologiques, sociales, économiques et institutionnelles de la pêche. Ils prennent en compte les décisions des différents acteurs de la pêche et permettent des interactions entre les critères objectifs et subjectifs (Andalecio, 2010). De plus les résultats d'un système d'évaluation intégrée peuvent être un outil puissant capable d'influencer les décisions de gestion (Leadbitter and Ward, 2007). Ré-

cemment, Anderson and Anderson (2010) ont mis en place des indicateurs multidimensionnels permettant une évaluation rapide et à moindre coût des succès et des échecs des systèmes de gestion des pêcheries afin de mieux pouvoir orienter les efforts de la Banque Mondiale en ce qui concerne la création de richesse durable (Chu *et al.*, 2012). Toutefois, les indicateurs proposés par les méthodes d'évaluation intégrée ne fournissent pas une alternative à la modélisation quantitative mais offrent des informations concises et crédibles pouvant être comprises par les décideurs et un large public (Potts, 2006).

### 1.3.2 Les différentes étapes pour une évaluation intégrée

Selon la FAO (1999), Garcia *et al.* (2000), Andalecio (2010) et Liu *et al.* (2011), la mise en place d'indicateurs à travers une approche intégrée nécessite plusieurs étapes. Il s'agit tout d'abord de bien définir ce qui doit être évalué en spécifiant les objectifs et le champ d'application du système d'évaluation. Dans un deuxième temps, il faut choisir un ensemble de critères d'évaluation et déterminer les scores pour chacun de ces critères. Ensuite il faut identifier les critères prioritaires dans l'évaluation. Pour finir il reste à choisir une méthode d'agrégation et de visualisation des résultats. Andalecio (2010) remarque que si les méthodes d'évaluation intégrée multicritère ont une structure similaire, la seule différence sera la manière dont les critères seront évalués, pondérés et agrégés. Ainsi, la structure générale d'une méthode d'évaluation multicritère se compose d'au moins une matrice à deux dimensions, où la première exprime les possibilités de choix différents et l'autre est composée de critères qui évalueront ces possibilités de choix.

#### a. Les critères d'évaluation

Le choix des critères d'évaluation ou indicateurs dépend évidemment du contexte et de la nature de la pêche (Garcia *et al.*, 2008). En plus des indicateurs classiques de la pêche relatifs à l'écologie, des indicateurs économiques et sociaux sont requis (Jennings, 2005). Garcia *et al.* (2008) indiquent que des indicateurs généraux du développement humain, comme la démographie, le niveau d'éducation, de nutrition et de santé sont particulièrement pertinents pour les petites pêcheries artisanales. Ces indicateurs peuvent être mesurés sur des échelles quantitatives ou qualitatives, voire parfois les deux (Andalecio, 2010). Toutefois, il manque encore des connaissances sur l'évaluation sociale des pêcheries car comme le note Blanchard and Maneschy (2010) "*la perception du bien être ou encore de la valeur accordée à la nature peut être très diverse selon les cultures*" et les critères en lien avec les traditions et les croyances ne sont pas pris en compte.

#### b. Processus d'évaluation

Le cadre institutionnel dans lequel l'ensemble du processus de décision se passe, détermine les catégories et le nombre d'évaluateurs du système (Andalecio, 2010). Bien que les informations

techniques et scientifiques soient importantes, les connaissances, l'expérience et les jugements des parties prenantes sont cruciales dans l'application d'un outil d'évaluation multicritère. Cela est évident dans un système complexe comme la pêche où l'information incomplète et la compréhension peuvent exister (Adrianto *et al.*, 2005), comme c'est le cas des pêcheries artisanales ou la principale difficulté est d'obtenir des indicateurs fiables (Garcia *et al.*, 2008). Cela justifie, dans certains cas, l'inclusion de connaissances locales (par exemple, celles des pêcheurs) dans le processus d'évaluation. En effet plusieurs études (Ticheler *et al.*, 1998; Berkes *et al.*, 2001; Salas and Gaertner, 2004) ont montré que la participation des acteurs locaux dans le processus d'évaluation pouvait être une réussite.

### c. Pondération des scores

La prise en compte d'un grand nombre de critères d'évaluation peut rendre l'influence de chacun de ces derniers négligeable dans l'évaluation. Toutefois, un problème se pose lorsque qu'un critère majeur (ayant un impact important dans la pêche) n'est pas mis en avant, mais moyenné avec les autres indicateurs. La pondération de chaque critère peut aider à surmonter ce problème, mais son élaboration et son application impartiale est difficile (Leadbitter and Ward, 2007). Les poids devant être attribués à chaque critère peuvent être mesurés subjectivement ou objectivement (Liu *et al.*, 2011). Les méthodes subjectives font intervenir le jugement d'experts à travers par exemple des questionnaires. Les méthodes objectives comprennent l'analyse en composantes principales et analyse factorielle. Le processus de hiérarchie analytique peut également être utilisé objectivement et subjectivement (Liu *et al.*, 2011). Toutefois ces pondérations doivent être explicites, car en choisissant une pondération particulière, on peut mettre un accent particulier sur les questions qui intéressent certains intervenants tels que les problèmes économiques pour les industriels ou encore la préservation de la biodiversité pour les organisations non gouvernementales (Leadbitter and Ward, 2007).

### 1.3.3 Les méthodes d'agrégation

Alors que de nombreux modèles d'agrégation dans l'analyse multicritère pour la gestion des ressources naturelles existent, Andalecio (2010) note que les méthodes de somme pondérée, d'ordination et d'analyse multicritère hiérarchique ont eu le plus grand nombre d'application.

#### a. Méthode des sommes pondérées

Le modèle de Somme Pondérée (SP) est la méthode la plus simple et la plus couramment utilisée lorsque tous les critères sont mesurés sur des échelles cardinales et exprimée en unités comparables ( $a_{ij}$ ), et les poids afférents à chaque critère ( $w_j$ ) définis :

$$SP_i = \sum_{j=1}^n w_j a_{ij}, \quad \forall i = 1, 2, \dots, m.$$

Cette méthode suppose l'indépendance des critères et indicateurs, alors que dans l'évaluation de la gestion des pêches, les données disponibles (en particulier les données écologiques) sont susceptibles de violer cette hypothèse. Ainsi la portée des résultats issus de l'utilisation de la méthode de somme pondérée est limitée (Andalecio, 2010).

### b. Analyse multicritère hiérarchique

L'analyse multicritère hiérarchique développée par Saaty (1980), à travers un processus de hiérarchisation, de comparaison, de pondération et d'agrégation, permet d'attribuer une valeur numérique à chaque possibilité de choix ou action. L'action avec le score le plus élevé est considérée comme la meilleure, la plus performante (Mardle and Pascoe, 1999). D'après Ridgley and Rijsberman (1992), cette méthode est intéressante car elle se base sur des échelles de type ratio plutôt que des échelles d'intervalle et ne nécessite pas l'indépendance des actions. Andalecio (2010) note une quinzaine d'applications de l'analyse multicritère hiérarchique dans la gestion des pêches.

### c. Méthodes d'ordination

Les techniques d'ordination, souvent utilisées en écologie, permettent de quantifier les interactions entre un grand nombre de variables interdépendantes et d'expliquer ces variables dans un espace de dimension faible (McGarigal *et al.*, 2000). La technique d'ordination la plus couramment utilisée dans une analyse multicritère est la technique du cadrage multidimensionnel non-métrique (Nonmetric Multidimensional Scaling, NMDS ou MDS). Cette méthode cherche à représenter dans un nombre réduit et pré-imposé de dimensions les relations d'ordre entre les objets, en les positionnant les uns par rapport aux autres. Le cadrage ou le classement des objets est réalisé itérativement par minimisation d'une fonction de "stress". Lorsque le nombre de dimensions est faible (par exemple 2 ou 3), le cadrage non-métrique permet souvent de représenter une matrice de distances avec moins de déformations que l'analyse en coordonnées principales (Andalecio, 2010). La méthode d'ordination MDS a été utilisée dans le développement de Rapfish (Rapid Appraisal for Fisheries), une technique multidisciplinaire d'évaluation rapide pour évaluer la durabilité des pêcheries dans les domaines écologique, économique, social, technologique et éthique (voir Pitcher (1999) et Pitcher and Preikshot (2001)).

## 1.4 La modélisation bioéconomique : un outil pour l'approche écosystémique

### 1.4.1 L'intérêt de la modélisation bioéconomique

L'interdépendance entre la ressource halieutique et les utilisateurs explique l'apparition des modèles mathématiques combinant à la fois la biologie et l'économie. En effet les facteurs externes qui influent sur l'aspect biologique (conditions hydrographiques par exemple) auront également un impact économique sur l'ensemble de la pêcherie. A l'inverse, les facteurs externes

qui influent sur le plan économique (par exemple, les coûts de gestion du combustible) auront également un impact sur le système biologique (Prellezo *et al.*, 2012). Ainsi la modélisation des interactions techniques et des liens entre l'écologie et l'économie est essentielle et particulièrement difficile, car elle inclut à la fois la variabilité biologique et les aspects comportementaux de l'homme. En effet, un modèle bioéconomique dédié à la pêche combine à la fois la dynamique des stocks avec la fonction de production et les coûts de production avec la valeur économique des ressources extraites (Larkin *et al.*, 2006; Conrad and Smith, 2012).

La modélisation bioéconomique a longtemps été présentée comme un outil important dans la gestion des pêches pour la détermination des niveaux soutenables de capture et d'effort et le chemin d'exploitation pour atteindre ces niveaux d'équilibre, en particulier pour la reconstitution des stocks surexploités (Clark, 1990; Hannesson, 1993; Knowler, 2002; Anderson and Seijo, 2009). De nos jours, les modèles bioéconomiques sont utilisés comme outils d'analyse afin d'évaluer l'impact des politiques alternatives sur les ressources naturelles et le bien-être humain (Prellezo *et al.*, 2012). En effet ils permettent de produire des scénarios variés laissant au final l'arbitrage aux décideurs entre, par exemple, la préservation des stocks et la maximisation de la rente ou de l'emploi, sur la base de compromis issus des résultats des modèles.

Prellezo *et al.* (2012) classent les modèles bioéconomiques en deux catégories, ceux servant à la simulation et ceux d'optimisation. Les modèles de simulation s'efforcent de simuler un système par projection d'un ensemble de variables biologiques et économiques pour évaluer les stratégies de gestion alternative, ou modéliser l'impact des variables exogènes (prix du pétrole, par exemple ou le changement climatique). Les modèles d'optimisation sont conçus pour trouver une solution optimale par rapport à une fonction "objectif" sous certaines contraintes économiques ou biologiques. On parle de maximisation ou de minimisation d'une fonction "objectif". En outre, les modèles bioéconomiques peuvent être classés comme déterministes ou stochastiques à travers la prise en compte de l'incertitude sur les paramètres ou sur les processus.

Toutefois, les modèles bioéconomiques sont en constante évolution : on est passé de modèle d'évaluation mono spécifique à des modèles écosystémiques (Plaganyi, 2007). La complexité des modèles est principalement due aux hypothèses sous-jacentes à la dynamique du système et la sophistication des composantes biologiques varie considérablement selon les modèles (Prellezo *et al.*, 2012).

### 1.4.2 Au début de la modélisation bioéconomique

L'intégration de l'économie et de la biologie de l'exploitation des ressources naturelles appliquées à la pêche est un domaine relativement récent de l'économie (Prellezo *et al.*, 2012). Le champ est connu en tant que bio-économie (Clark, 1976) et il a été en développement depuis la fin des années 1950, à partir des travaux de Gordon et Schaefer (Gordon, 1954; Schaefer, 1954, 1957). Le modèle de Gordon-Schaefer est un modèle simple décrivant une pêcherie commerciale mono-spécifique, couramment utilisé pour décrire et comparer des solutions d'équilibre.



Le modèle de Gordon-Schaefer illustre l'inefficacité économique d'une pêcherie en libre accès par rapport à un niveau de prélèvement économiquement efficace qui maximise la production ou les rentes à l'équilibre.

Le modèle de Gordon-Schaefer considère un seul stock ( $X$ ) dont la croissance est basée sur une fonction logistique (Verhulst, 1838) :

$$G(X) = \frac{dX}{dt} = rX \left(1 - \frac{X}{K}\right), \quad (\text{I.1})$$

où  $X$  exprime la biomasse du stock,  $r$  le taux de croissance intrinsèque et  $K$  la capacité de charge environnementale. La fonction de prélèvement est la suivante :

$$H = qEX, \quad (\text{I.2})$$

avec  $E$  exprimant l'effort et  $q$  le paramètre de capturabilité. Le prélèvement est équilibré lorsque les captures correspondent à l'accroissement naturel du stock :

$$H = G(X) = rX \left(1 - \frac{X}{K}\right). \quad (\text{I.3})$$

Autrement dit à ce niveau de prélèvement la population se stabilise à un niveau constant. Lorsque le taux de prélèvement dépasse le taux de croissance naturel, la population va décliner et vice versa. En remplaçant dans l'équation (I.3) l'expression de  $X$  donnée par l'équation (I.2), on obtient la formulation du prélèvement équilibré :

$$H = H(E) = qKE \left(1 - \frac{qE}{r}\right). \quad (\text{I.4})$$

Le niveau de stock pour lequel la croissance naturelle du stock est au maximum, correspondant à la production maximale équilibrée (Maximum Sustainable Yield, MSY) est obtenu en maximisant  $G(X)$  :

$$X_{MSY} = \frac{K}{2} \quad (\text{I.5})$$

La production maximale équilibrée est obtenue en remplaçant l'expression de  $X_{MSY}$  dans l'équation (I.1) :

$$MSY = G(X_{MSY}) = \frac{rK}{4}.$$

En égalisant le MSY avec la fonction de prélèvement (equation I.2), on trouve le niveau de prélèvement ( $E_{MSY}$ ) assurant le rendement maximum (figure I.2) :

$$E_{MSY} = \frac{r}{2q}.$$

En supposant un prix ( $p$ ) et un coût unitaire ( $c$ ) constants, et des coûts totaux fonctions

linéaires de l'effort, le profit total généré par la pêche est donné par :

$$\pi(E) = pH(E) - cE = pqKE \left(1 - \frac{qE}{r}\right) - cE. \quad (\text{I.6})$$

En libre accès, l'équilibre bioéconomique est atteint lorsque  $\pi(E) = 0$ , autrement dit l'effort de pêche va augmenter jusqu'à ce que les revenus tirés de la pêche soient égaux aux coûts ( $E_{OA}$  dans figure I.2). Le niveau de prélèvement correspondant à l'équilibre de libre accès est donné par :

$$E_{OA} = \frac{r}{q} \left(1 - \frac{c}{pqK}\right). \quad (\text{I.7})$$

Ce niveau de prélèvement dépend aussi bien de paramètres biologiques que de paramètres économiques. En remplaçant la valeur de  $E_{OA}$  dans l'expression du prélèvement équilibré (équation I.4), on obtient le niveau de prélèvement correspondant à l'équilibre de libre accès :

$$H_{OA} = \frac{cr}{pq} \left(1 - \frac{c}{pqK}\right).$$

En substituant  $H$  par  $H_{OA}$  et  $E$  par  $E_{OA}$  dans l'équation (I.2), on obtient le stock d'équilibre de libre accès :

$$X_{OA} = \frac{c}{pq}. \quad (\text{I.8})$$

On constate que l'expression du stock ne dépend que de paramètres économiques et technologique. Le niveau du stock en libre accès sera d'autant plus faible que l'espèce en question a un prix élevé, facilement capturable et à faible coût.

Cependant si la pêche est gérée par une seule entité fictive représentant une grande coalition de pêcheurs, ce dernier tentera de maximiser la rente liée à la ressource. Autrement dit, il va mettre en oeuvre uniquement la quantité d'efforts qui donne la plus grande différence entre les recettes et les coûts et correspond à la production économique maximale (Maximum Economic Yield, MEY). En égalisant à zéro la dérivée première de la fonction de profit (équation I.6), on obtient le niveau d'effort correspondant à la production économique maximale (figure I.2) :

$$E_{MEY} = \frac{r}{2q} \left(1 - \frac{c}{pqK}\right), \quad \text{d'où } E_{MEY} = \frac{1}{2}E_{OA}.$$

Par identification avec l'équation (I.7), on constate que l'effort de pêche réalisant le MEY est moitié moins élevé que celui observé en libre accès et par conséquent le coût total est moitié moindre que celui du libre accès. En remplaçant la valeur de  $E_{MEY}$  dans l'expression du prélèvement équilibré (équation I.4), on obtient le niveau de prélèvement correspondant à l'optimum économique :

$$H_{MEY} = \frac{rK}{4} \left(1 - \left(\frac{c}{pqK}\right)^2\right).$$

En substituant  $H$  par  $H_{MEY}$  et  $E$  par  $E_{MEY}$  dans l'équation (I.2), on obtient le stock correspondant à l'optimum économique :

$$X_{MEY} = \frac{K}{2} + \frac{c}{2pq},$$

par identification avec les équations (I.5) et (I.8), on trouve :

$$X_{MEY} = X_{MSY} + \frac{1}{2}X_{OA}. \quad (I.9)$$

Ainsi le niveau de stock maximisant la rente est plus élevé que celui assurant une production maximale équilibrée.

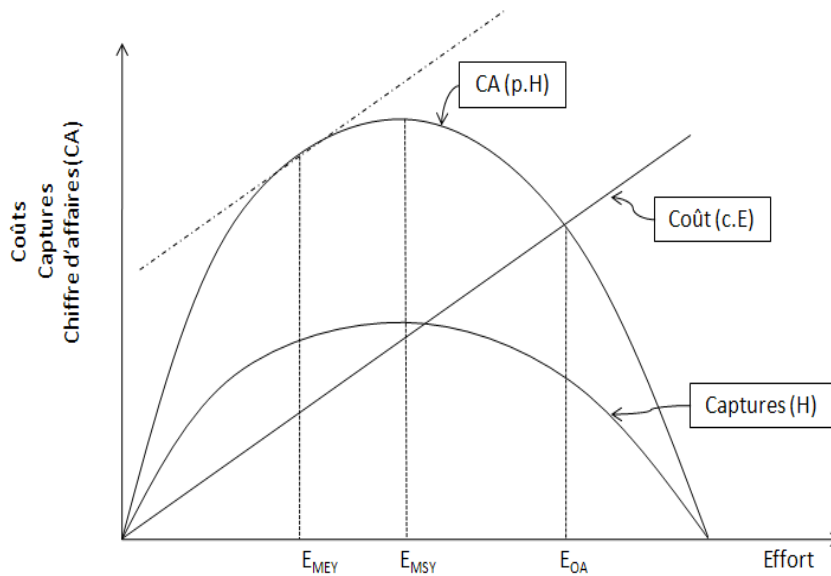


Figure I.2 – Le modèle bioéconomique de Gordon-Schaefer

Alors que le MSY est un point de repère essentiel pour la gestion des pêcheries, le MEY est également considéré comme une norme minimale internationale pour les stratégies de reconstitution des stocks. En effet d'après la FAO, les stocks surexploités doivent être reconstitués de manière à ce que le niveau de biomasse permette de produire au moins le MEY (FAO, 1999). L'avantage du MEY par rapport au MSY est à la fois économique et biologique (Larkin *et al.*, 2011). Le MEY est sensible aux changements des conditions économiques telles que le prix des coûts de production et de prélèvement, et les profits sont toujours maximisés. Deuxièmement, avec l'utilisation efficace des ressources pour la pêche, les ressources excédentaires peuvent être utilisées alternativement dans l'économie. Enfin, comme le montre l'équation (I.9), le MEY peut être associé à une plus grande taille du stock d'équilibre que le MSY.



(par exemple Sparholt (1995); Uchmanski and Grimm (1996); Tjelmeland and Bogstad (1998); Grimm (1999) et Livingston and Jurado-Molina (2000)). La troisième catégorie regroupe les modèles de systèmes dynamiques modélisant à la fois les forces physiques et biologiques qui interagissent dans un écosystème à travers la représentation d'une large gamme de composants (entre 10 et 30), (par exemple Shin and Cury (2001); Fulton *et al.* (2004a,b); Lehodey *et al.* (2008)). Enfin on a les modèles écosystèmes globaux prenant en compte tous les niveaux trophiques dans l'écosystème et examinant le flux de nutriments et d'énergie entre les composantes. Ces modèles contiennent souvent jusqu'à 30 espèces ou groupes et peuvent inclure des variables socio-économiques comme le modèle "Ecopath with Ecosim" (voir Pauly *et al.* (2000); Kavanagh *et al.* (2004); Christensen *et al.* (2004)) et le modèle "Loop Analysis" (voir Ortiz and Wolff (2002); Espinoza-Tenorio *et al.* (2010)).

Ecopath with Ecosim (EwE) est un modèle global populaire pour la gestion des pêches. Il inclut notamment une dynamique nutritionnelle et des objectifs économiques tels que la maximisation de la rente de la pêche. EwE a trois composantes : Ecopath, un module statique, calculant la biomasse équilibrée instantanée du système ; Ecosim, un module de simulation pour l'exploration de scénario ; et Ecospace, un module dynamique spatial et temporel principalement conçu pour explorer l'impact et l'emplacement des zones protégées. Le modèle Ecopath, développé par Polovina (1984) et Christensen and Pauly (1992) permet d'estimer les flux trophiques circulant au sein de l'écosystème. L'objectif est d'estimer la biomasse exploitable par la pêche ou réciproquement d'estimer la fraction de production du système consommée par la prédation avec laquelle la pêche rentre en compétition. Les espèces sont regroupées par groupe écologique (niveaux trophiques par exemple) et reliées entre elles par des flux de biomasse. Deux équations de conservation de masse à l'équilibre sont à la base d'Ecopath :

$$\text{Consommation} = \text{Production} + \text{Nourriture non assimilée} + \text{respiration.}$$

$$\begin{aligned} \text{Production} = & \text{Pertes par prédation} + \text{captures} + \text{Exportation vers des systèmes adjacents} \\ & + \text{pertes par mortalité diverse.} \end{aligned}$$

Ainsi Ecopath with Ecosim (EwE) permet de répondre à des questions purement écologiques, d'évaluer les effets écosystémiques de la pêche, d'explorer les options des politiques de gestion, d'évaluer l'impact et l'emplacement des aires marines protégées et enfin évaluer l'effet des changements environnementaux. Il est généralement admis qu'EwE, en tant qu'outil de modélisation de l'écosystème bien développée et générique, peut jouer un rôle utile en fournissant des informations importantes aux décideurs en matière de politique de pêche et de stratégies dans une perspective écosystémique (Cochrane, 2002). Toutefois, il s'agit de modèles écologiques à l'équilibre ignorant les grandes tendances évolutives telles que celles qui sont liées aux changements climatiques.

### 1.4.4 Quelques aspects du module économique

Même si les modules économiques des modèles bioéconomiques sont très hétérogènes, trois composantes économiques peuvent être considérées comme communes à tous les modèles : la dynamique de la flotte et de l'effort, la dynamique des prix et la dynamique des coûts. Lorsque les données biologiques ne sont pas disponibles et ne permettent pas l'usage de modèles biologiques, l'utilisation de fonction de production ou de modèle de production excédentaire ("surplus production models") représente une alternative acceptable pour la reproduction de dynamique des débarquements. Cela est particulièrement vrai dans les pêcheries multi-spécifiques dans lesquelles les données biologiques sont rares (Prellezo *et al.*, 2012). La fonction de Cobb-Douglas (Cobb and Douglas, 1928) représente la fonction de production la plus couramment utilisée dans les modèles bioéconomiques (Prellezo *et al.*, 2012). Elle est utilisée pour estimer le niveau des débarquements ou la mortalité par pêche. Une approche différente basée sur des modèles logistiques est adoptée pour estimer le niveau des débarquements à long terme en fonction d'un niveau constant d'effort de pêche. L'utilisation du modèle de Schaefer (Schaefer, 1954, 1957) ou du modèle exponentiel (Fox, 1970) est adaptée pour les modèles d'optimisation afin de trouver une solution optimale.

Les prix sont généralement différenciés par espèce et par flottille. Le prix d'une espèce peut être affecté par la nationalité de la flotte (prix différents selon les pays) et par l'engin de pêche utilisé par la flotte (différences dans la qualité et la taille du produit). Toutefois, lorsque les différences de prix liées aux flottes sont négligeables, le même prix peut être utilisé pour le total des débarquements d'un stock. En règle générale, un prix constant est supposé dans les modèles d'optimisation à long terme. Sur un tel horizon temporel, la dynamique des prix peut être affectée par un certain nombre de facteurs exogènes, qui ne peuvent être convenablement intégrés dans un modèle bioéconomique. Au contraire, les modèles de simulation intègrent de la dynamique sur les prix en utilisant des fonctions d'élasticité dans lesquelles le prix du poisson dépend du niveau des débarquements (Prellezo *et al.*, 2012). Les coûts fixes sont supposés être constants dans le temps, ou de dépendre de la capacité de la flotte exprimée en nombre de navires, ou en jauge brute, tandis que les coûts de variables dynamiques sont généralement associés à des variations de l'effort de pêche. Parmi les éléments de coûts variables, la part de l'équipage (ou le coût du travail), le coût commercial, le coût du carburant et le coût du capital sont spécifiquement simulés dans de nombreux modèles (Prellezo *et al.*, 2012). Simuler le coût du travail est particulièrement pertinent pour évaluer les effets des mesures de gestion d'un point de vue social. Le coût du travail peut être estimé en pourcentage (généralement égal à 50%) de la différence entre les recettes et la somme des coûts variables (y compris les frais de carburant), ou calculé en pourcentage du chiffre d'affaires.

Les taux d'actualisation occupent également une place importante dans les modules économiques. Ils sont pris en compte non seulement dans les programmes de maximisation (du profit par exemple), mais aussi permettent de calculer la dépréciation du capital. Ainsi les niveaux

choisis pour ces taux ont un fort impact sur les sorties des modèles bioéconomiques (Larkin *et al.*, 2006). Par ailleurs, certaines stratégies de régulation (par exemple les taxes et les quotas) interviennent dans le module économique à travers les prix et les captures. Par exemple les taxes de débarquement en réduisant en quelque sorte les prix de vente conduisent le pêcheur à exercer un effort optimal afin de maximiser son profit après taxe. La mise en place de quotas individuels transférables va également introduire une contrainte supplémentaire dans le programme de maximisation du pêcheur. Ce dernier, lorsque le prix du quota est supérieur au profit escompté, préférera vendre son quota à un autre pêcheur plus efficient au lieu de l'utiliser. Les taxes et les quotas permettent ainsi une allocation optimale de l'effort. Ce faisant, ils entraînent une certaine limitation de la surcapitalisation des pêcheries (augmentation du nombre de navires ou amélioration de leurs performances), causée par la "course au prélèvement" due à certaines mesures conservatrices (fermeture saisonnière, droit d'entrée, TAC).

Ainsi, la manière dont les composantes biologiques et économiques des modèles de pêche sont liées est très importante. Les modifications des variables économiques (prix, coûts, investissement en capital, taux d'intérêt,...) auront une incidence sur la mortalité par pêche par des modifications dans le comportement de pêche, et la mortalité par pêche joue directement sur la taille du stock et la dynamique des stocks, influant en fin de compte sur la composante biologique. L'inverse est également vrai car des changements dans une variable biologique (croissance, maturité, recrutement, prédation,...) auront une incidence sur la taille du stock et se traduiront par des changements dans la mortalité par pêche, l'effort de pêche et en fin de compte le comportement des pêcheurs. Ainsi le lien entre la biologie et l'économie dans une pêcherie est la mortalité par pêche (Prellezo *et al.*, 2012).

Espinoza-Tenorio *et al.* (2012) en comparant les modèles écosystémiques par rapport à leur réalisation des objectifs de l'approche écosystémique, a trouvé qu'aucun modèle ne répond avec succès à tous les objectifs de l'approche, même si les modèles écosystémiques globaux réussissent mieux que les autres. En effet ces modèles peuvent prendre en compte la dynamique des écosystèmes et la variabilité spatio-temporelle, tandis que la gestion intégrée et l'équilibre entre la conservation et l'utilisation des ressources, sont les moins pris en compte par la modélisation des écosystèmes. Toutefois, malgré des hypothèses parfois simplistes, les modèles bioéconomiques sont utiles dans l'aide à la décision. S'ils sont bien utilisés, ils peuvent aider les gestionnaires à élaborer une analyse objective afin de sélectionner les stratégies qui ont la meilleure chance de maximiser le bien-être social (Larkin *et al.*, 2006).

### 1.4.5 L'approche de viabilité

En définissant les objectifs de l'approche écosystémique, il semble plus difficile de parvenir à un consensus entre les parties prenantes sur ce qui est souhaitable que sur ce qui est indésirable (par exemple l'effondrement biologique ou économique, l'extinction des espèces, le déplacement des communautés locales,...). Exprimées sous la forme négative ou comme points de référence

limites, les contraintes écosystémiques peuvent être considérées en même temps en utilisant des modèles de viabilité. La théorie de la viabilité développée en mathématique à partir des travaux de Jean-Pierre Aubin (Aubin, 1991) vise à contrôler les systèmes dynamiques dans le but de les maintenir à l'intérieur d'un ensemble donné d'états admissibles, appelé ensemble des contraintes de viabilité.

**a. Le problème de viabilité**

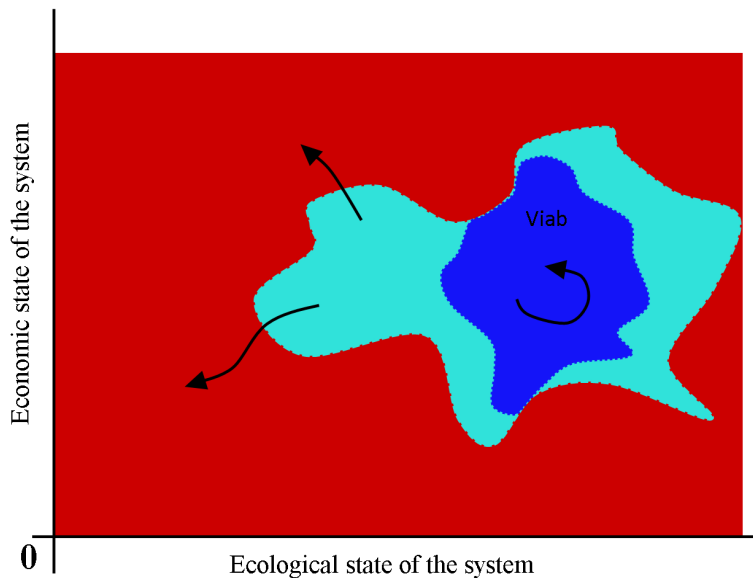
Soit un système non linéaire  $x$  :

$$x(t + 1) = f(t, x(t), u(t)), \text{ avec } u(t) \text{ le contrôle ou la décision.}$$

Les contraintes de viabilité pour ce système peuvent être représentées par :

$$\begin{cases} u(t) \in \mathbb{B}(t, x(t)), & \forall t = t_0, \dots, T, \\ x(t) \in \mathbb{A}(t), & \forall t = t_0, \dots, T. \end{cases}$$

$\mathbb{B}(t, x(t))$  correspond à l'ensemble des décisions admissibles et réalisables, et  $\mathbb{A}(t)$  correspond à ensemble de contraintes d'état représentant la sécurité ou l'efficacité du système  $x$  au temps  $t$ . L'ensemble des états viables forment ce qu'on appelle le noyau de viabilité de sorte qu'à l'extérieur du noyau de viabilité, il n'y a pas d'évolution possible qui peut empêcher l'effondrement du système (figure I.4). Le point essentiel réside dans l'identification de la frontière du noyau de viabilité et des contrôles qui doivent être appliqués lorsque le système se déplace vers sa limite (Béné *et al.*, 2001).



**Figure I.4** – Représentation schématique du noyau viabilité : l'ensemble des contraintes d'état définis par les contraintes de viabilité économiques et écologiques correspondent au grand ensemble bleu. Il inclut le noyau de viabilité Viab (en bleu foncé).



## b. Viabilité et gestion des ressources renouvelables

L'analyse de la viabilité appliquée à la gestion des ressources renouvelables et en particulier à la pêche (Doyen *et al.*, 2012; Gourguet *et al.*, 2013), mais aussi à des écosystèmes dynamiques plus larges (Mullon *et al.*, 2004; Doyen *et al.*, 2007; Chapel *et al.*, 2008), en est à ses débuts. En effet, Béné *et al.* (2001) ont suggéré pour la première fois l'approche de viabilité afin d'identifier les situations de surexploitation et les modes de régulation adaptatifs nécessaires pour les prévenir, offrant un cadre prometteur pour concilier contraintes économiques et de conservations. Bonneuil (2003) étudie les conditions d'extinction d'espèces dans une dynamique proie-prédateur comme un problème de viabilité. A partir d'un modèle dynamique avec interactions trophiques, Mullon *et al.* (2004) et Chapel *et al.* (2008) proposent l'approche de viabilité comme étant un outil de gestion alternatif aux modèles d'écosystèmes classiques, pouvant aider à la définition de politique de pêche viable. Cury *et al.* (2005) montrent comment l'approche de viabilité peut être utile afin d'intégrer des considérations écosystémiques dans la gestion des pêches. Eisenack *et al.* (2006) utilise le cadre de la théorie de la viabilité pour évaluer l'effet de différentes mesures de gestion de la pêche par rapport à des contraintes prédéfinies. Les relations entre la viabilité, les objectifs de gestion durable et les points de référence tels qu'adoptés dans l'approche de précaution du CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer) sont discutées dans De Lara *et al.* (2007). Bene and Doyen (2008), dans un cadre de la viabilité, montrent que la biodiversité contribue positivement à la fois aux performances écologiques et économiques des écosystèmes. Baumgärtner and Quaas (2009), sous l'égide de la théorie de la viabilité, conceptualisent la durabilité forte, dans un cadre incertain, comme étant la viabilité économique-écologique. De Lara *et al.* (2012) définissent des niveaux de prélèvements (Ecosystem Viable Yield) basés sur la théorie de la viabilité et non pas sur l'équilibre des systèmes.

## c. Viabilité et stochasticité

La modélisation des écosystèmes fait face à des niveaux élevés d'incertitude en raison du grand nombre de processus en jeu et à la connaissance limitée que l'on a des écosystèmes marins (Taylor *et al.*, 2000; Hollowed *et al.*, 2000a). Les écosystèmes sont soumis à des variations naturelles, comme les changements dans l'habitat, les disponibilités alimentaires, ou l'exposition à des polluants et les maladies qui peuvent être difficiles à anticiper pour les gestionnaires (Charles, 1998; Regan *et al.*, 2002). Cette expansion de l'incertitude et de la complexité n'est pas, cependant, une conséquence de l'adoption de la gestion écosystémique, elle est le résultat de la reconnaissance et des tentatives de prendre en considération la complexité et l'incertitude (Cochrane, 2002). Ainsi Pikitch *et al.* (2004) recommande des approches robustes et de précaution lorsque les connaissances sont insuffisantes.

Toutefois, dans le cadre de la viabilité, les approches robustes et stochastiques doivent être distinguées. D'une part, les contraintes au sens " robuste " s'appuient sur une approche

au pire des cas. L'idée fondamentale qui sous-tend une viabilité robuste est qu'elle garantit la satisfaction des contraintes quelles que soient les incertitudes qui peuvent être liées au contexte (Doyen and Bene, 2003; Tichit *et al.*, 2007). D'autre part, les contraintes au sens " probabiliste ou stochastique " sont principalement liées à l'évaluation des risques. La viabilité stochastique s'apparente aux méthodes d'analyse de viabilité des populations (AVP), utilisées en écologie (Ferrière *et al.*, 1996; Beissinger and Westphal, 1998). L'idée de la viabilité stochastique est d'exiger le respect des contraintes à un niveau de confiance donné (par exemple à 90% ou 99%). L'approche robuste est étroitement liée à celle stochastique avec un niveau de confiance de 100% (De Lara and Doyen, 2008).

Alors que l'analyse de viabilité des populations est souvent orientée vers la conservation et la gestion des espèces rares ou menacées, De Lara and Doyen (2008) préconise l'analyse de co-viabilité stochastique, combinant l'analyse de la viabilité de la population à celle de la viabilité économique (EVA) . Appliqué à la pêche, ce concept est utilisé pour identifier les stratégies de pêche qui satisfont à la fois la conservation écologique et la viabilité économique d'une espèce multi-multi-flotte contexte (Doyen *et al.*, 2012; Gourguet *et al.*, 2013). Dans Doyen *et al.* (2012), l'analyse révèle l'existence d'espaces de contrôle viables sans risques bioéconomiques dont la probabilité de maintenir la viabilité du système est proche de un. En outre, grâce à l'utilisation de contraintes distinctes, l'approche de co-viabilité offre un cadre multicritère qui accueille les objectifs écologiques, économiques et sociaux pour les générations présentes et futures. En tant que tel, c'est un cadre de modélisation intégrée et interdisciplinaire qui peut être utilisé pour explorer des scénarios alternatifs de régulation et fournir des informations pertinentes pour la politique de la gestion durable des ressources naturelles (Doyen *et al.*, 2012).

### 1.5 La théorie des jeux : un outil pour une gouvernance écosystémique

La théorie des jeux est un outil d'analyse des problèmes d'interactions stratégiques qui a connu un essor considérable à la suite de la contribution de Von Neumann and Morgenstern (1947). Si les économistes ont été les premiers à s'approprier l'outil, la théorie des jeux a connu un grand nombre d'applications dans divers domaines y compris les ressources naturelles et l'économie environnementale (Eatwell *et al.*, 1989). La théorie des jeux utilise les mathématiques pour décrire les stratégies qu'adoptent des acteurs supposés rationnels, afin de maximiser leurs gains face à une situation donnée (Luce and Raiffa, 1957), leur stratégie dépendant des contraintes auxquelles les acteurs font face et des informations dont ils disposent.

Ainsi les questions de gestion de la pêche s'intègrent bien dans ce cadre de la théorie des jeux, car les pêcheurs et les gestionnaires cherchent à maximiser les avantages que leur procure une pêcherie (Bailey *et al.*, 2010). De plus la théorie des jeux offre un cadre pouvant expliquer pourquoi les pêcheurs peuvent être amenés à adopter des stratégies a priori et comment la surpêche peut en fait être le résultat de l'interaction entre agents maximisant leur utilité (Kaitala

and Lindroos, 2004). La théorie des jeux a été utilisée pour mettre en évidence les questions les plus pressantes en matière de gestion des pêches, en particulier la façon de gérer les stocks halieutiques partagés (Bailey *et al.*, 2010). Ainsi elle constitue un outil d'analyse permettant de répondre aux articles 6.12 et 6.15 du Code de Conduite pour des pêcheries responsables (FAO, 1995), relatifs à la conservation des ressources transfrontalières et la gestion des conflits relatifs à leur exploitation.

Le premier article publié analysant la pêche dans un contexte de théorie des jeux a été écrit par Munro (1979). Ce dernier a mis en exergue, grâce à la théorie de la négociation, que la gestion des stocks halieutiques transfrontaliers exige une approche coopérative (Munro, 1979). Même si les premiers travaux ont mis en oeuvre pour la plupart une approche à deux joueurs (Sumaila, 1999), l'intégration de la théorie des coalitions dans l'analyse a permis le développement de modèle avec plus de deux joueurs. En effet la gestion des stocks partagés internationalement exige des modèles comportant plus de deux joueurs. La gestion des stocks chevauchants, c'est à dire ceux qui migrent entre les zones économiques exclusives de plusieurs pays et en haute mer constitue l'un des plus grands défis mondiaux à la pêche durable, car ces activités représentent un tiers des captures mondiales (Munro *et al.*, 2004).

L'application de la théorie des jeux à la pêche a récemment été élargie pour permettre la prise en compte des coalitions dans des jeux impliquant plus de deux joueurs (Kaitala and Lindroos, 1998; Arnason *et al.*, 2000; Brasao *et al.*, 2000; Duarte *et al.*, 2000; Burton, 2003; Lindroos, 2004a). Le besoin d'outils de gestion pour des pêcheries coopératives découle des négociations internationales et de la mise en oeuvre des accords de pêche multi-pays. Dans ce contexte, la formation de coalitions est analysée à travers des jeux coopératifs et non coopératif (Doyen and Péreau, 2012), ou les auteurs en général illustrent les gains du système grâce à une gestion coopérative (Sumaila, 1999). Alors que la littérature sur les jeux coopératifs règle le problème de répartition des bénéfices de coopération entre les membres d'une coalition (Lindroos, 2004b; Kronbak and Lindroos, 2007; Li, 1999), la littérature sur les jeux non coopératifs se concentre sur la formation endogène de coalitions et les structures de la coalition (Bloch, 1996; Yi, 1997). Entre ces deux cas extrêmes, la pleine coopération et la non coopération, l'existence d'une coopération partielle a été récemment étudiée par Kwon (2006), Breton and Keoula (2012) ou encore Doyen and Péreau (2012).

Cependant, la théorie des jeux a été exploitée dans un cadre plus écosystémique, prenant en compte non seulement les interactions stocks-utilisateurs, mais aussi les interactions trophiques entre les espèces avec les travaux de Levhari and Mirman (1980) et de Fischer and Mirman (1992, 1996). Levhari and Mirman (1980) dans une analyse à deux joueurs, ont mis en évidence deux importantes fonctionnalités de théorie des jeux appliquée à la gestion de la pêche : le stock est affecté par les décisions des deux joueurs et chaque joueur intègre les actions de l'autre dans sa stratégie. Ces deux caractéristiques constituent une sorte d'"externalité dynamique". Levhari and Mirman (1980) montrent que l'équilibre non coopératif donne un taux de mortalité plus élevé et un stock plus faible à l'état d'équilibre que l'équilibre coopératif,

illustrant la célèbre tragédie de la surexploitation des ressources en libre accès (Hardin, 1968).

Alors que la plupart des travaux relatifs à la théorie des jeux font appel au cadre mono spécifique, Fischer and Mirman (1992, 1996) étendent l'analyse au cas de deux stocks en interaction à travers des relations proies-prédateurs, mettant ainsi en avant une "externalité biologique". Contrairement à Levhari and Mirman (1980), Fischer and Mirman (1992) supposent que les utilisateurs ne sont pas en compétition pour le même poisson. Chaque utilisateur est supposé récolter une seule espèce et les interactions proviennent de l'externalité biologique. Dans Fischer and Mirman (1996), cette hypothèse est assouplie puisque les deux utilisateurs et les espèces interagissent. Dans le cas des relations positives ou négatives, les résultats montrent que la non-coopération entraîne toujours la surexploitation de la ressource, contrairement à la coopération.

Récemment, Doyen and Péréau (2012) ont développé un modèle théorique et appliqué, réunissant des jeux de coalition et une approche de viabilité afin de mettre l'accent sur la compatibilité entre les contraintes bioéconomiques et la dynamique des stocks communs exploités. Le cadre viabilité permet de déterminer les conditions dans lesquelles les coalitions peuvent répondre à une rentabilité positive et les objectifs de conservation au cours du temps, compte tenu des états présents et futurs du système. Ils montrent aussi que la coopération des utilisateurs au sein d'une coalition est indispensable pour assurer la viabilité bioéconomique d'une ressource renouvelable.

## 2 Cas d'étude

### 2.1 Problématique générale

L'importance des petites pêcheries artisanales dans leur capacité à fournir la moitié des débarquements mondiaux de poisson et à employer plus de 90% de la main d'oeuvre dans les secteurs de la pêche, fait que la mise en place d'outils de gestion adéquats pour assurer leur durabilité est essentielle. Toutefois les outils de gestion existant pour les pêcheries à grande échelle ne sont pas adaptés aux petites pêcheries artisanales, car les données nécessaires pour les outils sont peu disponibles et la mise en oeuvre des plans de gestion est difficile à cause de l'hétérogénéité et de la dispersion des moyens de production, et de la multiplicité des espèces exploitées. En effet les connaissances sur la biologie des espèces ciblées par ces petites pêcheries sont faibles car elles ont été longtemps négligées. Aussi le caractère multi-spécifique de la plupart des PPA, de même que la dispersion et l'hétérogénéité des moyens de production rend difficile la collecte de données. De plus la plupart des pays en développement où se trouve une grande partie des PPA ne disposent pas des ressources humaines et financières nécessaires à leur suivi. Ainsi des cadres méthodologiques et des outils appropriés respectant l'approche écosystémique, sont requis afin de pouvoir gérer les PPA de manière durable.

Ce travail de thèse a pour objet de contribuer aux outils disponibles pour la mise en oeuvre de

l'approche écosystémique, particulièrement dans les pêcheries disposant de très peu de données, comme c'est le cas de la plupart des pêcheries artisanales tropicales. Nous mettons en exergue la complémentarité des outils de diagnostic de la durabilité avec la modélisation bioéconomique pour favoriser l'implémentation de l'approche écosystémique des pêches afin d'assurer la durabilité de leur exploitation. Alors que les méthodes intégrées multicritères permettent de mettre en lumière les éventuelles faiblesses dans chaque dimension (écologique, économique, sociale voire technologique et managériale) par rapport à l'exploitation actuelle ou passée, la modélisation bioéconomique permet, sous certaines hypothèses, non seulement de poser des diagnostics de durabilité mais aussi de faire des projections et d'identifier les moyens nécessaires pour atteindre tel ou tel objectif. Alors que les dimensions écologiques et économiques sont largement prises en compte dans la modélisation bioéconomique, la dimension sociale est très peu considérée, contrairement aux méthodes de diagnostic multicritères.

Pour ce faire nous prenons le cas d'étude de la pêcherie côtière artisanale guyanaise. Cette pêcherie artisanale est un cas d'étude intéressant dans la mesure où le minimum de données nécessaires est disponible aussi bien pour les méthodes de diagnostic intégrées que pour la modélisation bioéconomique. Par ailleurs, cette pêcherie est confrontée aux mêmes problématiques que la plupart des pêcheries artisanales tropicales. Parmi ses questionnements, la problématique liée à la capacité de la ressource à faire face à la hausse de la pression exercée par la pêche est particulièrement mise en exergue. En effet, les projections démographiques suggèrent un doublement de la population locale d'ici l'horizon 2030 (INSEE, 2011) impliquant une potentielle hausse de la demande en produit de la pêche artisanale. Ainsi si dans sa globalité la pêcherie ne présente pas de signe de surexploitation, la hausse de la pression exercée sur les ressources risque de compromettre sa durabilité.

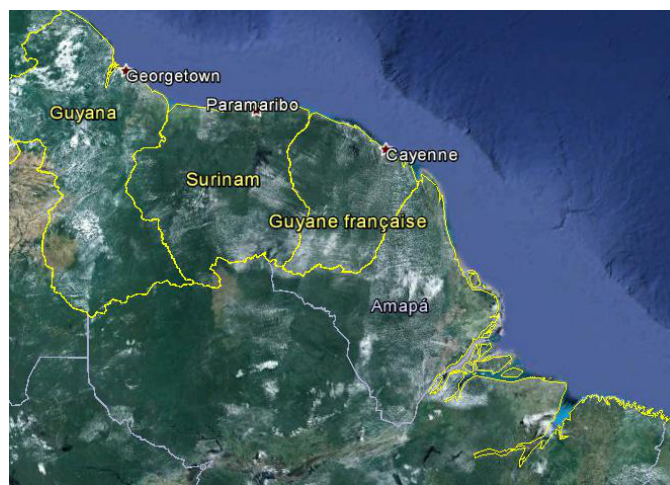
## 2.2 Présentation générale

La Guyane, avec une façade maritime de 350 Km bordée de mangrove, dispose depuis 1997 d'une zone économique exclusive (ZEE) d'une superficie de 126000 Km<sup>2</sup> dont 50 000 Km<sup>2</sup> de plateau continental. La Guyane fait partie du vaste ensemble du plateau des Guyanes sous influence directe de l'Amazonie dont les matériaux sont dispersés sur près de 1500 km, jusqu'au Venezuela (Leopold, 2004), figure I.5. Milieu riche en biodiversité et en biomasse marine, la zone côtière a été surtout préservée grâce à l'interdiction depuis 1986 du chalutage sur des fonds de moins de 30 mètres, suite à une décision préfectorale<sup>3</sup>.

La pêche représente le premier poste d'exportation du secteur primaire en Guyane (AFD, 2012). Tous secteurs confondus, la pêche est le troisième secteur à l'exportation après l'industrie spatiale et les produits métalliques (dont majoritairement l'or). La contribution au PIB du secteur halieutique est évaluée à 15 millions d'euros en 2010, soit 0,5% du PIB global et 10%

---

3. Un arrêté préfectoral (n° 1090 en date du 5 juillet 1999) notifie la ligne en deçà de laquelle tout chalutage est strictement interdit

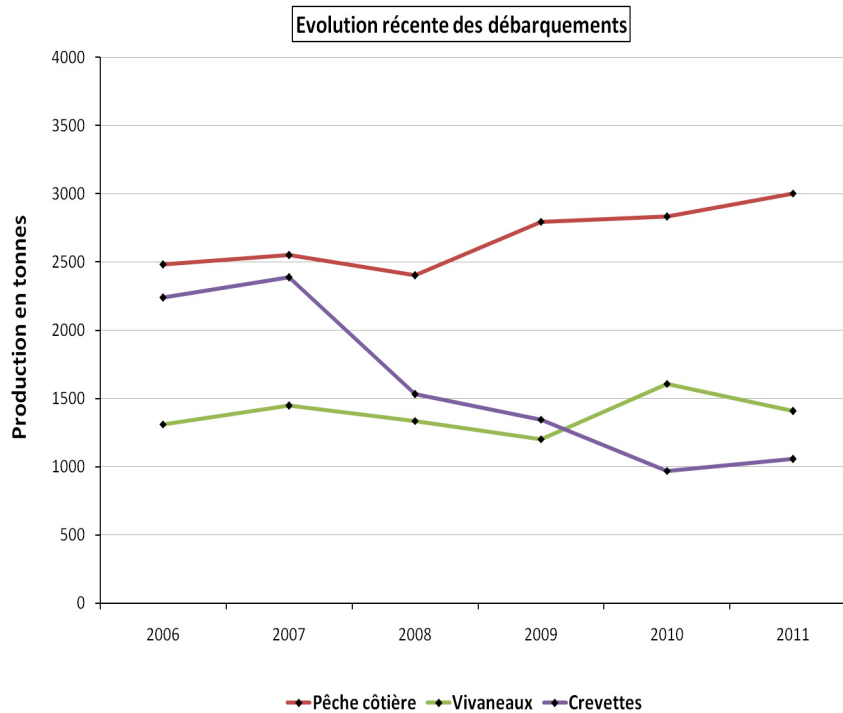


**Figure I.5** – Le plateau des Guyanes

du PIB secteur primaire (agriculture et industries agroalimentaires), (AFD, 2012).

On distingue 3 pêcheries en Guyane par les moyens technologiques mis en oeuvre, par les espèces ciblées mais aussi par leur zone d'activité : la pêche crevettière, la pêche au vivaneau et la pêche côtière artisanale. La pêche crevettière, sous quota, est en déclin depuis une dizaine d'années notamment en raison de la concurrence de la crevette d'élevage et de la chute du stock due à des changements écosystémiques (Chaboud *et al.*, 2008). En 2011, 1056 tonnes ont été débarquées alors que le quota autorisé est de 3492 tonnes. La pêche au vivaneau est l'oeuvre de 45 navires vénézuéliens sous licence européenne, pêchant à la ligne et de quelques navires antillais pêchant au casier, en 2011, 1580 tonnes ont été débarquées. La pêche côtière comprend environ 200 navires artisanaux de moins de 12 mètres évoluant sur tout le littoral, des estuaires jusqu'à des profondeurs de 20 mètres et exploite une grande diversité d'espèces côtières. Environ 30 espèces côtières différentes sont régulièrement débarquées. En 2011, 3000 tonnes ont été débarquées en pêche côtière, ce qui place cette pêcherie devant les autres en termes de tonnage. En effet depuis 2008, sa production en volume est supérieure aux autres pêcheries (figure I.6). De plus en 2010, à la première vente, la pêche côtière représentait en termes de valeur 8,75 millions d'euros contre 6,52 pour la crevette et 3.21 pour le vivaneau (AFD, 2012).

Du fait de la pluralité des zones de débarquement (8) et de la petitesse et de la multitude des embarcations, le problème de suivi des pêcheries artisanales s'est aussi posé pour la pêche côtière guyanaise. Toutefois grâce à une directive européenne, cette pêcherie artisanale fait l'objet d'un suivi régulier depuis 2006 à travers un réseau d'observation mis en place par l'IFREMER. Des enquêteurs présents quotidiennement sur les principaux points de débarquement observent une bonne partie des débarquements et surtout évaluent l'activité des navires. Ces enquêteurs, en plus des quantités débarquées et de l'activité des navires, relèvent d'autres informations comme le type d'engin utilisé, la zone de pêche approximative, le nombre de marins à bord, la quantité de glace et de carburant consommée, l'état de la mer, le circuit de commercialisation,... . Par

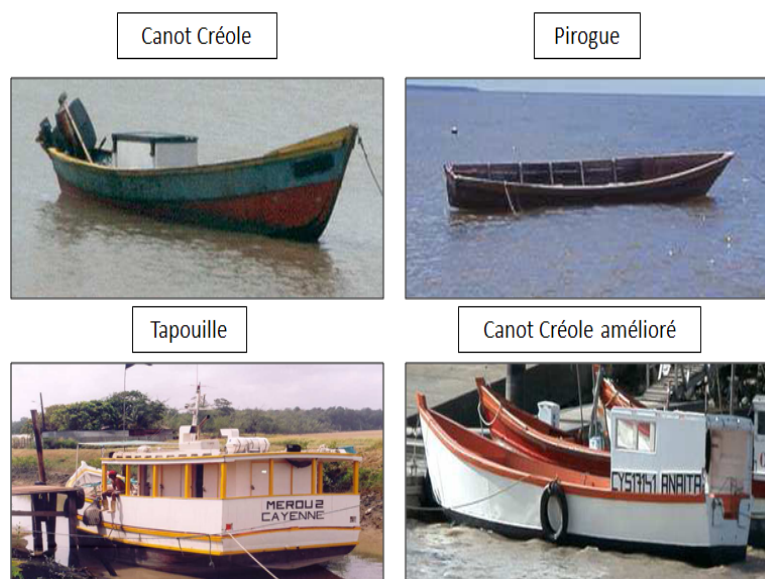


**Figure I.6** – L'évolution de la production des trois pêcheries en Guyane Française

ailleurs un travail de mensuration sur quelques espèces phares est régulièrement réalisé afin de pouvoir envisager une évaluation de stock.

Le caractère artisanal de la pêche côtière guyanaise est dû à la petite structuration des unités de pêche, mais surtout à la faiblesse des moyens techniques mis en oeuvre. Une classification des embarcations régulièrement rencontrées en Guyane, a été proposée par Bellail and Dintheer (1992). La pirogue (P) est une petite embarcation de 5-6m utilisée dans les estuaires ; le canot créole (CC) est une embarcation plus large que la pirogue et par conséquent plus adaptée à la navigation marine ; le canot créole amélioré dispose d'une cabine et peut embarquer jusqu'à quatre membres d'équipage ; la tapouille, d'origine brésilienne est bien plus large et dispose d'un moteur diesel in-bord. La quasi-totalité des navires sont en bois, disposant de moteur hors-bord (sauf pour les tapouilles) dont la puissance varie avec la taille (figure I.7). Alors que les pirogues font des sorties de quelques heures, les canots créoles peuvent faire des sorties de 24h, tandis que les canots créoles améliorés et les tapouilles font des sorties jusqu'à 5 jours. La production est conservée à bord à l'aide de glace embarquée. En 2010 on comptait 46 pirogues, 48 canots créoles, 53 canots créoles améliorés et 7 tapouilles régulièrement actifs. L'engin le plus fréquemment utilisé est le filet maillant fixe ou dérivant. Sur la trentaine d'espèces régulièrement débarquées les acoupas et les silures sont les plus fréquents avec respectivement 60 et 19% (figure I.8). L'espèce phare est l'acoupa rouge (*Cynoscion Acoupa*) avec environ 37% des débarquements.

Même si aucune espèce ciblée n'est soumise à quota, les mesures conservatrices concernent



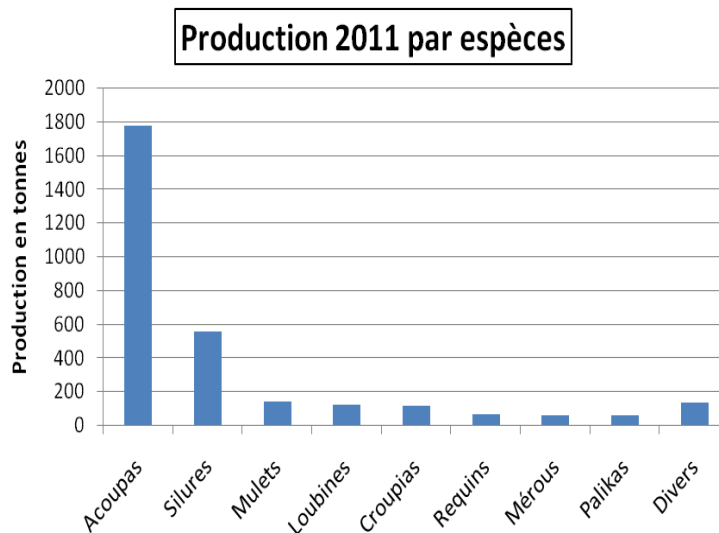
**Figure I.7** – Les quatre types de navires de pêche côtière.

l'interdiction de filet de longueur supérieur à 2500 m et de maille inférieur à 40mm, de même que certains engins de pêche et une aire marine protégée, la Réserve Naturelle de l'Île du Grand Connétable, créée en 1992 d'un périmètre marin de 7852 ha. Des mesures de régulation d'accès existent aussi. En effet une réglementation européenne (CE 2104/2004) applicable à la Guyane a pour objectif de limiter la taille de la flottille à travers des niveaux de référence, en termes de jauge et de puissance. Ce faisant la délivrance de permis d'exploitation par la direction de la mer est fonction de la disponibilité sur les enveloppes autorisées. En 2012, les niveaux de référence pour la petite pêche étaient de 11644 KW et de 903 Tjb<sup>4</sup>. Des licences pour la pêche aux poissons blancs sont également délivrées par le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de la Guyane (CRPMEM) dans la limite des 12 milles nautiques des eaux territoriales. Toutefois dans la pratique, on note la présence d'une activité informelle de pêche tout le long du littoral, mais plus accentuée dans l'ouest guyanais. Si en termes de nombre de navire et d'effort de pêche, l'activité informelle paraît importante, en termes de production elle est relativement faible car elle fait intervenir essentiellement des pirogues et des canots créoles (figure I.9).

Deux enquêtes socio-économiques ont été réalisées auprès des armateurs en 2009 et 2011. Ce travail a permis de caractériser le contexte socio-économique de cette filière. Sur les 8 points de débarquements dispersés sur tout le long du littoral les plus importants en termes de valeur et de volume sont Cayenne et Sinnamary (figure I.10). En général, la production est vendue soit directement aux consommateurs (vente directe), soit aux mareyeurs, ou encore auprès d'usines de transformation. En 2010, la vente directe représentait 34%, la vente aux mareyeurs 41%, la vente aux usines de transformation 23% et la vente aux hypermarchés

4. 1 TJB (tonneau de jauge brute) = 2.831 m<sup>3</sup>. La jauge brute correspond au volume intérieur du navire augmenté du volume des espaces clos situés sur le pont (déduction faite du volume du double fond et de certains espaces au-dessus du pont supérieur).

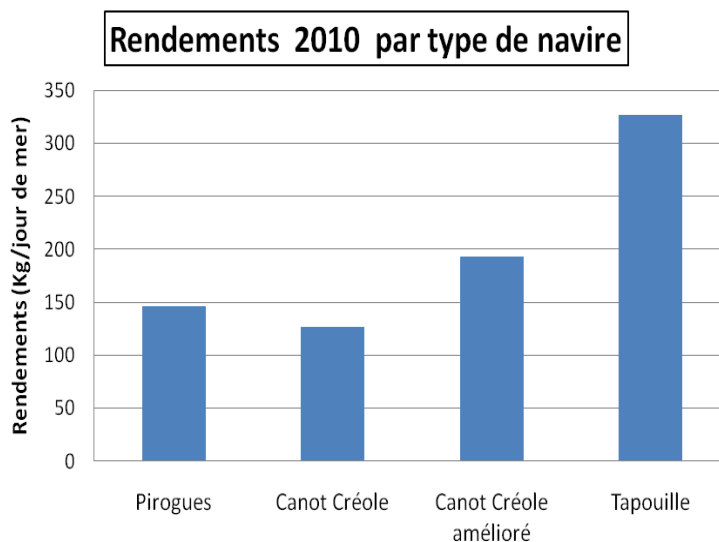




**Figure I.8** – Production 2011 par espèce.

2%, pour un prix de vente moyen pondéré de 2,04 euros. La vente aux mareyeurs prédomine dans les ports de Montjoly et de Cayenne avec respectivement 97% et 60%, tandis que les communes de Saint Laurent et d'Awala pratiquent exclusivement la vente directe. En général, les pirogues et les canots créoles font essentiellement de la vente directe, alors que les canots créoles améliorés et les tapouilles, font de la vente indirecte à cause de leur grand volume de production (1 à 4 tonnes). Contrairement aux autres pêcheries, la production de la pêche côtière est essentiellement destinée à la consommation locale. En 2010 seulement 6% de la production a été exportée en frais ou en surgelé aux Antilles (AFD, 2012).

Sur le plan de la rentabilité, les enquêtes économiques ont mis en exergue les difficultés rencontrées par les armateurs (figure I.11). En 2011, 52% des navires enquêtés présentaient un résultat brut d'exploitation (RNE) déficitaire. Les prix à la première vente au kg varient en fonction du mode de distribution. De manière générale, le prix au kg en vente directe représente le double de celui de la vente aux usines ou aux mareyeurs. Ainsi la valeur de la production de chaque navire est liée au mode de distribution utilisé. Les prix à la première vente ont très faiblement évolué entre les deux enquêtes économiques, pour l'année 2008, le prix moyen pondéré à la première vente s'élevait à 1,98 euros alors qu'en 2010, il est de 2,04 euros. Les armateurs font face aussi à des coûts d'exploitations conséquents. Le carburant, premier poste des dépenses (en moyenne 26% des dépenses en consommations intermédiaires), subit les hausses liées au cours mondiaux du pétrole. Il a atteint un record historique en 2008 au moment de la crise sociale aux Antilles-Guyane. L'essence détaxée n'est disponible qu'à Cayenne et uniquement pour les navires formels. Cela engendre un surcoût d'approvisionnement pour les navires basés dans les autres communes, certains se ravitaillant même directement en carburant non détaxé. Les dépenses en glace représentent 20%, suivi des frais d'entretien réparation des engins de pêche (filets) avec 19% et du navire 18% (Cissé, 2009). Une coopérative de pêcheur

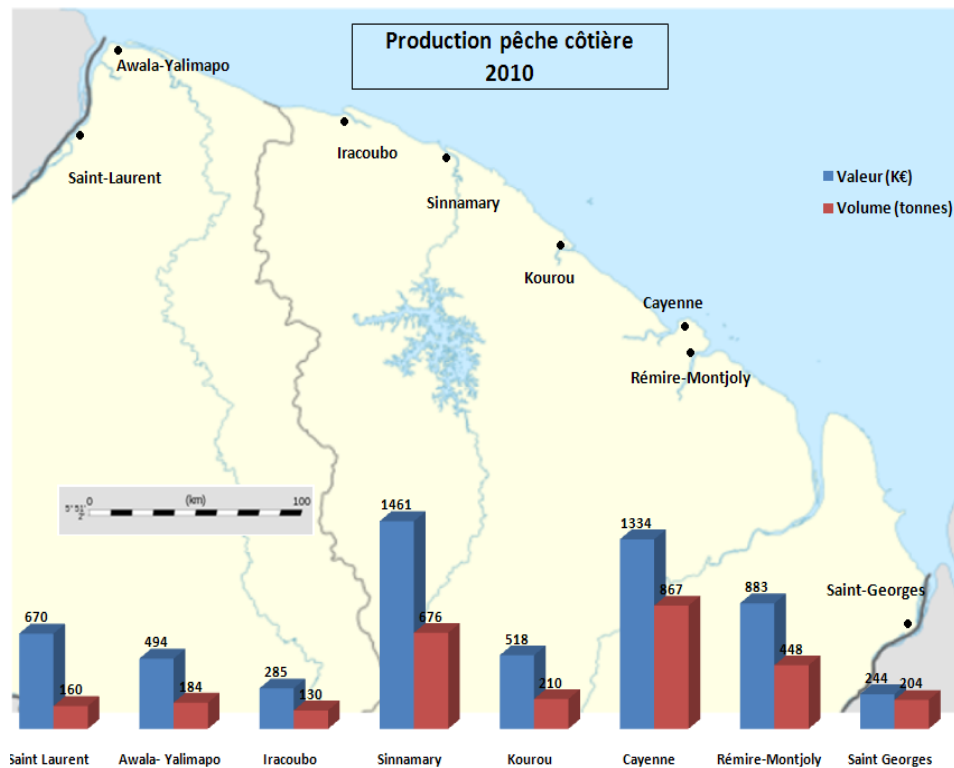


**Figure I.9** – Rendements par type de navires 2010.

existe mais ne s'occupe que de la fourniture en glace, entraînant des coûts d'approvisionnement en engins de pêche relativement élevés.

Du côté de l'emploi, les conditions de travail et les bas coûts d'opportunité du travail, font que la pêche côtière n'est pas très attractive pour les locaux, sur les 350 marins du secteur en 2010, 85% sont de nationalité étrangère (50% brésiliens, 35% surinamiens) selon la Direction de la Mer (DM). La pêche côtière connaît très peu d'armateurs embarqués, en général les armateurs, français, ont souvent une autre activité. L'équipage est rémunéré à la part, autrement dit sur une partie de la valeur de la production. En général, du chiffre d'affaires sont déduites les charges communes (certaines consommations intermédiaires : carburant, vivres, glace...), le reste étant partagé entre l'armateur et l'équipage. Les frais qui rentrent dans les charges communes et la répartition du reste à partager entre l'équipage et l'armateur, varient en fonction des pratiques de l'armateur. Ainsi la rémunération des équipages est fonction de la production, mais aussi des pratiques des armateurs (Cissé, 2009). La main d'oeuvre, presque exclusivement étrangère est difficilement fidélisée, les armateurs sont confrontés à un "turn over" assez important. Le marin pêcheur étranger peut disposer d'un titre de séjour temporaire salarié d'un an renouvelable sur présentation d'un contrat de travail et de l'accord de la Direction Départementale du Travail. Une carte de résident de 10 ans pourra être demandée après 5 années de séjour ininterrompu sur le sol français. Ainsi la pêche est un moyen d'accès au tissu social Guyanais.

Malgré le contexte européen de la Guyane, la pêcherie côtière guyanaise connaît aussi toutes les problématiques particulières des petites pêcheries artisanales tropicales (irrégularité des revenus, marginalisation,...). De plus, cette pêcherie étant essentiellement tournée vers le marché local, se pose la question de la capacité de cette dernière à faire face à une hausse potentielle de la demande et par conséquent la capacité de la ressource à supporter cette pression, ou plus généralement la question de la durabilité de cette pêcherie. En effet les projections suggèrent



**Figure I.10** – La production en valeur et en volume de la pêche côtière en 2010

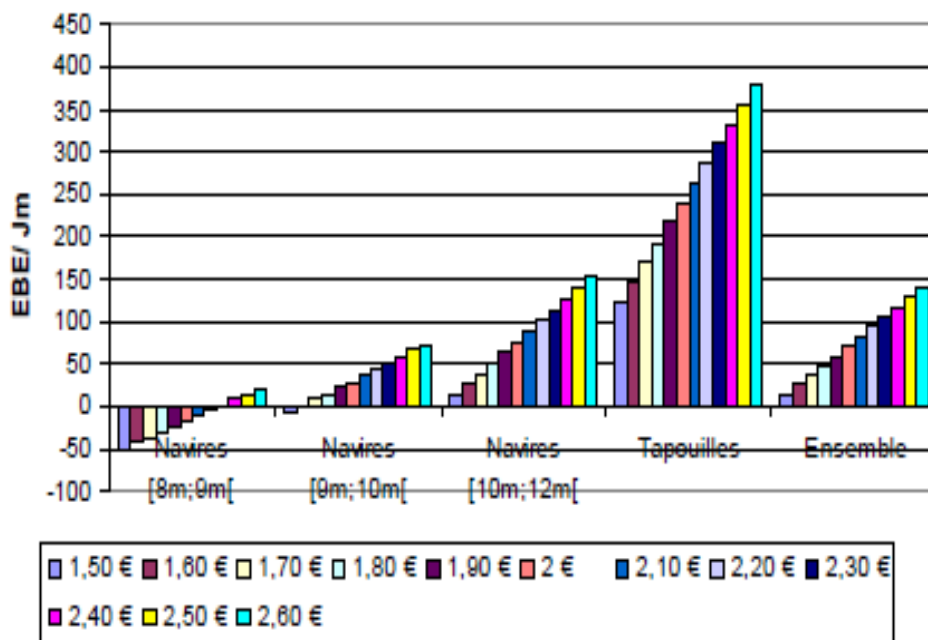
un doublement de la population locale à l'horizon 2030 (INSEE, 2011).

Le système de collecte de données mis en place depuis 2006 permet de suivre avec une certaine précision l'évolution des captures des espèces principales et les efforts des différents types de navire. En moyenne chaque année environ 3600 débarquements sont observés. Les deux enquêtes économiques réalisées en 2009 et en 2011 ont permis de recueillir les premières des données socio-économiques exhaustives pour ce secteur. Ces enquêtes ont concerné 30% des navires actifs en 2008 et 41% des navires actifs en 2010.

### 2.3 Structure du manuscrit

Le chapitre 2 propose un diagnostic de la durabilité de la pêche côtière artisanale guyanaise en utilisant une approche intégrée, multicritère. Les performances en ce qui concerne la durabilité de chaque sous système composant cette pêche sont évaluées du point de vue écologique, économique, social et technologique. Ce chapitre fait l'objet d'un manuscrit en révision à la revue "*Marine Policy*". Il s'agit dans le chapitre 3, d'un article publié dans la revue "*Environment and Development Economics*". Ce chapitre expose un modèle bioéconomique déterministe dans lequel est modélisé un écosystème côtier tropical incluant 13 espèces en interaction entre elles, et quatre flottilles de pêche. Des scénarios à long terme, exogènes ou normatifs sont testés, y compris une stratégie de co-viabilité. Les sorties des indicateurs bioéconomiques et sociaux sont discutées. Dans le chapitre 4, un modèle bioéconomique stochastique multi-espèces et multi-flottilles, intégrant des interactions trophiques est testé. Les scénarios sont analysés en

## Sensibilité de l' EBE par rapport au prix



**Figure I.11** – Sensibilité de l'Excédent Brut d'Exploitation (EBE) par rapport au prix, d'après Cissé (2009).

termes de probabilité de réalisation. Enfin le chapitre 5 présente un cadre de théorie des jeux, une analyse avec plusieurs espèces en interaction où les niveaux de prélèvements sont calculés analytiquement. Des simulations du système sont effectuées en se basant sur les niveaux de prélèvement et les résultats bioéconomiques sont discutés. Les chapitres 4 et 5 ont été acceptés pour présentation à la conférence de l'EAERE (European Association of Environmental and Resource Economists) en juin 2013 à Toulouse. Ce présent chapitre introductif, après avoir proposé une revue de la littérature sur l'approche écosystémique, les méthodes d'évaluation intégrées, la modélisation bioéconomique et présenté en détail la pêche artisanale guyanaise, offre une synthèse de l'ensemble des méthodes utilisées et des résultats discutés à travers les chapitres suivants.

### 3 Méthodes

#### 3.1 L'évaluation intégrée multicritère

Parmi toutes les méthodes d'analyse multicritère intégrée disponibles nous avons choisi Rapfish (Rapid Appraisal for Fisheries) de Pitcher and Preikshot (2001). Cette technique d'évaluation est bien réputée (Leadbitter and Ward, 2007) et a été largement testée à travers le monde (<http://www.rapfish.org/the-team>). Cette technique permet l'évaluation rapide de la durabilité d'une pêche. Elle permet de comparer les performances de plusieurs pêcheries

entre elles ou encore de comparer les performances passées d'une pêcherie. En tant qu'approche intégrée, elle prend en considération les aspects écologiques, économiques, sociaux, technologiques, des pêcheries. Elle est particulièrement adaptée aux pêcheries artisanales car fournit un diagnostic rapide et ne nécessite pas énormément de données.

Comme toute méthode d'évaluation multicritère, Rapfish se base sur une matrice à deux dimensions, la première dimension représentant les systèmes à comparer et la deuxième, les critères ou attributs correspondant aux différentes dimensions. Afin d'identifier les disparités spatiales, la pêcherie côtière guyanaise a été divisée en 11 Systèmes de Production (SP), chacun correspondant à un type de navire débarquant dans un port différent. Au total 27 attributs en lien avec les dimensions écologique, économique, sociale et technologique, ont été sélectionnés. Par exemple dans le domaine écologique il y a le critère relatif à la variabilité du recrutement et celui relatif aux rejets. Parmi les critères du domaine économique on note le niveau de profitabilité et le degré de dépendance aux intermédiaires. Dans le domaine social le niveau d'éducation et l'existence de conflit ont été choisis comme critère d'évaluation, entre autres. Enfin pour la dimension technologique on retrouve des attributs comme la sélectivité des engins et la durée des sorties. Pour chaque système de production, les scores des critères d'évaluation sont attribués objectivement en fonction des données quantitatives disponibles.

Afin de donner le même poids dans l'analyse à l'ensemble des attributs, ces derniers sont normalisés. Par la suite, Rapfish utilise la technique d'ordination multidimensionnelle non-métrique (Nonmetric Multidimensional Scaling, NMDS ou MDS), afin de réduire la matrice des scores en une matrice  $N \times 2$  représentant la durabilité de chaque système de production sur une échelle de performance allant de 0 à 100% pour chacune des dimensions. Avec les valeurs maximales et minimales de l'échelle de notation, Rapfish construit un SP virtuel durable correspondant aux meilleurs scores de durabilité (100%) et un autre non durable correspondant aux plus mauvais scores dans tous les attributs. La méthode inclut également d'autres points de référence fixes et aléatoires afin de minimiser les conséquences de chevauchement des SP lors de l'ordination (Pitcher and Preikshot, 2001).

L'incertitude sur les données et sur le système de notation pour chaque dimension est prise en compte à l'aide d'une analyse de type "Monte Carlo", ou l'ordination est répétée 500 fois en supposant des erreurs aléatoires, fournissant ainsi un intervalle de confiance pour performance de chaque critère (Kavanagh and Pitcher, 2004). Aussi l'examen de l'influence de chaque attribut sur les résultats est réalisé à l'aide d'une analyse de sensibilité, permettant de retirer les attributs les plus influents de l'analyse.

## 3.2 Des modèles multi-espèces, multi-flottes

### 3.2.1 Les dynamiques écosystémiques

Le modèle écosystémique de base est un modèle multi-espèces et multi-flottes exprimé en temps discret avec un pas de temps mensuel. Il prend en compte 13 espèces représentant plus de

88% des débarquements annuels de la pêche côtière guyanaise et quatre différentes flottilles de pêche ("P", "CC", "CCA", "T"). Les états des espèces dans le modèle sont censés être régis par un système dynamique complexe basé sur les interactions trophiques proies-prédateurs de type Lotka-Volterra et les efforts de pêche des différentes flottilles qui jouent le rôle de contrôle du système à travers les captures. Une 14ème espèce comptant pour le reste des espèces non intégrées dans le modèle est considérée. Au cours de nos travaux, nous avons considéré 3 modèles dynamiques :

**Modèle 1**

$$B_i(t + 1) = \left( B_i(t) - H_i(t) \right) \cdot \left( 1 + r_i + \sum_{j=1}^{14} s_{i,j} \left( B_j(t) - H_j(t) \right) \right),$$

ici,  $B_i$ ,  $H_i$  et  $r_i$  représentent respectivement la biomasse, les captures et le taux de croissance intrinsèque de l'espèce  $i$  et  $S_{i,j}$  correspond à l'effet trophique de l'espèce  $j$  sur l'espèce  $i$  (positif si  $j$  est la proie de  $i$  et négatif si  $j$  un prédateur de  $i$ ).

**Modèle 2** Une version stochastique du modèle 1 est proposée en rajoutant un paramètre d'incertitude à l'accroissement de la biomasse à chaque pas de temps :

$$B_i(t + 1) = \left( B_i(t) - H_i(t) \right) \cdot \left( 1 + r_i + \sum_{j=1}^{14} s_{i,j} \left( B_j(t) - H_j(t) \right) + \epsilon_i(t) \right),$$

avec  $\epsilon_i \rightsquigarrow \mathcal{N}(0, \sigma^2)$ . Le paramètre  $\epsilon_i$  représente un bruit introduit dans la biomasse de chaque espèce  $B_i$  pour chaque pas de temps. On suppose que les variables aléatoires  $\epsilon_i(t)$  suivent une distribution Gaussienne et sont indépendantes et identiquement distribuées.

**Modèle 3** Nous avons également considéré une dynamique multi-espèces et multi-flottilles suivant une fonction Gompertz telle qu'exprimée dans Mutshinda *et al.* (2009) :

$$B_i(t + 1) = \left( B_i(t) - H_i(t) \right) \cdot \exp \left\{ r_i + \sum_{j=1}^{14} \gamma_{i,j} \ln \left( B_j(t) - H_j(t) \right) \right\},$$

Pour l'ensemble de ces trois modèles, nous faisons l'hypothèse que les prélèvements ont lieu en début de période avant la régénération des stocks. Les captures  $H_{i,f}$  de l'espèce  $i$  par flotte  $f$  au temps  $t$  sont données par la fonction de production de Schaefer. Elle est représentée par :

$$H_i(t) = \sum_{f=1}^4 H_{i,f}(t) = \sum_{f=1}^4 q_{i,f} e_f(t) B_i(t).$$

### 3.2.2 La calibration

La plupart des paramètres des modèles considérés sont inconnus. La littérature (Leopold, 2004) et Fishbase<sup>5</sup> nous donnent quelques indications sur les taux de croissance intrinsèques et les niveaux trophiques des espèces considérées, de même fournissent une idée sur le type de relation (proie-prédateur, compétition, symbiotiques...) qui existent entre les espèces considérées. La calibration des paramètres est effectuée à l'aide des données mensuelles de capture par espèce et par flottille, de même que les efforts correspondant par flottille, cela sur une période de quatre ans. La méthode de calibration, comparable à la méthode des moindres carrés, consiste à minimiser l'erreur quadratique moyenne entre les captures mensuelles observées et les captures simulées par le modèle tel que défini par :

$$\min \sum_t \sum_i \sum_f \left( H_{i,f}^{\text{data}}(t) - H_{i,f}(t) \right)^2$$

En fonction des modèles, les paramètres à estimer sont : le vecteur des stocks initiaux, le vecteur des taux de croissances intrinsèques, le vecteur des capacités de charge, la matrice des interactions trophiques, la matrice des coefficients de capturabilité et l'écart type du paramètre de stochasticité.

### 3.2.3 Les indicateurs bioéconomiques

Face à la multitude d'indicateurs de diversité disponibles dans la littérature (Magurran, 2007), nous avons choisi les indicateurs de richesse spécifique (RS), de Simpson (SI) et de niveau trophique marin (NTM).

**La richesse spécifique** La richesse spécifique  $RS(t)$  estime le nombre d'espèces présents dans l'écosystème au cours du temps. On suppose qu'une espèce disparaît lorsque sa biomasse atteint un certain seuil de non-retour ( $B_{lim}$ ).

**L'indice de diversité de Simpson** L'indice de Simpson SI estime la probabilité qu'ont deux individus d'appartenir à la même espèce. Il est calculé à partir des abondances  $N_i(t)$  :

$$SI(t) = 1 - \sum_i J_i^2(t), \quad \text{avec } J_i(t) = \frac{N_i(t)}{N(t)},$$

où  $N_i(t) = \frac{B_i(t)}{w_i}$ , avec  $w_i$  le poids moyen de chaque espèce, et  $N(t) = \sum_i N_i(t)$ . L'indice varie entre 0 et 1. Lorsque tous les individus appartiennent à la même espèce, SI vaut 1. L'indice est très sensible aux espèces abondantes, contrairement aux espèces rares.

---

5. <http://www.fishbase.org/>

**L'indice trophique marin** Le niveau trophique indique la position occupée par une espèce dans la chaîne alimentaire. Il varie de 2 à 5, le rang 5 étant pour les super prédateurs. L'indice de niveau trophique marin de l'écosystème  $NTM(t)$  est calculé à partir du niveau trophique de chaque espèce  $T_i$  et de leur abondance relative  $J_i$  (Pauly and Watson, 2005) :

$$NTM(t) = \sum_{i=1} J_i(t)T_i.$$

Les indicateurs socio-économiques concernent les captures totales ( $H$ ), la rentabilité de chacune des flottilles ( $\pi_f$ ) et le niveau d'emploi ( $L$ ) exprimé en équivalent temps plein. Notez que les prix et les coûts sont ceux observés en 2008 et 2010 et sont considérés comme étant fixes tout au long des simulations.

**Les captures** On considère que les captures totales  $H(t)$  sont destinées uniquement au marché local :

$$H(t) = \sum_f \sum_i H_{i,f}(t).$$

**Les profits** Les profits  $\pi_f(t)$  de chaque flottille  $f$  sont calculés à partir des captures  $H_{i,f}$ , des prix à la première vente  $p_{i,f}$ , des coûts fixes  $c_f^f$ , des coûts variables  $c_f^v$  et de la part de l'équipage  $\beta_f$  :

$$\pi_f(t) = (1 - \beta_f) \left( \sum_i p_{i,f} H_{i,f}(t) - c_f^v e_f(t) \right) - c_f^f.$$

**L'emploi** Le niveau d'emploi  $L_f(t)$  dans chaque flottille est évalué en termes d'équivalent temps plein (ETP) :

$$L_f(t) = \frac{e_f(t) \cdot ac_f}{ETP},$$

avec  $ac_f$  représentant le nombre de marins à bord (2 pour les "P" et les "CC", 4 pour les "CCA" et 5 pour les "T"). Notez que ce niveau d'emploi peut être différent du nombre de marins engagés dans la pêche. En effet, ces derniers peuvent être à mi-temps ou travailler plus que l'équivalent temps plein.

### 3.3 Les différents scénarios d'exploitation

Afin d'étudier le comportement du système modélisé, plusieurs scénarios sont envisagés sur un horizon temporel allant jusqu'à 40 ans. Ces scénarios correspondent à des stratégies de management visant des objectifs différents. Ils sont regroupés en trois types : les scénarios exploratoires, les scénarios normatifs et enfin ceux relatifs à la coopération et à la non-coopération.



### 3.3.1 Les scénarios exploratoires

Il s'agit pour ce type de scénario de fixer un niveau d'effort donné et de voir comment se comporte l'écosystème au cours du temps. Nous avons considéré un scénario dit de "fermeture" de la pêche et un scénario de "statu quo". Ces scénarios sont étudiés dans les chapitres 3 et 4.

**Scénario de fermeture (CL)** Ce scénario correspond à une stratégie visant uniquement la conservation écologique et pour lequel les efforts de pêche sont réduits à zéro :

$$e_f(t) = 0, \quad \forall f, \quad \forall t.$$

**Scénario de statu quo (SQ)** Ce scénario consiste à maintenir l'effort moyen observé entre 2006 et 2010 pour chaque flottille,  $\bar{e}_f$ , au cours du temps et permet d'obtenir un diagnostic de durabilité dans les conditions actuelles d'exploitation :

$$e_f(t) = \bar{e}_f, \quad \forall f, \quad \forall t.$$

### 3.3.2 Les scénarios normatifs

Les scénarios normatifs sont des scénarios prospectifs répondant à un ou plusieurs objectifs ou contraintes fixés au début. Les niveaux d'efforts répondant à ces objectifs ou contraintes sur un horizon prédéfini sont calculés et font appel à des routines d'optimisation. Deux options pour le calcul de ces niveaux d'effort sont considérées. La première, la plus simple, est l'optimisation des niveaux d'effort en "boucle ouverte". Il s'agit de se fixer un horizon temporel et identifier pour chacune des flottilles l'effort optimal atteignant les objectifs à chaque pas de temps. La deuxième fait appel au contrôle stochastique avec des contraintes non anticipatives. Il s'agit pour chaque pas de temps et pour chaque état possible de la biomasse, induite par une réalisation différente du paramètre de stochasticité, de calculer l'effort optimal dépendant uniquement de cette réalisation. Pour réduire les temps de calcul, on peut définir des périodes de décisions pour lesquelles le même niveau d'effort sera appliqué. Les scénarios normatifs sont traités dans les chapitres 3, 4 et 5.

Nous avons pris en compte trois types de contraintes, biologique, économique et sociale :

- Les contraintes biologiques consistent à maintenir un certain niveau de diversité dans l'écosystème en fixant un seuil aux trois indicateurs de diversité ( $RS_{lim}$ ,  $SI_{lim}$  et  $NTM_{lim}$ ) :

$$RS(t) \geq RS_{lim}, \quad SI(t) \geq SI_{lim} \quad \text{et} \quad NTM(t) \geq NTM_{lim}, \quad \forall t. \quad (\text{I.10})$$

- Il s'agit pour les contraintes économiques d'assurer au cours du temps une rentabilité à

chacune des flottilles :

$$\pi_f \geq 0, \quad \forall f, \quad \forall t. \quad (\text{I.11})$$

- Enfin pour la contrainte sociale, il s'agit de garantir une forme de sécurité alimentaire en imposant que les captures soient supérieures ou égales à la demande locale. Pour ce faire on choisit comme demande de référence les captures de l'année 2009, puis on suppose qu'elles croissent au même taux que la population ( $d$ ) :

$$H(t) \geq H_{2009} \cdot (1 + d)^t, \quad \forall t. \quad (\text{I.12})$$

**Le scénario de viabilité économique ("Economic Viability Analysis (EVA)")** Il s'agit pour ce scénario d'identifier les niveaux d'effort qui assurent la viabilité concernant les profits pour chacune des quatre flottilles à travers l'équation (I.11). En termes de probabilité stochastique avec contraintes non anticipatives, il s'agit de trouver les combinaisons d'effort maximisant la probabilité d'assurer des profits positifs pour tous les pas de temps :

$$\max_{e_f(t, B(t))} \mathbb{P} \left( \text{Contrainte I.11 soit satisfaite} \right).$$

**Le scénario économique ("Net Present Value (NPV)")** Il s'agit de trouver les niveaux d'effort qui maximisent la valeur actualisée des profits totaux. Dans cette perspective, on se place dans un cadre global où certaines flottilles peuvent être favorisées au détriment d'autres. Avec l'expression de la valeur des profits actualisés suivante :

$$\text{NPV}(e) = \sum_t (1 + \beta)^{-t} \pi(t),$$

avec  $\beta$  le taux d'actualisation. Il s'agit, dans le cadre déterministe de trouver les niveaux d'effort maximisant ce NPV :

$$\max_{e_f(t)} \text{NPV}(e).$$

Dans un cadre probabiliste stochastique, il s'agit de maximiser l'espérance mathématique d'obtenir un certain niveau de NPV :

$$\max_{e_f(t, B(t))} \mathbb{E}_e \left( \text{NPV}(e) \right).$$

On a également utilisé dans le chapitre 4 une autre expression pour calculer la valeur actualisée des profits (voir Punt *et al.* (2010)) :

$$\text{NPV}(e) = \left( \sum_{t=1}^{T-1} (1 + \beta)^{1-t} \pi(t) \right) + \beta^{-1} \cdot (1 + \beta)^{1-T} \pi(T).$$

**Le scénario de co-viabilité ("Co-viability Analysis (CVA)")** Pour ce scénario, l'objectif est de trouver les combinaisons d'effort respectant à la fois des contraintes de viabilité biologiques, économiques et sociales. Dans un cadre déterministe et en ne considérant qu'un seul critère de viabilité biologique (la richesse spécifique par exemple), il s'agit de trouver les niveaux d'efforts tels que les trois contraintes I.10, I.11 et I.12 soient respectées au cours du temps. Dans un contexte probabiliste et stochastique, en prenant en compte tous les indicateurs de diversité définis plus haut, il s'agit de trouver les niveaux d'efforts tels que la probabilité de satisfaire à la fois les contraintes de profitabilité, de diversité et de demande alimentaire, soit la plus élevée possible :

$$\max_{e_f(t, B(t))} \mathbb{P} \left( \text{Contraintes I.10, I.11 et I.12 soient satisfaites} \right).$$

### 3.3.3 Les scénarios coopératif et non coopératif

Le chapitre 5 prolonge et généralise le modèle de Levhari and Mirman (1980) à un cadre multi-espèces. Ce modèle dynamique en temps discret présente une structure mathématique très simple permettant le calcul de solutions analytiques en feedback où la variable de contrôle (le prélèvement) dépend de la variable d'état du système (le stock). Le modèle de Levhari-Mirman est un jeu différentiel caractérisé par une fonction d'utilité sous forme logarithmique et une dynamique de population du type puissance :

$$B(t+1) = B(t)^\alpha \text{ avec } 0 < \alpha < 1.$$

L'objectif de chaque agent est alors de maximiser sa fonction d'utilité sous la contrainte de dynamique de population et de déterminer le montant optimal de prélèvement. En transformant ce problème d'optimisation en un nouveau problème linéaire par rapport à la nouvelle variable d'état transformée, la stratégie optimale de prélèvement se calcule facilement. La simplification réside dans le fait que la condition du premier ordre par rapport à la variable de contrôle est indépendante de la variable d'état. La dynamique de population à la Gompertz étant de type exponentiel (modèle 3 section 3.2.1) la structure mathématique reste la même que la fonction puissance mais permet une interprétation plus intuitive du paramètre  $\alpha$  en l'exprimant en fonction du taux de croissance intrinsèque et de la capacité de charge de la ressource. Enfin, elle se généralise naturellement et matriciellement à un cadre multi-espèces comme le montre le chapitre 5. Cependant, les résultats ne sont ni interprétables ni comparables avec les autres modélisations. Les agents supposés identiques ne maximisent pas un profit mais une utilité puisque le coût n'est pas pris en compte.

Notons toutefois que le programme de maximisation de chaque agent  $f$  s'écrit, dans un

cadre non coopératif :

$$\max_{F_f(t)} \sum_{t=0}^{\infty} \beta^t \ln H, \text{ ou } \beta \text{ est le taux d'actualisation et } H \text{ les captures totales.}$$

## 4 Synthèse des résultats discutés

### 4.1 Durabilité de la pêche côtière guyanaise

Les premiers résultats discutés concernent l'évaluation de la durabilité de la pêche côtière artisanale guyanaise, à l'aide de la méthode Rappfish (Rapid Appraisal for Fisheries) qui est une technique d'évaluation multicritère. Les détails de cette analyse sont présentés dans le chapitre 2. La pêche artisanale guyanaise a été divisée en 11 systèmes de production (SP) qui regroupent des navires de même type ayant une zone de pêche commune, formant ainsi des entités homogènes. Globalement la pêche artisanale guyanaise présente des résultats acceptables en termes de durabilité sur les quatre dimensions étudiées (écologique, économique, sociale et technologique). Cependant l'analyse multicritère a montré des différences de performance entre les différents systèmes de production. Ces différences sont liées non seulement au type de navire utilisé, mais aussi à la zone d'activité.

Sur la dimension écologique, on constate des niveaux de performances assez semblables, ce qui n'est pas surprenant étant donné que les SP opèrent sur le même écosystème, les zones de pêche sont distantes au maximum de 350 Km et qu'ils utilisent le même engin de pêche (filet dérivant ou fixe). La variabilité du recrutement reste assez stable sauf pour les SP situés au niveau des frontières avec le Brésil et le Suriname pour lesquels les zones de pêche sont également exploitées par des flottilles étrangères. Parmi les quatre types de navires, les tapouilles sont les moins performantes dans cette dimension essentiellement à cause d'un taux de rejet de l'ordre de 50%. Ces navires ciblent essentiellement les Acoupas. A l'opposée les pirogues et quelques SP composés de canots créoles sont les plus durables écologiquement. Leur capacité de capture est limitée et leur taux de rejet est faible.

Les performances des SP dans la dimension économique sont plus disparates. En général les SP composés de pirogues et canots créoles sont les plus durables économiquement, suivis de ceux dont les navires sont de type tapouille et canot créole amélioré. En effet les pirogues et les canots créoles compensent leur faible quantité de prélèvement par un prix de vente plus élevé car en général ces navires font de la vente directe dans les marchés locaux. De plus, les navires en question sont de petites tailles et ont les coûts d'entretien et d'équipement les plus bas. Une grande partie de ces pêcheurs ont un deuxième emploi et gagnent plus que le salaire minimum légal. Le niveau des subventions dans ces SP est faible en raison de leur distance par rapport à l'administration principale ou du fait du caractère informel de certains d'entre eux. Le SP le moins durable économiquement est celui localisé à Saint Georges, une commune frontalière avec le Brésil. L'étroitesse du marché local dans cette ville conduit les pêcheurs à

vendre la majeure partie de leur produit à des intermédiaires brésiliens à bas prix. En raison du manque d'installations, les coûts des consommations intermédiaires (glace, carburant,...) sont très élevés. Les navires dans ce SP sont souvent peu rentables.

Par rapport aux critères retenus pour évaluer la durabilité des SP sur le plan social, les tapouilles se révèlent les plus performantes suivies des canots créoles et des pirogues. En effet le SP utilisant les tapouilles présente un niveau d'éducation élevé par rapport à la population de la Guyane française. Ce SP n'est pas en conflit avec les autres utilisateurs de la ressource, les pêcheurs de ce SP ont un bon accès aux soins de santé et ce SP affiche un haut niveau de participation familiale. Les SP les moins durables sur la dimension sociale sont ceux situés dans les communes d'Iracoubo et de Sinnamary. Ces SP affichent de faibles performances dans les attributs suivants : "conflits", "soins de santé", "qualité de résidence" et "origine de pêcheurs". En effet, ces SP sont éloignés des principaux centres de santé et la quasi-totalité des pêcheurs, originaires des pays frontaliers, vivent sur le bateau à quai. Les conflits d'usages sont récurrents dans ces SP. En général les propriétaires des navires de pêche artisanale sont issus de la population locale, par contre plus de 90% des marins pêcheurs sont des étrangers. Les conditions de travail difficiles et les salaires bas et variables (rémunération à la part) n'incitent pas la population locale à s'investir dans ce secteur d'activité. Sur la dimension technologique, les SP présentent à peu près les mêmes performances en termes de durabilité. En effet, la technologie utilisée dans les différents SP est assez similaire. Ils utilisent des filets dérivants ou fixes et des navires entre 7 et 12 mètres de long avec des moteurs hors bord. Cependant dans la mesure où la taille des navires et leur puissance motrice, ainsi que la durée des sorties jouent négativement dans la dimension technologique, le SP composé de tapouilles présente la plus faible performance dans cette dimension car ces navires sont les plus grands en termes de tonnages et de puissance moteur et font les sorties les plus longues (de 5 à 7 jours).

L'analyse multicritère à travers la méthode Rappfish nous permet de poser quelques diagnostics d'intérêt détaillés sur la durabilité de la pêche artisanale. Elle nous permet d'identifier les performances de la pêche sur plusieurs dimensions et ce faisant les points à améliorer sur chaque domaine sont mis en exergue. Ainsi l'intérêt de la méthode pour un diagnostic rapide et intégré des pêcheries (Pitcher and Preikshot, 2001), plus spécifiquement des petites pêcheries artisanales dont les données disponibles sont rares, est confirmé par notre application. Cependant la principale limite de notre application est que l'on pose un diagnostic écologique alors que l'on n'a pas l'évaluation de tous les stocks.

## 4.2 Les scénarios bioéconomiques

La modélisation bioéconomique nous permet d'étudier le comportement de l'écosystème dans son ensemble sur un horizon temporel allant jusqu'à 40 ans avec un pas de temps mensuel et suivant un certain nombre de scénarios de pêche. Les performances de chaque stratégie sont évaluées par rapport à leur capacité à respecter certaines contraintes. Ces contraintes dites

de viabilité concernent le maintien d'un certain niveau de biodiversité dans l'écosystème, la rentabilité de chacun des types de navires, des captures suffisantes pour satisfaire la demande locale qui est supposée croître au même taux que la population. Dans un cadre déterministe, la méthodologie et les résultats de la modélisation bioéconomique sont détaillés dans le chapitre 3. Le chapitre 4 propose un cadre d'analyse stochastique. Etant donné qu'il n'existe pas de points de référence pour les indices de Simpson et de niveau trophique marin, nous avons fixé pour ces derniers les seuils critiques à ne pas dépasser à 90% des niveaux minimums observés pour le scénario de fermeture (chapitre 3). Les stratégies étudiées suggèrent que la disparition de certaines espèces semble inéluctable dans le long terme sauf pour le cas de l'arrêt des activités de pêche (chapitres 3 et 4). En effet certaines espèces ont des taux de croissance intrinsèques négatifs suggérant une forme de décroissance de leur population (typiquement les espèces comme les requins et le mérou géant). Ainsi la contrainte "écologique" ne consiste pas à maintenir l'ensemble des espèces, mais 80% d'entre elles, soit 10 espèces.

Le scénario "extrême" de fermeture met l'accent sur la conservation des stocks grâce à l'arrêt des activités de pêche (chapitres 3 et 4). Avec cette stratégie la richesse spécifique de l'écosystème modélisé est maintenue. Toutefois les variations de l'indice de Simpson et du niveau trophique marin mettent en évidence la complexité des mécanismes en jeu, en particulier leur non-linéarité. Ces variations traduisent des changements au niveau des abondances en plus de l'introduction de stochasticité. La mise en place d'une zone protégée semble être la plus conservatrice du point de vue écologique. Toutefois ce scénario n'est pas une solution satisfaisante ni sur le plan économique (revenus nuls, emplois détruits) ni sur le plan social (demande non satisfaite), comme l'a souligné Larkin *et al.* (2011).

Le scénario statu quo (SQ) correspond au maintien de l'intensité de la pêche à un niveau correspondant à celui observé en moyenne entre 2006 et 2010 (chapitres 3 et 4). Sur le plan écologique, ce scénario entraîne une perte de diversité (3 espèces disparaissent, chapitre 4). Sur le plan de la viabilité économique, ce scénario n'assure pas toujours la rentabilité de chacune des flottilles. En début de simulation, les flottilles affichent des profits négatifs, les captures étant insuffisantes (chapitre 3). La probabilité de satisfaire la contrainte de viabilité économique n'est que de 40% (chapitre 4). Sur le plan de la sécurité alimentaire, ce scénario ne permet en aucun cas la satisfaction de la demande alimentaire, surtout sur le long terme (+ de 15 ans, chapitres 3 et 4). Ainsi les résultats du scénario SQ révèlent que si le niveau de prélèvement actuel peut satisfaire la contrainte écologique (en acceptant la perte de 3 espèces), il est économiquement risqué (surtout pour les tapouilles et les canots créoles améliorés car présentant les coûts les plus élevés) et socialement insoutenable (chapitres 3 et 4). Le nombre d'emplois équivalents temps plein (ETP) est de 280 pour ce scénario (chapitre 4).

Le scénario économique (NPV) suggère la plus forte augmentation de l'effort de pêche (chapitres 3 et 4). Par exemple pour les flottilles ayant avec le scénario SQ un faible niveau d'effort mensuel (les pirogues et les canots créoles), il suggère sur certaines périodes une hausse du niveau d'effort correspondant à plus de 20 fois celui constaté pour le scénario SQ (chapitre 4).

Avec ce scénario entre 3 et 5 espèces disparaissent et les autres indices de diversité flirtent avec les seuils critiques (chapitre 4). La contrainte de biodiversité n'est jamais satisfaite (chapitres 3 et 4). D'un point de vue de la viabilité économique, même si ce scénario fournit le plus grand profit cumulé et actualisé, cette stratégie n'est pas durable dans la mesure où les profits ne sont pas uniformément répartis entre les flottilles au cours du temps (chapitres 3 et 4). En effet comme dans Doyen *et al.* (2012), ce scénario met l'accent sur les flottes les plus efficaces économiquement (ici les pirogues et les canots créoles) et réduit fortement sur certaines périodes l'effort des autres. Ainsi la contrainte de viabilité économique n'est jamais satisfaite. Côté social, la probabilité de satisfaire la demande alimentaire n'est que de 50% (chapitre 4) et ce scénario nécessite en moyenne 680 emplois ETP (chapitre 4).

Le scénario de viabilité économique (EVA) donne la priorité à la durabilité économique pour chaque flotte séparément (chapitre 4). Les niveaux d'effort nécessaires pour assurer la viabilité économique de chaque flottille sont en moyenne légèrement en dessous de celui du statu quo (chapitre 4). En plus de satisfaire pleinement la contrainte de viabilité économique, ce scénario respecte toujours la contrainte de biodiversité même si dans 1 cas sur deux il aboutit à une perte de trois espèces (chapitre 4). Les niveaux d'efforts faibles comparés au scénario SQ ont pour effet de réduire les captures et donc les profits des CC et P, mais augmentent ceux des CCA et T, réalisant ainsi la durabilité économique pour toutes les flottes (chapitre 4). Néanmoins, la probabilité de satisfaire la contrainte de la demande locale de poisson est nulle puisque le niveau de prélèvement est plus faible que celui du statu quo (chapitre 4). Ce scénario implique la plus faible quantité d'emploi ETP, environ 270 (chapitre 4).

Le scénario de co-viabilité (CVA) vise à concilier des objectifs de viabilité économique, écologique et sociale (chapitres 3 et 4). Les "trajectoires" co-viables sont atteintes par des niveaux d'effort plus élevés que ceux du statu quo (chapitre 4). Avec les combinaisons d'effort proposés par le scénario CVA, les contraintes de viabilité écologiques et économiques sont toujours respectées (chapitres 3 et 4) et celle concernant la demande alimentaire est satisfaite 9 fois sur 10 (chapitres 4). Le scénario CVA apparaît ainsi comme la stratégie de gestion la plus conservatrice, assurant un équilibre entre la biodiversité et les performances socio-économiques et l'approche stochastique permet de garantir sa viabilité dans un contexte incertain. Par ailleurs cette stratégie fournit un profit global actualisé (NPV) supérieur aux scénarios EVA et SQ et nécessite le plus grand nombre d'emplois ETP, environ 700 (chapitre 4).

Dans le chapitre 5, on montre analytiquement que l'expression mathématique de la mortalité par pêche dans le cas coopératif est inférieure au cas non coopératif. Appliqué au cas d'étude, le taux de mortalité avec la stratégie coopérative est de l'ordre de 2% alors que celui avec la stratégie non coopérative est 4 fois supérieur. Néanmoins, les résultats montrent aussi que la coopération favorise l'écosystème contrairement à la non coopération. 11 des 13 des espèces présentes dans l'écosystème disparaissent avec le scénario non coopératif, tandis que dans le cadre du scénario coopératif, seulement deux espèces s'éteignent. Ces résultats soulignent encore une fois que des stratégies optimisantes au sens économique peuvent ne pas être durables.

## 5 Discussion générale

### 5.1 Les principaux apports de la thèse

En poursuivant l'objectif d'appliquer l'approche écosystémique des pêches aux petites pêcheries artisanales, nous avons développé quelques méthodes et mis en oeuvre des procédures novatrices. Tout d'abord nous avons proposé des modèles bioéconomiques multi-spécifiques et multi-flottes simples dans leurs expressions mais faisant intervenir des dynamiques complexes. Ces modèles sont d'autant plus novateurs qu'ils utilisent une méthode de calibration facilement adaptable aux petites pêcheries tropicales et ne nécessitent de pas de longues séries historiques de captures et d'effort. Ainsi ces modèles sont facilement transposables à d'autres pêcheries.

Ensuite une dimension sociale, relative à la sécurité alimentaire, est intégrée dans les modèles bioéconomiques. Alors que cette dimension est très peu prise en compte dans les modèles bioéconomiques en général, elle est primordiale pour les petites pêcheries artisanales car ces dernières sont à la fois des pêcheries commerciales et de subsistance. De plus en Guyane, il existe différentes communautés de pêcheurs avec des cultures spécifiques (créole, amérindienne, bushinenge, brésilienne,...). Alors que Péreau *et al.* (2012) considèrent comme contrainte sociale le maintien de l'ensemble des navires dans une pêcherie, dans nos travaux, les questions relatives à la sécurité alimentaire ont été pour la première fois traitées dans le cadre de la viabilité bioéconomique.

Troisièmement, l'approche de viabilité, présentée comme un cadre novateur et bien adaptée pour la gestion écosystémique des pêches (Cury *et al.*, 2005), est appliquée pour la première fois dans le contexte des petites pêcheries artisanales et tend à répondre à des problématiques de développement. En effet l'approche de viabilité a été essentiellement appliquée à des pêcheries industrielles, par exemple celles du Golfe de Gascogne (De Lara *et al.*, 2007; Martinet *et al.*, 2010; Doyen *et al.*, 2012; Péreau *et al.*, 2012; Gourguet *et al.*, 2013) et la pêcherie péruvienne d'anchois et de merlu (De Lara *et al.*, 2012). L'approche de viabilité permet dans le cadre de la modélisation bioéconomique de réaliser à la fois des objectifs écologiques, économiques et sociaux.

Quatrièmement on propose une généralisation du modèle du Fish-War de Fischer and Mirman (1992, 1996) dans un cadre multi-espèces. En effet alors que Fischer and Mirman (1996) se limitent à une pêcherie composée de 2 agents et 2 espèces en interactions, nous avons fourni, grâce à une formulation de type Gompertz (Mutshinda *et al.*, 2009), un cadre d'analyse qui prend en compte la complexité de l'écosystème en incluant une infinité d'agents et d'espèces. Cela nous a permis d'une part de comparer théoriquement et empiriquement l'impact des stratégies coopératives et non coopératives sur un écosystème composé de 13 espèces. Et d'autre part de mieux comprendre l'impact des types de relations interspécifiques sur les taux de mortalités en fonction des stratégies de pêche.

Enfin cette thèse propose pour la première fois un diagnostic sur la durabilité de la pêcherie



côtière artisanale guyanaise et suggère quelques directions à suivre pour une pêche durable en attendant d'autres études.

## 5.2 Vers une approche écosystémique pour les petites pêcheries artisanales

La mise en oeuvre de l'approche écosystémique des pêches est primordiale pour les petites pêcheries artisanales (Garcia *et al.*, 2008). Toutefois, la mise en place d'outils pour l'approche écosystémique adaptés pour ces pêcheries est difficile (Pomeroy *et al.*, 2010). Les méthodes mises en oeuvre au cours de ce travail suivent cette perspective.

La prise en compte de la complexité de l'écosystème est au coeur de l'approche écosystémique (Pikitch *et al.*, 2004; Arkema *et al.*, 2006; Hilborn, 2011). En effet non seulement l'aspect multi-spécifique des pêcheries doit être considéré, mais aussi les relations fonctionnelles pouvant exister entre les espèces exploitées ou non doivent être intégrées (Brodziak and Link, 2002). Par rapport à ces points, l'ensemble des espèces exploitées dans la pêche ainsi que l'ensemble des flottilles, ont été considérées aussi bien dans l'analyse intégrée (chapitre 2) que dans la modélisation bioéconomique (chapitres 3 et 4). La prise en compte de la complexité des relations existantes entre les espèces (proie-prédateurs par exemple), essentielle dans l'approche EBFM (Ecosystem-Based Fisheries Management) (Hilborn, 2011) a été effectuée à travers la considération des interactions trophiques existant entre les différentes espèces sélectionnées (chapitre 3 et 4). De plus le modèle théorique proposé dans le chapitre 4 offre un cadre d'analyse de l'effet des types d'interaction inter-espèces sur les niveaux de prélèvement.

D'autre part à travers l'approche intégrée et les scénarios bioéconomiques, les questions écologiques n'ont pas été les seules à être traitées. En effet l'approche écosystémique sous entend une approche intégrée, interdisciplinaire et inclusive (FAO, 2003; Garcia and Cochrane, 2005; Francis *et al.*, 2007). Ainsi on a également pris en considération les dimensions économiques, sociales (chapitres 2, 3 et 4) et même technologiques (chapitre 2). Par ailleurs, comme le suggère l'approche écosystémique, ces dimensions ont été analysées en termes de durabilité forte (Tesfamichael and Pitcher, 2006; Garmendia *et al.*, 2010). La durabilité forte suppose que les formes de capital (naturel ou humain) ne sont pas interchangeables et doivent être conservées séparément (Neumayer, 1999). Dans l'analyse intégrée de la durabilité de la pêche côtière guyanaise (chapitre 2), les performances de durabilité des systèmes de production ont également été analysées en termes de durabilité forte, dans la mesure où nous avons considéré des niveaux de performances minimum à réaliser dans chaque dimension comme dans Garmendia *et al.* (2010). Par ailleurs la stratégie de co-viabilité (chapitres 3 et 4) crée des conditions pour la réalisation d'une durabilité forte car elle respecte à la fois des contraintes biologiques, économiques et sociales. En effet, Baumgärtner and Quaas (2009) mettent l'accent sur l'intérêt de l'approche viabilité à des fins de durabilité forte puisque plusieurs objectifs sont pris en compte et atteints séparément.

En introduisant de la stochasticité sur la croissance de la biomasse des espèces (chapitre 4) et de l'incertitude sur les paramètres calibrés (chapitre 3), nous avons pris en compte non seulement les incertitudes liées au réseau trophique modélisé, mais aussi celles liées à l'environnement (habitat, climat,...). En effet, dans la perspective d'une approche écosystémique, la considération des incertitudes liées aux données, aux modèles et aux variabilités environnementales, est primordial (FAO, 2003; Pikitch *et al.*, 2004; Pomeroy *et al.*, 2010). Ainsi l'approche de viabilité stochastique utilisée dans ce travail apparaît comme un moyen bien adapté pour la mise en oeuvre de l'approche écosystémique (De Lara and Doyen, 2008), particulièrement pour les petites pêcheries artisanales disposant de peu de données.

Enfin, la prise en compte de l'augmentation plausible de la demande avec la croissance de la population locale (chapitres 3 et 4), dans la gestion constitue un pas supplémentaire vers une approche écosystémique (Hilborn, 2011). En effet l'intégration de la croissance de la population dans les plans de gestion est très importante, particulièrement pour les petites pêcheries artisanales situées dans les pays en développement pour lesquels la pêche constitue un apport essentiel en protéine (Béné, 2006; Béné *et al.*, 2010).

### 5.3 Vers une nouvelle politique de gestion

La pêcherie artisanale guyanaise connaît les mêmes problèmes que rencontrent les pêcheries artisanales tropicales à travers le monde tels que par exemple le manque de données et d'outils de régulation efficaces (Garcia *et al.*, 2008). En effet, comme indiqué plus haut, il n'existe pas de quota pour les captures, et aucune limitation en ce qui concerne les espèces exploitées et leur taille. En fait, en raison de son statut de région ultra périphérique, des outils réglementaires en matière de pêche appliqués en Guyane Française sont issus des systèmes de gestion de pêche national ou encore européen. Il s'agit pour les mesures techniques d'une longueur maximale de filet, d'un maillage minimal, d'une aire marine protégée et de l'interdiction de chaluter dans des profondeurs de moins de 30 m. L'accès à la pêche est réglementé par des permis délivrés par l'administration centrale et des licences délivrées au niveau local par le Comité des pêches. Jusqu'à présent, il existe peu d'études sur l'état des stocks des principales espèces exploitées en Guyane, comme c'est le cas dans la plupart des pêcheries tropicales multi-spécifiques, (Garcia *et al.*, 2008). Les premiers résultats de l'évaluation du principal stock exploité qui est l'acoupa rouge (*Cynoscion Acoupa*), font état de surexploitation en raison de la présence de flottilles étrangères pêchant illégalement dans les eaux guyanaises (Levrel, 2012b,a).

La mise en place d'un système de collecte de données depuis 2006 et la réalisation d'enquêtes socio-économiques ont permis de fournir un minimum de données rendant possible un diagnostic intégré sur l'état de la pêcherie, mais aussi la modélisation bioéconomique de l'écosystème en question. Tout ceci a permis de franchir une étape supplémentaire vers la construction d'outils de gestion pour une pêcherie artisanale durable.

A travers le scénario de co-viabilité (CVA), nous avons montré qu'il est possible de concevoir

des niveaux d'activité qui assurent la durabilité économique et écologique sur le long terme, en plus de permettre une certaine forme d'autosuffisance en produits halieutiques (chapitre 3 et 4). Même si on est conscient qu'il est difficile de mettre en place un système de surveillance performant à cause de la dispersion géographique des navires comme l'a souligné Mathew (2003), les résultats des scénarios simulés montrent que la performance de la pêche, y compris les captures et de la rentabilité des flottes, peut être augmentée ou maintenue avec peu d'impact sur l'écosystème (chapitre 3 et 4). En effet, en dehors de l'acoupa rouge, les stocks ne sont pas pleinement exploités, et peuvent supporter des niveaux supérieurs de prélèvement sans compromettre la viabilité écologique et économique. Par contre, même le scénario de co-viabilité ne garantit pas totalement, à cause des incertitudes, la satisfaction de la contrainte liée à la demande alimentaire (chapitre 3 et 4). De plus, ces incertitudes et les hypothèses relatives à la modélisation conduisent à relativiser la capacité de l'écosystème marin à supporter une trop forte augmentation de la pression de pêche. En fait, une approche plus prudente devrait envisager d'autres options pour faire face à la demande future de poisson local, comme l'aquaculture (Garcia and Grainger, 2005). Les scénarios ont aussi montré qu'à l'exception du scénario de fermeture, la perte d'espèce ne peut être évitée (chapitres 3, 4 et 5). Cette perte de biodiversité peut impacter certains services écosystémiques (non pris en compte pour l'instant). Selon les stocks menacés, des mesures de conservation pour les capacités productives et reproductives de ces stocks devraient être prises en attendant des études plus poussées. L'interdiction de la pêche dans les zones de nurserie ou la promotion de techniques de pêche plus sélectives pourraient être une alternative. Par ailleurs, la lutte contre la pêche illégale non déclarée et non régulée (INN) effectuée par les navires étrangers (Brésil, Suriname et Guyana) dans la zone économique exclusive de la Guyane, est essentielle au maintien de la durabilité de la pêche côtière guyanaise. En effet Levrel (2012b,a) a montré l'impact négatif de la pêche illégale sur certain stock, notamment sur l'acoupa rouge.

Le diagnostic intégré, en plus de donner un aperçu du degré de durabilité de la pêche côtière artisanale, a mis en exergue des améliorations au niveau de la gestion nécessaires afin de parvenir à une situation idéale qui permettrait une exploitation à long terme (chapitre 2). En effet pour augmenter la "durabilité" de la pêche côtière en Guyane française, plusieurs améliorations doivent être envisagées. D'un point de vue écologique, même si les techniques utilisées ne sont pas dangereuses pour l'environnement, elles ne sont pas pour autant très sélectives. Ainsi la durabilité écologique de certains navires (notamment les tapouilles et les canots créoles améliorés) doit être améliorée en mettant en oeuvre des techniques limitant les captures accessoires et les rejets ou en trouvant des débouchés pour les espèces à faible valeur commerciale. Aussi, on a montré que les pirogues et les canots créoles sont plus durables économiquement et écologiquement, mais cela doit être nuancé car un grand nombre de navires appartenant à ces catégories sont informels et donc ne font pas face à certaines charges, pourtant obligatoires. On peut considérer que s'ils étaient tous formels, leur durabilité économique en serait impactée. Plus généralement, le secteur doit être mieux structuré et la mise en place

d'une coopérative efficiente aura pour effet de réduire les coûts des intrants améliorant ainsi la durabilité économique. Pour augmenter la valeur économique de la production de cette pêche artisanale, cette dernière doit être promue par exemple par la mise en place d'un écolabel (Jacquet and Pauly, 2008).

Dans la mesure où les pêcheurs étrangers, majoritaires au sein de la pêche, sont peu ou pas du tout formés, la mise en place de politiques visant à améliorer leur éducation serait un atout pour la pêche à long terme. En effet, une meilleure compréhension des enjeux les inciteront à améliorer leurs pratiques de pêche de manière durable et à s'impliquer davantage dans les décisions de gestion. Enfin une attention particulière devra être portée aux systèmes de production proches des zones frontalières (Brésil, Suriname) car les zones de pêche en question sont également exploitées par des navires étrangers. Une gestion durable de la pêche nécessite ainsi une réelle coopération avec les pays voisins.

Ainsi afin de poursuivre l'amélioration des connaissances sur l'écosystème complexe en question et les plans de gestion, l'intérêt méthodologique de soutenir le Système d'information sur la pêche côtière en Guyane française semble évident. En effet l'éloignement des points de débarquements rend obligatoire la présence d'observateurs au sein de chacun de ces derniers. De plus la possibilité de disposer de séries de données détaillées et longues, offre la perspective de rendre plus fiables les méthodes et par conséquent la gouvernance de la pêche.

## 6 Perspectives

Nous avons tenté au cours de ce travail d'apporter des méthodes supplémentaires pour la gestion écosystémique des pêcheries artisanales qui souffrent non seulement d'un manque de considération de la part des pouvoirs publics mais aussi d'un manque d'outils nécessaires afin de mettre en oeuvre l'approche écosystémique dans ces types de pêcheries (Garcia *et al.*, 2008). Nous avons appliqué des techniques existantes pour évaluer la situation de la pêche artisanale guyanaise, mais nous avons aussi proposé des modèles simples et facilement transposables à d'autres pêcheries. De plus nous avons étendu l'analyse théorique de comportements des pêcheurs face à une pêche en libre accès dans un cadre à plusieurs espèces. Toutefois, à la fin de nos travaux, de nouvelles pistes d'investigation, promouvant encore plus l'approche écosystémique à la gestion des pêcheries artisanales, apparaissent.

- **Vers une approche plus globale**

D'un point de vue écologique, il serait intéressant d'étendre le nombre d'espèces prises en compte dans les modèles afin d'y inclure les effets des activités de pêche sur la dynamique des autres espèces comme les mammifères, les tortues ou les oiseaux et sur la dynamique du plancton comme l'a suggéré Pikitch *et al.* (2004). Par exemple les externalités de la pêche crevette guyanaise sur la population de frégates qui se nourrissent des rejets des chalutiers, ont déjà été étudiées par (Martinet and Blanchard, 2009). Par ailleurs dans les modèles, la pêche

illégal non déclarée et non régulée (INN) des flottes étrangères (Guyana, Suriname et Brésil), n'a pas été prise en compte. En effet la présence de ces navires de type tapouilles engendre une pression supplémentaire sur la ressource et est source de conflit avec les pêcheurs locaux. Les travaux de Levrel (2012b) devraient permettre de les intégrer et ainsi une cinquième flottille pourrait être ajoutée aux modèles.

Par ailleurs, les espèces exploitées dans la pêche côtière guyanaise se situent à différents niveaux dans la chaîne alimentaire, les niveaux trophiques varient entre 2,01 et 4,35. Cela nous a conduit à considérer des relations de prédateurs entre les 13 espèces sélectionnées avec la formulation classique du modèle prédateur-proie de Lotka-Volterra (Lotka, 1925; Volterra, 1926). Il serait intéressant de comparer les sorties des scénarios avec d'autres modèles à dynamique simplifiée de type logistique par exemple (voir Clark (1990)). Dans cette optique, des comparaisons avec le modèle Ecopath with Ecosim (Christensen and Walters, 2004) pourraient être instructives, mais nécessiteraient de calibrer encore plus de paramètres. Par ailleurs on pourrait assouplir l'hypothèse sous entendue de régime alimentaire fixe et ainsi considérer que les espèces sont opportunistes et mangent ce qu'elles trouvent dans la mesure où les proies peuvent être avalées par les prédateurs (voir par exemple Shin and Cury (2004)).

- **Le défi de l'incertitude**

Une approche robuste basée sur des méthodes de viabilité stochastique a été utilisée renforçant considérablement la robustesse des résultats. Toutefois, il n'en demeure pas moins que la fiabilité de certains paramètres doit être renforcée afin d'obtenir des modèles plus précis. En effet, il s'avère que certains paramètres sont estimés à partir de Fishbase ou de la littérature. Par conséquent, il serait utile de mener des études plus précises sur la biologie des espèces étudiées. Par exemple, l'analyse des contenus stomacaux de quelques espèces exploitées a montré une part importante de crustacés dans les régimes alimentaires. Cela devrait permettre de mieux caractériser le poids des interactions trophiques entre les espèces. Les incertitudes liées au modèle ont été calibrées en même temps que les paramètres biologiques (Chapitre 4, Section 3.2). Une option plus précise consistera à calibrer les paramètres d'incertitudes a posteriori, avec par exemple un filtre de Kalman adapté aux processus non linéaires (Kwasniok, 2012).

Aussi, nous sommes conscients que la fiabilité des paramètres économiques (qui sont supposés fixes dans nos travaux) diminue avec l'horizon temporel des simulations. En effet on ne dispose que de deux années de données économiques correspondant à 2008 et 2010, ce qui est insuffisant pour extrapoler une tendance évolutive de ces paramètres. Toutefois on pourrait intégrer de la stochasticité sur les coûts et les prix comme dans Gourguet *et al.* (2013). On pourrait également intégrer des scénarios d'évolution du prix du carburant suivant les projections de l'Agence International de l'Energie (IEA, 2010). En effet, d'après Cissé (2009), les dépenses en carburant des navires de pêche côtière représentent 1/3 de leurs consommations intermédiaires et ainsi ont un impact important sur la rentabilité des navires. Par ailleurs afin d'améliorer les prédictions des modèles, il serait intéressant de tenir compte des mécanismes de

demande à travers des prix endogènes, en intégrant les préférences des consommateurs comme dans Dey *et al.* (2005).

- **Le défi de la spatialité et des changements globaux**

Une extension spatiale des modèles pourrait également être envisagée afin d'intégrer les effets des aires protégées. En effet, la dimension spatiale pourra être utile afin de considérer un scénario plus souple que la fermeture totale, associant des aires marines protégées et des zones de pêches. Ainsi l'effet des zones protégées à travers leur fonction de refuge, sur les stocks et indirectement sur les captures pourrait être pris en compte comme dans Pelletier and Mahevas (2005), ce qui n'est pas possible avec les modèles développés au cours de nos travaux. En effet, les modèles bioéconomiques doivent inclure une structure spatiale et un processus environnemental parce que l'approche écosystémique met l'accent sur les habitats et les fonctions écosystémiques dans un contexte de fluctuation (Pikitch *et al.*, 2004).

Un autre objectif intéressant serait d'inclure les effets des changements climatiques, par exemple les températures de surface de la mer (Keyl and Wolff, 2008; Thebaud and Blanchard, 2011). En effet, en Guyane des changements des facteurs environnementaux ont été identifiés avec de probables impacts sur la structure des peuplements et la dynamique des populations y compris celles exploitées comme la crevette (Blanchard and Thébaud, 2009). Néanmoins, si les oscillations naturelles sont difficiles à prédire, leur prise en compte devrait toutefois améliorer les performances des outils de gestion (Cochrane and Starfield, 1992) et les prévisions (Sharp, 2003).

- **De la viabilité à la résilience**

La résilience du système, autrement dit la capacité du système à retrouver un état normal équilibré après une perturbation (Pimm, 1991) doit être étudiée. Si on part du postulat que l'état actuel de l'écosystème est équilibré, il serait intéressant d'identifier non seulement les niveaux de minimum de chaque stock permettant leur reconstitution, en cas de surexploitation, mais aussi le temps nécessaire à l'écosystème perturbé pour atteindre à nouveau les niveaux d'équilibre. Le cadre de viabilité stochastique adopté dans nos travaux pourrait permettre d'envisager un scénario maximisant la probabilité de la résilience face à une perturbation donnée comme dans Rougé *et al.* (2013). En effet le concept de résilience traité dans le cadre de la viabilité stochastique a été proposé pour la première fois par Martin (2004) dans un schéma déterministe.

- **Vers de nouveaux outils de gestion ?**

Au cours de nos travaux nous avons envisagé des scénarios à partir d'une gestion basée sur le contrôle direct de l'effort de pêche réalisable par exemple à l'aide de la mise en place de licences ou de la limitation des sorties en mer. Toutefois, une gestion basée sur la limitation des captures peut être envisagée. En effet la modélisation proposée peut être rapidement adaptée à d'autres instruments conventionnels, comme le Total Autorisé de Captures (TAC). Ainsi

on pourrait considérer un scénario pour lequel, en fonction de l'état des stocks, un niveau maximum de captures assurant la durabilité des stocks est établi. Ce TAC pourrait être établi par espèce mais toutefois pour être efficace cette mesure devra être accompagnée d'un système de répartition entre les pêcheurs comme les quotas individuels, afin d'éviter une forme de "course au prélèvement". Cependant la difficulté de mettre en oeuvre ces types de contrôle (limitations des sorties, quotas individuels) dans les petites pêcheries artisanales a été mise en exergue par Mathew (2003). En effet l'éloignement des centres de débarquement, l'hétérogénéité des moyens de production, une production souvent multi-spécifique et informelle rendent difficile la mise en place des outils de gestion traditionnels.

- **Le défi de la gouvernance**

Il serait intéressant de comparer les résultats en termes de durabilité de la pêche artisanale avec d'autres pêcheries artisanales, notamment celles du Guyana, du Suriname et du Nord du Brésil, car les écosystèmes exploités sont assez semblables. Si des articles sur l'évaluation intégrée de plusieurs pêcheries au Brésil ont été publiés (par exemple Isaac *et al.* (2009); Castello *et al.* (2009); Martins *et al.* (2009)), l'évaluation des pêcheries du Suriname n'a pas encore été effectuée. Cette comparaison permettrait d'envisager des mesures de gestion à plus grande échelle, nécessaires pour une gestion écosystémique globale. Dans la même veine, la problématique de la pêche illégale pourrait être traitée dans un cadre de théorie des jeux dans lequel on considérerait quatre pays (Brésil, Guyane Française, Suriname et Guyana) avec des stocks halieutiques partagés. En effet bien que les stocks concernés ne soient pas migrateurs, on retrouve les mêmes espèces tout le long du plateau des Guyanes. Ainsi une mauvaise gestion des stocks de la part de chaque pays aura des conséquences sur les pêcheries des pays voisins. La pêche illégale sur les eaux de la Guyane Française par des navires étrangers peut être considérée comme étant la conséquence d'un défaut de gestion au niveau des pêcheries des États voisins.

Cependant toutes les idées évoquées plus haut impliquent un niveau de complexification supplémentaire, alors qu'il est montré que la complexification des outils de gestion rend leur utilisation difficile surtout pour les petites pêcheries artisanales (Garcia *et al.*, 2008). Ainsi il est nécessaire de trouver le juste équilibre entre la complexité des outils et leur capacité à fournir des informations pratiques pour la gestion des petites pêcheries artisanales dans une perspective écosystémique, et cela en fonction des caractéristiques propres à chaque pêche.





---

## Références bibliographiques

- Adrianto, L., Y. Matsuda, and Y. Sakuma (2005), ‘Assessing local sustainability of fisheries system : a multi-criteria participatory approach with the case of Yoron Island, Kagoshima prefecture, Japan’, *Marine Policy* **29** : 9 – 23.
- AFD (2012), ‘Aide mémoire provisoire relatif à la mission de prospection "secteur pêche et aquaculture", du 14 au 22 novembre 2011’, Technical report, Agence Française de Développement.
- Andalecio, M. N. (2010), ‘Multi-criteria decision models for management of tropical coastal fisheries. A review’, *Agronomy for Sustainable Development* **30** : 557–580, times Cited : 0.
- Anderson, J. L. and C. M. Anderson (2010), ‘Fishery Performance Indicators’, Technical report, ALLFISH.
- Anderson, L. and J. Seijo (2009), *Bioeconomics of Fisheries Management.*, New York : John Wiley & Sons, Inc.
- Andrew, N. L., C. Béné, S. J. Hall, E. H. Allison, S. Heck, and B. D. Ratner (2007), ‘Diagnosis and management of small-scale fisheries in developing countries’, *Fish and Fisheries* **8** : 227–240.
- Arkema, K. K., S. C. Abramson, and B. M. Dewsbury (2006), ‘Marine ecosystem-based management : from characterization to implementation’, *Frontiers in Ecology and the Environment* **4** : 525–532.
- Arnason, R., G. Magnusson, and S. Agnarsson (2000), ‘The Norwegian Spring-Spawning Herring Fishery : A Stylized Game Model’, *Marine Resource Economics* **15**.
- Aubin, J.-P. (1991), *Viability theory*, Cambridge, MA, USA : Birkhauser Boston Inc.
- Babcock, E. A. and E. K. Pikitch (2004), ‘Can We Reach Agreement on a Standardized Approach to Ecosystem-based Fishery Management?’ *Bulletin of Marine Science* **74** : 685–692.
- Bailey, M., U. R. Sumaila, and M. Lindroos (2010), ‘Application of game theory to fisheries over three decades’, *Fisheries Research* **102** : 1 – 8.
- Baumgärtner, S. and M. F. Quaas (2009), ‘Ecological-economic viability as a criterion of strong sustainability under uncertainty’, *Ecological Economics* **68** : 2008 – 2020.
- Beddington, J. R., D. J. Agnew, and C. W. Clark (2007), ‘Current Problems in the Management of Marine Fisheries’, *Science* **316** : 1713–1716.

- Beissinger, S. R. and M. I. Westphal (1998), ‘On the use of demographic models of population viability in endangered species management’, *Journal of Wildlife Management* **62**(3) : 821–841.
- Bellail, R. and C. Dintheer (1992), ‘La pêche maritime en Guyane Française, flottilles et engins de pêche’, Technical report, Ifremer.
- Bene, C. and L. Doyen (2008), ‘Contribution values of biodiversity to ecosystem performances : A viability perspective’, *Ecological Economics* **68** : 14–23.
- Berkes, F. (2010), ‘Linkages and multilevel systems for matching governance and ecology : lessons from roving bandits’, *Bulletin of Marine Science* **86** : 235–250.
- Berkes, F. (2012), ‘Implementing ecosystem-based management : evolution or revolution?’ *Fish and Fisheries* **13** : 465–476.
- Berkes, F., J. Mathias, M. Kislalioglu, and H. Fast (2001), ‘The Canadian Arctic and the Oceans Act : the development of participatory environmental research and management’, *Ocean & Coastal Management* **44** : 451 – 469.
- Blanchard, F. and M. Maneschy (2010), ‘Vers un développement durable des pêcheries traditionnelles côtières amazoniennes : intégrer les sciences humaines aux sciences naturelles et économiques’, in E. Barone-Visigalli and A. Roosvelt, eds., *Amaz’hommes Sciences de l’homme et sciences de la nature en Amazonie*, Cayenne : Ibis Rouge, pp. 371–382.
- Blanchard, F. and O. Thébaud (2009), ‘Changement global, dynamique de la biodiversité marine exploitée et viabilité des pêcheries.’ Rapport final du projet ANR CHALOUPE-05-BDIV 001, Ifremer.
- Bloch, F. (1996), ‘Sequential Formation of Coalitions in Games with Externalities and Fixed Payoff Division’, *Games and Economic Behavior* **14** : 90–123.
- Béné (2006), ‘Small-scale fisheries : assessing their contribution to rural livelihoods in developing countries.’ FAO Fisheries Circular 1008, FAO, Rome.
- Béné, C. (2003), ‘When Fishery Rhymes with Poverty : A First Step Beyond the Old Paradigm on Poverty in Small-Scale Fisheries’, *World Development* **31** : 949 – 975.
- Béné, C., L. Doyen, and D. Gabay (2001), ‘A viability analysis for a bio-economic model’, *Ecological Economics* **36** : 385–396.
- Béné, C., B. Hersoug, and E. H. Allison (2010), ‘Not by Rent Alone : Analysing the Pro-Poor Functions of Small-Scale Fisheries in Developing Countries’, *Development Policy Review* **28** : 325–358.
- Béné, C., G. Macfadyen, and E. Allison (2007), *Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security*, FAO, fisheries technical paper 481 edition.
- Bonneuil, N. (2003), ‘Making ecosystem models viable’, *Bulletin of Mathematical Biology* **65** : 1081–1094.
- Brasao, A., C. C. Duarte, and M. A. Cunha-e Sa (2000), ‘Managing The Northern Atlantic Bluefin Tuna Fisheries : The Stability Of The Un Fish Stock Agreement Solution’, *Marine Resource Economics* **15**.

- Breton, M. and M. Y. Keoula (2012), ‘Farsightedness in a Coalitional Great Fish War’, *Environmental and Resource Economics* **51** : 297–315.
- Brodziak, J. and J. Link (2002), ‘Ecosystem-Based Fishery Management : What is it and how can we do it?’ *Bulletin of Marine Science* **70** : 589–611.
- Browman, H. I., P. M. Cury, R. Hilborn, S. Jennings, H. K. Lotze, P. M. Mace, S. Murawski, D. Pauly, M. Sissenwine, K. I. Stergiou, and D. Zeller (2004), ‘Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources’, *Marine Ecology Progress Series* **274**.
- Burton, P. S. (2003), ‘Community enforcement of fisheries effort restrictions’, *Journal of Environmental Economics and Management* **45** : 474–491.
- Caddy, J. (1999), ‘Fisheries management in the twenty-first century : will new paradigms apply?’ *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **9** : 1–43.
- Caddy, J. and R. Griffiths (1995), ‘Living marine resources and their sustainable development : some environmental and institutional perspectives.’ Fisheries Technical Paper 353, FAO, Rome.
- Cardinale, M. and H. Svedang (2008), ‘Mismanagement of fisheries : Policy or science?’ *Fisheries Research* **93** : 244 – 247.
- Carpenter, S. R., H. A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. S. DeFries, S. Díaz, T. Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perrings, W. V. Reid, J. Sarukhan, R. J. Scholes, and A. Whyte (2009), ‘Science for managing ecosystem services : Beyond the Millennium Ecosystem Assessment’, *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106** : 1305–1312.
- Castello, L., J. P. Viana, G. Watkins, M. Pinedo-Vasquez, and V. A. Luzadis (2009), ‘Lessons from Integrating Fishers of Arapaima in Small-Scale Fisheries Management at the Mamiraua Reserve, Amazon’, *Environmental Management* **43** : 197–209.
- Chaboud, C., P. Vendeville, F. Blanchard, and A. Viera (2008), ‘Bio-economic modelling as an integrative tool assess the dynamics of fisheries facing global economic environmental changes : the example of the French Guyana shrimp fishery’, in *Coping with global change in marine social-ecological systems : programme and abstracts*, p. 23.
- Chapel, L., G. Deffuant, S. Martin, and C. Mullon (2008), ‘Defining yield policies in a viability approach’, *Ecological Modelling* **212** : 10–15.
- Charles, A. T. (1998), ‘Living with uncertainty in fisheries : analytical methods, management priorities and the Canadian groundfishery experience’, *Fisheries Research* **37** : 37 – 50.
- Christensen, V. and D. Pauly (1992), ‘Ecopath-II - A software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics’, *Ecological Modelling* **61** : 169–185.
- Christensen, V. and C. Walters (2004), ‘Ecopath with Ecosim : methods, capabilities and limitations’, *Ecological Modelling* **172** : 109–139.
- Christensen, V., C. J. Walters, and D. Pauly (2004), ‘Ecopath with Ecosim : A user’s guide.’ Fisheries centre research reports 12 :154, University of British Columbia, Vancouver, BC.

- Chu, J., J. L. Anderson, and C. M. Anderson (2012), 'Evaluation of new Fishery Performance Indicators (FPIs) : a case study of the blue swimming crab fisheries in Indonesia and Philippines.' Technical Report 52, Agriculture and rural development discussion paper, Washington D.C. - The Worldbank.
- Cissé, A. A. (2009), *Premiers éléments de diagnostic économique de la pêche côtière en Guyane*, Master's thesis, University of French West Indies and Guiana.
- Clark, C. (1976), *Mathematical bioeconomics : the optimal management of renewable resources*, Pure and applied mathematics, Wiley.
- Clark, C. (1990), *Mathematical Bioeconomics : The Optimal Management of Renewable Resources*, New York, NY (USA) ; John Wiley and Sons Inc.
- Clark, R. A., C. J. Fox, D. Viner, and M. Livermore (2003), 'North Sea cod and climate change - modelling the effects of temperature on population dynamics', *Global Change Biology* **9** : 1669–1680.
- Cobb, C. and P. Douglas (1928), 'Theory of production', *American Economic Review* **18** : 139–165.
- Cochrane, K. (2002), 'The Use of Ecosystem Models to Investigate Ecosystem-Based Management Strategies for Capture Fisheries : Introduction', in T. Pitcher and K. Cochrane, eds., *The use of ecosystem model to investigate multispecies management strategies for capture fisheries*, *Fisheries Centre Research Reports*, volume 10, Fisheries Centre, p. 156.
- Cochrane, K. L. (2000), 'Reconciling sustainability, economic efficiency and equity in fisheries : the one that got away?' *Fish and Fisheries* **1** : 3–21.
- Cochrane, K. L., N. L. Andrew, and A. M. Parma (2011), 'Primary fisheries management : a minimum requirement for provision of sustainable human benefits in small-scale fisheries', *Fish and Fisheries* **12** : 275–288.
- Cochrane, K. L. and A. M. Starfield (1992), 'The potential use of predictions of recruitment success in the management of the South African anchovy resource', *South African Journal of Marine Science* **12** : 891–902.
- Conrad, J. M. and M. D. Smith (2012), 'Nonspatial and spatial models in bioeconomics', *Natural Resource Modeling* **25** : 52–92.
- Copes, P. (1986), 'A critical-review of the individual quota as a device in fisheries management', *Land Economics* **62** : 278–291.
- Crilly, R. and A. Esteban (2013), 'Small versus large-scale, multi-fleet fisheries : The case for economic, social and environmental access criteria in European fisheries', *Marine Policy* **37** : 20 – 27.
- Crowder, L. B., G. Osherenko, O. R. Young, S. Airamé, E. A. Norse, N. Baron, J. C. Day, F. Douvère, C. N. Ehler, B. S. Halpern, S. J. Langdon, K. L. McLeod, J. C. Ogden, R. E. Peach, A. A. Rosenberg, and J. A. Wilson (2006), 'Resolving Mismatches in U.S. Ocean Governance', *Science* **313** : 617–618.

- Cunningham, S., M. Dunn, and D. Whitmarsh (1985), *Fisheries economics : an introduction*, Mansell Pub.
- Cury, P. M., C. Mullon, S. M. Garcia, and L. J. Shannon (2005), ‘Viability theory for an ecosystem approach to fisheries’, *Ices Journal of Marine Science* **62** : 577–584.
- Dahl, A. L. (2000), ‘Using indicators to measure sustainability : recent methodological and conceptual developments’, *Mar. Freshwater Res.* **51** : 427–433.
- De Lara, M. and L. Doyen (2008), *Sustainable management of natural resources : mathematical models and methods*, Springer Verlag.
- De Lara, M., L. Doyen, T. Guilbaud, and M. J. Rochet (2007), ‘Is a management framework based on spawning-stock biomass indicators sustainable? A viability approach’, *Ices Journal of Marine Science* **64** : 761–767.
- De Lara, M., E. Ocana, R. Oliveros-Ramos, and J. Tam (2012), ‘Ecosystem Viable Yields’, *Environmental Modeling & Assessment* **17** : 565–575.
- De Young, C., A. Charles, and A. Hjort (2008), ‘Human dimensions of the ecosystem approach to fisheries : an overview of context, concepts, tools and methods.’ Fisheries Technical Paper 489, FAO, Rome.
- Dey, M. M., R. M. Briones, and M. Ahmed (2005), ‘Disaggregated analysis of fish supply, demand, and trade in Asia : Baseline model and estimation strategy’, *Aquaculture Economics & Management* **9** : 113–139.
- Diamond, B. and B. D. Beukers-Stewart (2011), ‘Fisheries Discards in the North Sea : Waste of Resources or a Necessary Evil?’ *Reviews in Fisheries Science* **19** : 231–245.
- Doyen, L. and C. Bene (2003), ‘Sustainability of fisheries through marine reserves : a robust modeling analysis’, *Journal of Environmental Management* **69** : 1–13.
- Doyen, L., M. De Lara, J. Ferraris, and D. Pelletier (2007), ‘Sustainability of exploited marine ecosystems through protected areas : A viability model and a coral reef case study’, *Ecological Modelling* **208** : 353–366.
- Doyen, L. and J.-C. Péreau (2012), ‘Sustainable coalitions in the commons’, *Mathematical Social Sciences* **63** : 57 – 64.
- Doyen, L., O. Thébaud, C. Béné, V. Martinet, S. Gourguet, M. Bertignac, S. Fifas, and F. Blanchard (2012), ‘A stochastic viability approach to ecosystem-based fisheries management’, *Ecological Economics* **75** : 32 – 42.
- Duarte, C. C., A. Brasao, and P. Pintassilgo (2000), ‘Management Of The Northern Atlantic Bluefin Tuna : An Application Of C-Games’, *Marine Resource Economics* **15**.
- Eatwell, J., M. Milgate, and P. Newman (1989), *Game Theory. The New Palgrave*.
- Eisenack, K., J. Scheffran, and J. P. Kropp (2006), ‘Viability analysis of management frameworks for fisheries’, *Environmental Modeling & Assessment* **11** : 69–79.

- Espinoza-Tenorio, A., G. Montano-Moctezuma, and I. Espejel (2010), 'Ecosystem-Based Analysis of a Marine Protected Area Where Fisheries and Protected Species Coexist', *Environmental Management* **45** : 739–750.
- Espinoza-Tenorio, A., M. Wolff, M. Taylor, and I. Espejel (2012), 'What model suits ecosystem-based fisheries management? A plea for a structured modeling process', *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **22** : 81–94.
- Essington, T. E. and A. Punt (2011), 'Implementing Ecosystem-Based Fisheries Management : Advances, Challenges and Emerging Tools', *Fish and Fisheries* **12** : 123–124.
- FAO (1995), *Code of Conduct for Responsible Fisheries*.
- FAO (1999), *Indicators for sustainable development of marine capture fisheries*, FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, No. 8, Rome.
- FAO (2003), *Fisheries Management .2. The Ecosystem Approach to Fisheries*, FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries (FAO), 1020-5292, No. 4 (Suppl.2), Rome.
- FAO (2012), *The state of world fisheries and aquaculture*, State of World Fisheries and Aquaculture (FAO), Rome.
- FAO and WorldFish Center (2010), *Big Numbers Project : Small-scale capture fisheries : a global overview with emphasis on developing countries. Intermediate report*, Food and Agriculture Organization (Rome) and WorldFish Center (Penang).
- Ferrière, R., F. Sarrazin, S. Legendre, and J. Baron (1996), 'Matrix population models applied to viability analysis and conservation : theory and practice using the ULM software.' *Acta Oecologica* **17(6)** : 629–656.
- Fischer, R. D. and L. J. Mirman (1992), 'Strategic dynamic interaction : Fish wars', *Journal of Economic Dynamics and Control* **16** : 267 – 287.
- Fischer, R. D. and L. J. Mirman (1996), 'The Compleat Fish Wars : Biological and Dynamic Interactions', *Journal of Environmental Economics and Management* **30** : 34 – 42.
- Flaaten, O. (1988), *The economics of multispecies.*, Springer-Verlag, Berlin.
- Flaaten, O. (1991), 'Bioeconomic of sustainable harvest of competing species', *Journal of environmental economics and management* **20** : 163–180.
- Flaaten, O. (1998), 'On the bioeconomics of predator and prey fishing', *Fisheries Research* **37** : 179–191.
- Fox, W. W. (1970), 'An Exponential Surplus-Yield Model for Optimizing Exploited Fish Populations', *Transactions of the American Fisheries Society* **99** : 80–88.
- Francis, R. C., M. A. Hixon, M. E. Clarke, S. A. Murawski, and S. Ralston (2007), 'Ten Commandments for Ecosystem-Based Fisheries Scientists', *Fisheries* **32** : 217–233.
- Fulton, E. A., J. S. Parslow, A. D. Smith, and C. R. Johnson (2004a), 'Biogeochemical marine ecosystem models II : the effect of physiological detail on model performance', *Ecological Modelling* **173** : 371 – 406.

- Fulton, E. A., A. D. Smith, and C. R. Johnson (2004b), 'Biogeochemical marine ecosystem models I : IGBEM-a model of marine bay ecosystems', *Ecological Modelling* **174** : 267 – 307.
- Galindo-Bect, M., E. Glenn, H. Page, K. Fitzsimmons, L. Galindo-Bect, J. Hernandez-Ayon, R. Petty, J. Garcia-Hernandez, and D. Moore (2000), 'Penaeid shrimp landings in the upper Gulf of California in relation to Colorado River freshwater discharge', *Fishery Bulletin* **98** : 222–225.
- Garcia, S., E. H. Allison, N. Andrew, C. Béné, G. Bianchi, G. De Graaf, D. Kalikoski, R. Mahon, and L. Orensanz (2008), *Towards integrated assessment and advice in small-scale fisheries : principles and processes*, FAO fisheries and aquaculture technical paper ;515, Rome : FAO.
- Garcia, S., D. Staples, and J. Chesson (2000), 'The FAO guidelines for the development and use of indicators for sustainable development of marine capture fisheries and an Australian example of their application', *Ocean & Coastal Management* **43** : 537 – 556.
- Garcia, S., C. Zerbi, A. Aliaume, T. Do Chi, and G. Lasserre (2003), *The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook*, FAO, Fishery Resources Div., Rome (Italy).
- Garcia, S. M. (2000), 'The FAO definition of sustainable development and the Code of Conduct for Responsible Fisheries : an analysis of the related principles, criteria and indicators', *Mar. Freshwater Res.* **51** : 535–541.
- Garcia, S. M. and A. T. Charles (2008), 'Fishery systems and linkages : Implications for science and governance', *Ocean & Coastal Management* **51** : 505 – 527.
- Garcia, S. M. and K. L. Cochrane (2005), 'Ecosystem approach to fisheries : a review of implementation guidelines', *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil* **62** : 311–318.
- Garcia, S. M. and K. L. Cochrane (2009), *From Past Management to Future Governance : A Perspective View*, Wiley-Blackwell, pp. 445–472.
- Garcia, S. M. and R. J. R. Grainger (2005), 'Gloom and doom ? The future of marine capture fisheries', *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **360** : 21–46.
- Garmendia, E., R. Pallezo, A. Murillas, M. Escapa, and M. Gallastegui (2010), 'Weak and strong sustainability assessment in fisheries', *Ecological Economics* **70** : 96 – 106.
- Gordon, H. (1954), 'The economic theory of a common property', *Journal of Political Economics* **62(2)** : 124–142.
- Gourguet, S., C. Macher, L. Doyen, O. Thébaud, M. Bertignac, and O. Guyader (2013), 'Managing mixed fisheries for bio-economic viability', *Fisheries Research* **140** : 46 – 62.
- Grafton, R., J. Kirkley, T. Kompas, and D. Squires (2006), *Economics for fisheries management*, Ashgate Studies in Environmental and Natural Resources Economics Series, Ashgate Publishing Company.
- Grimm, V. (1999), 'Ten years of individual-based modelling in ecology : what have we learned and what could we learn in the future?' *Ecological Modelling* **115** : 129–148.

- Hall, S. J., V. Allain, and J. H. Fossa (2002), 'Trawling damage to Northeast Atlantic ancient coral reefs', *Proceedings of the Royal Society of London. Series B : Biological Sciences* **269** : 507–511.
- Hamon, K. G., O. Thébaud, S. Frusher, and L. Richard Little (2009), 'A retrospective analysis of the effects of adopting individual transferable quotas in the Tasmanian red rock lobster, *Jasus edwardsii*, fishery', *Aquatic Living Resources* **22** : 549–558.
- Hannesson, R. (1993), *Bioeconomic analysis of fisheries*, Halsted Press.
- Hardin, G. (1968), 'The Tragedy of the Commons', *Science* **162** : 1243–1248.
- Heck, S., B. Christophe, and R. Reyes-Gaskin (2007), 'Investing in African fisheries : building links to the Millennium Development Goals', *Fish and Fisheries* **8** : 211–226.
- Hilborn, R. (2004), 'Ecosystem-based fisheries management : the carrot or the stick? : Perspectives on eco-system-based approaches to the management of marine resources', *Marine ecology. Progress series* **274** : 275–278.
- Hilborn, R. (2007), 'Moving to sustainability by learning from successful fisheries', *Ambio : A Journal of the Human Environment* **36** : 296–303.
- Hilborn, R. (2011), 'Future directions in ecosystem based fisheries management : A personal perspective', *Fisheries Research* **108** : 235 – 239.
- Hilborn, R., J. M. L. Orensanz, and A. M. Parma (2005), 'Institutions, incentives and the future of fisheries', *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences* **360** : 47–57.
- Hollowed, A. B., N. Bax, R. Beamish, J. Collie, M. Fogarty, P. Livingston, J. Pope, and J. C. Rice (2000a), 'Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems?' *Ices Journal of Marine Science Journal of Marine Science : Journal du Conseil* **57** : 707–719.
- Hollowed, A. B., J. N. Ianelli, and P. A. Livingston (2000b), 'Including predation mortality in stock assessments : a case study for Gulf of Alaska walleye pollock', *Ices Journal of Marine Science : Journal du Conseil* **57** : 279–293.
- Hughes, T. P., D. R. Bellwood, C. Folke, R. S. Steneck, and J. Wilson (2005), 'New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems', *Trends in Ecology & Evolution* **20** : 380 – 386.
- IEA (2010), 'World energy outlook', Technical report, OECD/IEA, Paris.
- INSEE (2011), 'Projections de population à l'horizon 2040, Plus d'un demi-million de Guyanais', Technical report, INSEE.
- Isaac, V. J., R. V. E. Santo, B. Bentes, F. L. Fredou, K. R. M. Mourao, and T. Fredou (2009), 'An interdisciplinary evaluation of fishery production systems off the state of Para in North Brazil', *Journal of Applied Ichthyology* **25** : 244–255.
- Isaacs, M. (2012), 'Recent progress in understanding small-scale fisheries in Southern Africa', *Current Opinion in Environmental Sustainability* **4** : 338 – 343.



- Isaacs, M., M. Hara, and J. Raakjar (2007), ‘Has reforming South African fisheries contributed to wealth redistribution and poverty alleviation?’ *Ocean & Coastal Management* **50** : 301 – 313.
- Jacquet, J. and D. Pauly (2008), ‘Funding priorities : Big barriers to small-scale fisheries’, *Conservation Biology* **22** : 832–835.
- Jennings, S. (2005), ‘Indicators to support an ecosystem approach to fisheries’, *Fish and Fisheries* **6** : 212–232.
- Jennings, S. and A. S. Reville (2007), ‘The role of gear technologists in supporting an ecosystem approach to fisheries’, *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil* **64** : 1525–1534.
- Jennings, S. and J. Rice (2011), ‘Towards an ecosystem approach to fisheries in Europe : a perspective on existing progress and future directions’, *Fish and Fisheries* **12** : 125–137.
- Johnson, D. S. (2006), ‘Category, narrative, and value in the governance of small-scale fisheries’, *Marine Policy* **30** : 747 – 756.
- Kaitala, V. and M. Lindroos (1998), ‘Sharing the benefits of cooperation in high seas fisheries : a characteristic-function game approach’, *Natural resource modeling* **11** : 275–299.
- Kaitala, V. and M. Lindroos (2004), ‘When to ratify an environmental agreement : the case of the high seas fisheries’, *International Game Theory Review* **06** : 55–68.
- Kavanagh, P., N. Newlands, V. Christensen, and D. Pauly (2004), ‘Automated parameter optimization for Ecopath ecosystem models’, *Ecological Modelling* **172** : 141 – 149.
- Kavanagh, P. and T. Pitcher (2004), ‘Implementing Microsoft Excel Software for Rapfish : A Technique for the Rapid Appraisal of Fisheries Status’, Technical Report 12(2), Fisheries Centre Research Reports.
- Kelleher, K. (2005), *Discards in the world’s marine fisheries. An update*, FAO, Rome, fisheries technical paper. no. 470. edition.
- Keyl, F. and M. Wolff (2008), ‘Environmental variability and fisheries : what can models do?’ *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **18** : 273–299.
- Knowler, D. (2002), ‘A Review of Selected Bioeconomic Models with Environmental Influences in Fisheries’, *Journal of Bioeconomics* **4** : 163–181.
- Kristofersson, D. and K. Rickertsen (2009), ‘Highgrading in Quota-Regulated Fisheries : Evidence from the Icelandic Cod Fishery’, *American Journal of Agricultural Economics* **91** : 335–346.
- Kronbak, L. G. and M. Lindroos (2007), ‘Sharing Rules and Stability in Coalition Games with Externalities’, *Marine Resource Economics* **22**.
- Kwasniok, F. (2012), ‘Estimation of noise parameters in dynamical system identification with Kalman filters’, *Physical Review E* **86**.
- Kwon, O. (2006), ‘Partial International Coordination in the Great Fish War’, *Environmental and Resource Economics* **33** : 463–483.

- Larkin, S. L., S. Alvarez, S. G., O. A. Harte M. Adeogun, P. O. Abohweyere, H. K. Ogunbadejo, A. Tanko, and L. Jim-Saiki (2011), 'Practical Considerations in Using Bioeconomic Modelling for Rebuilding Fisheries', *OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers* **38**.
- Larkin, S. L., G. Sylvia, M. Harte, and K. Quigley (2006), 'Optimal Rebuilding of Fish Stocks in Different Nations : Bioeconomic Lessons for Regulators', *Marine Resource Economics* **21**.
- Lauenroth, W., I. Burke, and J. Berry (2003), 'The status of dynamic quantitative modeling in ecology', in Canham, CD and Cole, JJ and Lauenroth, WK, ed., *Models In Ecosystem Science*, pp. 32–48.
- Leadbitter, D. and T. J. Ward (2007), 'An evaluation of systems for the integrated assessment of capture fisheries', *Marine Policy* **31** : 458 – 469.
- Lehodey, P., I. Senina, and R. Murtugudde (2008), 'A spatial ecosystem and populations dynamics model (SEAPODYM) - Modeling of tuna and tuna-like populations', *Progress In Oceanography* **78** : 304–318.
- Leopold, M. (2004), *Guide des poissons de mer de Guyane*, Ifremer.
- Lercari, D. and E. A. Chavez (2007), 'Possible causes related to historic stock depletion of the totoaba, *Totoaba macdonaldi* (Perciformes : Sciaenidae), endemic to the Gulf of California', *Fisheries Research* **86** : 136–142.
- Levhari, D. and L. J. Mirman (1980), 'The Great Fish War : An Example Using a Dynamic Cournot-Nash Solution', *The Bell Journal of Economics* **11** : pp. 322–334.
- Levrel, A. (2012a), 'Diagnostic de Cynoscion acoupa (Acoupa rouge) en Guyane Française', Technical report, Ifremer.
- Levrel, A. (2012b), 'Estimation de la pêche illégale étrangère en Guyane Française', Technical report, Ifremer.
- Li, E. A. (1999), 'Cooperative high-seas straddling stock agreement as a characteristic function game.' *Marine Resource Economics* **13(4)** : 247–258.
- Lindroos, M. (2004a), 'Restricted coalitions in the management of regional fisheries organizations', *Natural Resource Modeling* **17** : 45–69.
- Lindroos, M. (2004b), 'Sharing the benefits of cooperation in the norwegian spring-herring fishery', *International Game Theory Review* **06** : 35–53.
- Liu, W.-H., K.-L. Lin, H.-T. Jhan, T.-L. Lin, D.-L. Ding, and C.-H. Ho (2011), 'Application of a Sustainable Fisheries Development Indicator System (SFDIS) for Better Management Outcomes in Taiwan Offshore and Coastal Fishery', *Coastal Management* **39** : 515–535.
- Livingston, P. A. and J. Jurado-Molina (2000), 'A multispecies virtual population analysis of the eastern Bering Sea', *Ices Journal of Marine Science* **57** : 294–299.
- Lotka, A. J. (1925), *Elements of physical biology*, Williams and Wilkins Company.
- Luce, R. and H. Raiffa (1957), *Games and Decisions*.

- Mace, P. (2004), 'In defence of fisheries scientists, single-species models and other scapegoats : confronting the real problems', *Marine Ecology Progress Series* **274** : 285–291.
- Magurran, A. E. (2007), 'Species abundance distributions over time', *Ecology Letters* **10** : 347–354.
- Mahon, R., L. Fanning, and P. McConney (2009), 'A governance perspective on the large marine ecosystem approach', *Marine Policy* **33** : 317 – 321.
- Mardle, S. and S. Pascoe (1999), 'A Review of Applications of Multiple-Criteria Decision-Making Techniques to Fisheries.' *Marine Resource Economics* **14** : 41 – 63.
- Martin, S. (2004), 'The cost of restoration as a way of defining resilience : a viability approach applied to a model of lake eutrophication', *Ecology And Society* **9**.
- Martinet, V. and F. Blanchard (2009), 'Fishery externalities and biodiversity : Trade-offs between the viability of shrimp trawling and the conservation of Frigatebirds in French Guiana', *Ecological Economics* **68** : 2960–2968.
- Martinet, V., O. Thébaud, and A. Rapaport (2010), 'Hare or Tortoise ? Trade-offs in Recovering Sustainable Bioeconomic Systems', *Environmental Modeling & Assessment* **15** : 503–517.
- Martins, A. S., L. B. dos Santos, G. T. Pizetta, C. Monjardim, and J. R. Doxsey (2009), 'Interdisciplinary assessment of the status quo of the marine fishery systems in the state of Espirito Santo, Brazil, using Rapfish', *Journal of Applied Ichthyology* **25** : 269–276.
- Mathew, S. (2003), 'Small-scale fisheries perspectives on an ecosystem-based approach to fisheries management', *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem* : 47–63.
- May, R. M., J. R. Beddington, C. W. Clark, S. J. Holt, and R. M. Laws (1979), 'Management of Multispecies Fisheries', *Science* **205** : 267–277.
- McClanahan, T., J. Castilla, A. White, and O. Defeo (2009), 'Healing small-scale fisheries by facilitating complex socio-ecological systems', *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **19** : 33–47.
- McGarigal, K., S. Cushman, and S. Stafford (2000), *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*.
- Mills, D., C. Béné, S. Ovie, A. Tafida, F. Sinaba, A. Kodio, A. Russell, N. Andrew, P. Morand, and J. Lemoalle (2011), 'Vulnerability in African small-scale fishing communities', *Journal of International Development* **23** : 308–313.
- Mullon, C., P. Cury, and L. Shannon (2004), 'Viability model of trophic interactions in marine ecosystems', *Natural Resource Modeling* **17** : 71–102.
- Munro, G., A. Van Houtte, and R. Willman (2004), 'The conservation and management of shared fish stocks : legal and economic aspects', FAO Fisheries Technical Paper 465, FAO, Rome.
- Munro, G. R. (1979), 'The Optimal Management of Transboundary Renewable Resources', *Canadian Journal of Economics* **12** : 355–76.

- Mutshinda, C. M., R. B. O'Hara, and I. P. Woiwod (2009), 'What drives community dynamics?' *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* **276** : 2923–2929.
- Neumayer, E. (1999), *Weak Versus Strong Sustainability : Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*, Edward Elgar. Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA.
- Nguyen, T. (2012), 'Ecosystem-Based Fishery Management : A Review of Concepts and Ecological Economic Models', *Journal of Ecosystems and Management* **13**.
- Nielsen, J. R., P. Degnbol, K. Viswanathan, M. Ahmed, M. Hara, and N. M. R. Abdullah (2004), 'Fisheries co-management : an institutional innovation? Lessons from South East Asia and Southern Africa', *Marine Policy* **28** : 151 – 160.
- Norse, E. A. (2010), 'Ecosystem-based spatial planning and management of marine fisheries : why and how?' *Bulletin of Marine Science* **86** : 179–195.
- Ortiz, M. and M. Wolff (2002), 'Application of loop analysis to benthic systems in northern Chile for the elaboration of sustainable management strategies', *Marine Ecology Progress Series* **242** : 15–27.
- Pauly, D., V. Christensen, and C. Walters (2000), 'Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries', *Ices Journal of Marine Science* **57** : 697–706.
- Pauly, D. and R. Watson (2005), 'Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity', *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **360** : 415–423.
- Pelletier, D. and S. Mahevas (2005), 'Spatially explicit fisheries simulation models for policy evaluation', *Fish and Fisheries* **6** : 307–349.
- Perry, A. L., P. J. Low, J. R. Ellis, and J. D. Reynolds (2005), 'Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes', *Science* **308** : 1912–1915.
- Pikitch, E. K., C. Santora, E. A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D. O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty, B. Heneman, E. D. Houde, J. Link, P. A. Livingston, M. Mangel, M. K. McAllister, J. Pope, and K. J. Sainsbury (2004), 'Ecosystem-Based Fishery Management', *Science* **305** : 346–347.
- Pimm, S. (1991), *The Balance of Nature ? : Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*, University of Chicago Press.
- Pitcher, T. J. (1999), 'Rapfish, a rapid appraisal technique for fisheries, and its application to the code of conduct for responsible fisheries', Technical Report FAO Fisheries Circular No. 947, FAO.
- Pitcher, T. J., D. Kalikoski, K. Short, D. Varkey, and G. Pramod (2009), 'An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries', *Marine Policy* **33** : 223 – 232.
- Pitcher, T. J. and D. Preikshot (2001), 'A rapid appraisal technique to evaluate the sustainability status of fisheries', *Fisheries Research* **49** : 255 – 270.

- Plaganyi, E. (2007), *Models for an ecosystem approach to fisheries*, Fisheries Technical Paper (FAO) No. 477.
- Polovina, J. (1984), ‘Model of a coral reef ecosystem.1. The Ecopath model and its application to French Frigate shoals’, *Coral Reefs* **3** : 1–11.
- Pomeroy, R., L. Garces, M. Pido, and G. Silvestre (2010), ‘Ecosystem-based fisheries management in small-scale tropical marine fisheries : Emerging models of governance arrangements in the Philippines’, *Marine Policy* **34** : 298 – 308.
- Potts, T. (2006), ‘A framework for the analysis of sustainability indicator systems in fisheries’, *Ocean & Coastal Management* **49** : 259 – 280.
- Péreau, J.-C., L. Doyen, L. Little, and O. Thébaud (2012), ‘The triple bottom line : Meeting ecological, economic and social goals with individual transferable quotas’, *Journal of Environmental Economics and Management* **63** : 419 – 434.
- Prellezo, R., P. Accadia, J. L. Andersen, B. S. Andersen, E. Buisman, A. Little, J. R. Nielsen, J. J. Poos, J. Powell, and C. Rockmann (2012), ‘A review of EU bio-economic models for fisheries : The value of a diversity of models’, *Marine Policy* **36** : 423 – 431.
- Punt, A. E., R. A. Deng, C. M. Dichmont, T. Kompas, W. N. VENABLES, S. Zhou, S. Pascoe, T. Hutton, R. Kenyon, T. van der Velde, and M. Kienzle (2010), ‘Integrating size-structured assessment and bioeconomic management advice in Australia’s northern prawn fishery’, *ICES Journal of Marine Science* **67** : 1785–1801.
- Regan, H., M. Colyvan, and M. Burgman (2002), ‘A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology’, *Ecological Applications* **12** : 618–628.
- Rice, J. (2003), ‘Environmental health indicators’, *Ocean and Coastal Management* **46** : 235–259.
- Ridgley, M. A. and F. R. Rijsberman (1992), ‘Multicriteria evaluation in a policy analysis of a rhine estuary1’, *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **28** : 1095–1110.
- Rochet, M. and V. Trenkel (2003), ‘Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals’, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60** : 86–99.
- Rougé, C., J.-D. Mathias, and G. Deffuant (2013), ‘Extending the viability theory framework of resilience to uncertain dynamics, and application to lake eutrophication’, *Ecological Indicators* **29** : 420 – 433.
- Saaty, T. (1980), *The Analytic Hierarchy Process*.
- Salas, S. and D. Gaertner (2004), ‘The behavioural dynamics of fishers : management implications’, *Fish and Fisheries* **5** : 153–167, times Cited : 39.
- Schaefer, M. (1954), ‘Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries’, *Bulletin of the Inter-American tropical tuna commission* **1** : 25–26.

- Schaefer, M. (1957), 'Some Considerations of Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of the Commercial Marine Fisheries', *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **14** : 669–681.
- Sharp, G. D. (2003), 'Future climate change and regional fisheries : a collaborative analysis', Fisheries Technical Paper 452, FAO, Rome.
- Shin, Y.-J. and P. Cury (2001), 'Exploring fish community dynamics through size dependent trophic interactions using a spatialized individual based model', *Aquatic Living Resources* **14** : 65–80.
- Shin, Y.-J. and P. Cury (2004), 'Using an individual-based model of fish assemblages to study the response of size spectra to changes in fishing', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61** : 414–431.
- Sinclair, M., R. Arnason, J. Csirke, Z. Karnicki, J. Sigurjonsson, H. R. Skjoldal, and G. Valdimarsson (2002), 'Responsible fisheries in the marine ecosystem', *Fisheries Research* **58** : 255 – 265.
- Sparholt, H. (1995), 'Using the MSVPA/MSFOR model to estimate the right-hand side of the Ricker curve for Baltic cod', *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil* **52** : 819–826.
- Sumaila, U. R. (1999), 'A review of game-theoretic models of fishing', *Marine Policy* **23** : 1–10.
- Sumaila, U. R. (2010), 'A Cautionary Note on Individual Transferable Quotas', *Ecology and Society* **15**.
- Sumaila, U. R. and D. Pauly (2007), 'All fishing nations must unite to cut subsidies', *Nature* **450**.
- Taylor, B., P. Wade, D. De Master, and J. Barlow (2000), 'Incorporating uncertainty into management models for marine mammals', *Conservation Biology* **14** : 1243–1252.
- Tesfamichael, D. and T. Pitcher (2006), 'Multidisciplinary evaluation of the sustainability of Red Sea fisheries using Rapfish', *Fisheries Research* **78** : 227 – 235.
- Thebaud, O. and F. Blanchard (2011), *Fishing the Food Web : integrated analysis of changes and drivers of change in fisheries of the Bay of Biscay*, Wiley-Blackwell, pp. 90–104.
- Thorpe, A., N. Andrew, and E. Allison (2007), 'Fisheries and poverty reduction', *CAB Reviews : Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* **2** : 2–12.
- Thurstan, R. H., S. Brockington, and C. M. Roberts (2010), 'The effects of 118 years of industrial fishing on UK bottom trawl fisheries', *Nature Communications* **1**.
- Ticheler, H., J. Kolding, and B. Chanda (1998), 'Participation of local fishermen in scientific fisheries data collection : a case study from the Bangweulu Swamps, Zambia', *Fisheries Management and Ecology* **5** : 81–92.
- Tichit, M., L. Doyen, J. Y. Lemel, O. Renault, and D. Durant (2007), 'A co-viability model of grazing and bird community management in farmland', *Ecological Modelling* **206** : 277–293.

- Tjelmeland, S. and B. Bogstad (1998), 'MULTSPEC - a review of a multispecies modelling project for the Barents Sea', *Fisheries Research* **37** : 127–142.
- Tjelmeland, S. and U. Lindstrom (2005), 'An ecosystem element added to the assessment of Norwegian spring-spawning herring : implementing predation by minke whales', *ICES Journal of Marine Science* **62** : 285–294.
- Tu, P. and E. Wilman (1992), 'A generalized predator prey model - Uncertainty and management', *Journal of Environment Economics and Management* **23** : 123–138.
- Uchmanski, J. and V. Grimm (1996), 'Individual-based modelling in ecology : what makes the difference?' *Trends in Ecology & Evolution* **11** : 437 – 441.
- Verhulst, P.-F. (1838), 'Notice sur la loi que la population poursuit dans son accroissement.' *Correspondance Mathématique et Physique* **10** : 113–121.
- Volterra, V. (1926), 'Variazioni e fluttuazioni del numero di individui in specie animali conviventi', *Memorie della Accademia dei Lincei Series 6* **2** : 1–113.
- Von Neumann, J. and O. Morgenstern (1947), *Theory of Games and Economic Behavior*.
- Ward, T. J. (2000), 'Indicators for assessing the sustainability of Australia's marine ecosystems', *Mar. Freshwater Res.* **51** : 435–446.
- World Bank (2010), *The Hidden Harvests : the global contribution of capture fisheries. Agriculture and Rural Development Department. Sustainable Development Network.*, World Bank/FAO/WorldFish, Washington DC.
- Worm, B., R. Hilborn, J. K. Baum, T. A. Branch, J. S. Collie, C. Costello, M. J. Fogarty, E. A. Fulton, J. A. Hutchings, S. Jennings, O. P. Jensen, H. K. Lotze, P. M. Mace, T. R. McClanahan, C. Minto, S. R. Palumbi, A. M. Parma, D. Ricard, A. A. Rosenberg, R. Watson, and D. Zeller (2009), 'Rebuilding Global Fisheries', *Science* **325** : 578–585.
- Worm, B. and R. A. Myers (2004), 'Managing fisheries in a changing climate', *Nature* **429**.
- Yi, S.-S. (1997), 'Stable Coalition Structures with Externalities', *Games and Economic Behavior* **20** : 201–237.
- Yodzis, P. (1994), 'Predator-Prey theory and management of mulispecies fisheries', *Ecological Applications* **4** : 51–58.





---

---

## Chapitre II

---

Sustainability of tropical small-scale fisheries :  
integrated assessment in French Guiana

# Sustainability of tropical small-scale fisheries : integrated assessment in French Guiana

A.A. Cissé<sup>a,b</sup>, F. Blanchard<sup>a</sup>, O. Guyader<sup>c</sup>

<sup>a</sup>*IFREMER, Domaine de Suzini, BP 477, 97331 Cayenne, French Guiana, France.*

<sup>b</sup>*CEREGMIA, Université des Antilles et de la Guyane, 2091 route de Baduel, BP 266, 97326 Cayenne, French Guiana, France.*

<sup>c</sup>*IFREMER, UMR AMURE, Département d'économie maritime, Centre de Brest, BP 70, 29280 Plouzane, France.*

*Revision in Marine Policy.*

*Presented at IIFET 2012 conference.*

## Abstract

Like many tropical small-scale fisheries, the French Guiana coastal fishery is characterized by the high fish biodiversity of its ecosystem, the weak selectivity of the fleets exploiting the resources and the heterogeneity of the vessels in terms of size and fishing techniques. We use Rapfish method (Pitcher and Preikshot (2001)) to assess sustainability within 11 fishery systems through 27 attributes related to ecological, economic, social and technological fields. Overall results point out an average performance in the scale of weak sustainability. Comparisons made among the FSs show a gradient of sustainability performance from the west coast to the east coast. Several recommendations have been formulated to raise the current strong 'sustainability' status as for example the reduction of discards. This study is used as a complementary tool to bioeconomic model in order to define a sustainable management of the French Guiana coastal fishery.

*Keywords* : French Guiana, small-scale fishery, sustainability, Rapfish.

# 1 Introduction

The traditional tools used to manage fisheries are more adapted to homogeneous fleets, targeting one species (Pikitch *et al.*, 2004; Worm *et al.*, 2009). Simple catch and effort data are no longer sufficient to satisfy the interests of the different stakeholders and the need to improve knowledge about small scale fisheries in order to secure their sustainable development is increasingly recognized (FAO, 1995; Salas *et al.*, 2007; Chuenpagdee, 2011; Guyader *et al.*, 2013). The necessity of integrated approaches to tackle sustainability issues in a complex framework is now acknowledged (Leadbitter and Ward, 2007; Garcia *et al.*, 2008). However there is a lack of operational methodology to assess and manage heterogeneous small scale fisheries exploiting many species, accounting also for an ecosystem approach despite their socio-economic importance especially in developing countries. Within the techniques that aim the integrated assessment of fisheries, Rapfish method is well ranked (Leadbitter and Ward, 2007) and appears to be the most suitable to our purpose since it takes into account the multidisciplinary endeavor in fisheries in addition to ecological considerations. This method provides rapid assessment of fisheries status and does not need extensive data. It relies upon ordination of scored attributes grouped in ecological, economic, social and technological sustainability fields performed by using multi-dimensional scaling (MDS) including uncertainties. The Rapfish ability to assess the sustainability status has been largely tested on fisheries worldwide<sup>1</sup>. More recently, this technique has been used in several tropical coastal fisheries in Brazil (Andriquetto-Filho *et al.*, 2009; Castello *et al.*, 2009; Isaac *et al.*, 2009; Lessa *et al.*, 2009; Martins *et al.*, 2009). In the disciplinary field of economics, the substitutability among environmental assets and man-made capital is debated in the context of ecological and resource economics (Neumayer, 1999). According to neoclassical economists, ecological decline may be compensated by maintaining the overall welfare of society. This is the so-called weak sustainability position. However, in the long term, ‘ecological decline’ (stock depleted, species loss, habitats alteration...) drive to alteration of goods and services provided by the ecosystems such as incomes from exploitation, and in turn do not allow anymore the maintain of the society welfare. In a same way, but in the disciplinary field of fisheries science, defining the maximum biological sustainable yield (MSY) was a basis for fisheries management. As ecosystem effects of fishing was ignored, so as economical viability of the fisheries, we could also say that this approach is also a weak sustainability position. Actually, it has been recognized now that a more systemic approach was necessary because the exploited resource and the fisheries exploiting them depend on socio-ecological interactions. Hence there is nowadays a widespread acceptance that a more integrated perspective is needed that would embrace both marine biodiversity preservation and economic and social objectives into account. In this context, the Ecosystem Approach emerged as a promising approach. The strong sustainability paradigm (Daly, 1990, 1996), no substitutability between different types of ‘capital’ (natural or manmade), seems then is more consistent. The diagnostic provided here

---

1. See official Rapfish website for more details :<http://www.rapfish.org>

via an assessment carried out with the Rapfish method take explicitly into account several dimensions such as natural and human-made capital. The French Guyana coastal fishery had been neglected since a long time as it served exclusively for the local food demand. Moreover, this fishery is more complex with various landing sites, numerous species exploited and partly informal. With the decline of the shrimp fishery, the great potential of this fishery has been exposed (Chaboud *et al.*, 2008). In fact, the coastal fishery has yielded more than the shrimp and the red snappers fisheries since 2008. The coastal fishery is monitored since 6 years but no stock assessment has been carried out so far. Nevertheless the biodiversity associated with this resource does not seem to be threatened by fishing activities as the yields seem stable up to 2010. Therefore the fish yields are not the same in all the fishing areas. Recent socio-economic studies highlight the difficulties of some fleets to generate profits mainly because of the low selling prices and the high and fluctuant input costs like fuel. The French Guiana total population is around 250,000 and demographic projections show it will double over the next 20 years, thus bringing up the fish demand fulfillment issue. More generally, the question of integrated assessment, taking into account all dimensions has never been asked. In this paper, we try to diagnose French Guiana coastal fishery sustainability under ecological, economic, social and technological dimensions together using Rapfish. We also aim to identify important factors related to sustainability needing involvement. The paper is structured as follows : Section 2 presents in more details the French Guiana coastal fishery ; Section 3 gives insights on the data used and the Rapfish methodology ; Section 4 is devoted to depict the results on each dimension ; Findings are discussed in section 5 ; The last section draws a conclusion.

## 2 Case study

The continental shelf of French Guiana is a tropical ecosystem under the influence of the Amazon estuary, as is the entire North Brazil Shelf Large Marine Ecosystem (LME) that contains a high biodiversity (Leopold, 2004). With a 350 km coastline, French Guiana benefits from a 130,000 km<sup>2</sup> exclusive economic zone (EEZ) including 50,000 km<sup>2</sup> of continental shelf, limited in the west by Suriname and in the east by Brazil. The coastal fishery operates in a 16 km offshore zone with depths from 0 to-20 m and the fishing areas are close to the landing points. The eight main landing points are spread along the coastline. The major one, Cayenne receives one third of the total annual landings, which is estimated around 3,000 tons each year and are in progress as reported in the Ifremer<sup>2</sup> data collection (<http://www.ifremer.fr/guyane/Chiffres-cles>). This fishery currently involves about 200 wooden boats that are less than 12 meters long. Traditionally, four kinds of vessel are identified (Bellail and Dintheer, 1992) : ‘Pirogues’ (P), ‘Canots créoles’ (CC), ‘Canots créoles améliorés’ (CCA) and ‘Tapouilles’ (T). The ‘Pirogues’ which are canoes equipped with an outboard engine, fish for a few hours

---

2. French Research Institute for Exploration of the Sea.

essentially in estuaries using stored ice in an old refrigerator. Compared to ‘Pirogues’, ‘Canots créoles’ are more adapted to sea navigation. ‘Canots créoles améliorés’ have cabins and ice tanks which enables them to fish for several days. ‘Tapouilles’ are wider boats with a cabin and an inboard diesel engine. Catches are conserved in ice and the trips last up to 10 days. Even if some fishermen use several gears including long line and hooks, the main gears used are drifted or fixed nets, with mesh sizes between 40 and 100 mm. The fleets have a low range of action and operate relatively in different fishing areas. More than 30 coastal species are exploited and about 15 species, including weakfishes, catfishes and sharks, represent more than 90% of the production. The first species in the landing is the Acoupa Weakfish (*Cynoscion acoupa*) holding around 40% of the total landing followed by Green Weakfish (*Cynoscion virescens*) and Crucifix Catfish (*Sciades proops*) with respectively 13% and 11%. As an overseas region of the EU, French Guiana Coastal fishery is managed by the French and the European regulations through technical measures (maximum net length, minimum mesh size and marine protected area) and access regulation (European authorization and regional licenses). Despite this, an important part of this fishery remains informal as one third of the active vessels do not have authorization. There is no quota for catches, and no limitation concerning exploited species and their size. The French Guiana coastal fishing area is also illegally exploited by foreign Brazilian and Surinamese fleets. The foreign illegal catches are estimated at least twice as many as those of the French Guiana (Levrel, 2012).

## 3 Methods

### 3.1 Data collection

With observation system implemented by Ifremer since 2006, production and fishing effort values are collected on a daily basis at the main landing points by observers from local communities. An exhaustive observation of the fishing effort is performed due to the small number of actives boats (approximately 200). The landings of seventy five percent (75%) of the fishing activity are observed on a daily basis from January to December. Each year, some 3,600 landings are recorded. For each landing, the production by species is either estimated by the observers or reported by the fishermen. Other information is also collected, such as the trip duration, the net length, the fishing area, the crew number, the quantity of ice and fuel consumed. For this study, we used data from 2006 to 2009. Two socio-economic surveys were carried out in this field in 2009 and 2011. Only vessels with significant fishing effort were sampled. The objective was to get economic data from a sample of vessels representative of the different segments. The sampling strategy used for vessel sampling selection was similar to the one developed for mainland France (Van Iseghem *et al.*, 2011). The questions were based on a monetary approach that also includes social indicators. The questionnaire consists of nine main sections in logical order ; surveys are conducted with vessel owners about their fishing activities, their related ear-

nings and costs, and more specifically, on the characteristics of their fishing vessel. The latter includes the type of hull, engine, fishing gear, electronic equipment, and the related costs. The survey also includes questions about family implication in fishing activity, fishermen education level, conflicts and discards. Technical documents (in French) describing the methodology, from sampling optimization to the questionnaire, and the software used to record the information collected are available on the Ifremer website<sup>3</sup>. Around 40 % of the active boat owners were questioned. The socio-economic surveys and the regular data collection concern both the legal and illegal coastal vessels of the fishery. Data collected from the economic survey were validated vessel by vessel and variable by variable in several stages, including tests on quality, consistency, and continuity between variables. All economic variables were compiled in accordance with the definitions in Appendix VI of EC (2008).

### 3.2 Selection of Fisheries systems (FS)

To tackle the spatial repartition of the fleets and their heterogeneity, the French Guiana coastal fishery has been split into 11 Fishery Systems (FS) according to landing sites and vessel types (Table II.1) since they use nets and do not target a specific species. The fishing areas of the FSs are distinct as the landings sites are distant from each other and the types of vessel allow them to operate more or less close to the coast.

**Tableau II.1** – The 11 Fishing Systems

Landing sites	Vessel types	Number of vessels actives (2010)	Acronyms	Code
Saint Laurent	Canot Créole	8	SL_CC	1
Awala-Yalimapo	Pirogue	23	AY_P	2
Sinnamary	Canot Créole Amélioré	17	SI_CCA	3
Sinnamary	Canot Créole	3	SI_CC	4
Kourou	Canot Créole Amélioré	3	K_CCA	5
Kourou	Canot Créole	8	K_CC	6
Cayenne	Tapouille	6	C_T	7
Cayenne	Canot Créole Amélioré	17	C_CCA	8
Cayenne	Canot Créole	15	C_CC	9
Montjoly	Canot Créole Amélioré	16	M_CCA	10
Saint Georges	Canot Créole	15	SG_CC	11

### 3.3 Choice of attributes and scoring

An attribute is a characteristic that quantitatively describes a fishery system and should reflect sustainability inside each dimension (Pitcher and Preikshot, 2001). To adapt Rapfish analysis on the present case study, attributes were chosen from different sources (Pitcher and Preikshot, 2001; Castello *et al.*, 2009; Isaac *et al.*, 2009). For each FS, 50 attributes corresponding to 6 dimensions (ecological, economic, social, technological, ethical and management) were

---

3. <http://www.ifremer.fr/sih/>

pre-selected. In concordance with Pitcher and Preikshot (2001) 23 attributes and 2 dimensions were removed from our analysis as attributes would be easily and objectively scored and data used to score each chosen attributes should be available for each FS. Data used to score the attributes are all quantitative. Each attribute has been scaled and values were specified to each fishery system. We refer to the scale system of the ‘Standard’ attributes proposed by the Rapfish Group of the University of British Columbia’s Fisheries Centre. Attributes and scoring schemes are available in Table II.2.

**Tableau II.2** – List of attributes and scoring framework.

	Good	Bad	Notes	References
<i>Ecological analysis</i>				
Recruitment variability	0	10	Estimated by the production variability from 2005 to 2009 (coefficient of variability) : low < 20% (0-1) ; medium 20-60% (2-5) ; high 60-100% (6-8) ; very high >200% (9-10)	Standard attributes
Size of fish	0	10	Has average fish size landed reduced in past 5-10 years ; no or very little (0-1) ; a gradual change (2-5) ; a rapid large change (6-8), major rapid reduction (9-10).	Standard attributes
Discards	0	10	Percentage of target catch : low 0-10% (0-1) ; medium 10-40% (2-5) ; high > 40% (6-8) ; very high > 100% (9-10)	Standard attributes
Trophic level	10	0	Average of trophic level of species in catch x 2.	Tesfamichael and Pitcher (2006)
Change in trophic level	0	10	Is trophic level of species in catch decreasing during the last 4 years : no or very little (0-2) ; a gradual change (3-5) ; a rapid large change (6-8) ; major rapid reduction (9-10).	Tesfamichael and Pitcher (2006)
<i>Economic analysis</i>				
Average wage	10	0	Do fishers make more or less than the average person ? Much less (0-2) ; less (3-4) ; the same (5-6) ; more (7-8) ; much more (9-10)	Standard attributes
Profitability	10	0	Annual profit rate ; very loss-making : < -10% (0-2) ; unprofitable : -10 to 0% (3-4) ; profitable 0-20% (5-7) ; very profitable > 20% (8-10)	Standard attributes
Other income	0	10	In this fishery, fishing is mainly : casual (0-2), part-time (3-5) ; seasonal (6-8) ; full-time (9-10)	Standard attributes
Sector employment	0	10	Employment in formal sector of this fishery : <10% (0-3) ; 10-20% (4-7) ; >20% (8-10) ; >30% (compared to all the other fisheries at the same scale of analysis).	Standard attributes
Market	0	10	Market is principally : local (0-2) ; regional/local (3-5) ; national/regional (6-8) ; local/international (9-10)	Standard attributes
Subsidy	0	10	Are subsidies (including hidden subsidies) provided to support the fishery ? no (0-2) ; somewhat (3-4) ; large subsidies (5-6) ; heavily reliant (7-8) ; almost completely reliant on subsidies (9-10).	Standard attributes
Average catch price	10	0	(euros per kg) : very low 0-2 euros (0-2) ; low 2-2.5 euros (3-4) ; medium 2.5-3 euros (5-6) ; 3-4 euros (7-8) ; very high > 4 euros (9-10)	Isaac <i>et al.</i> (2009)
Average production per year	10	0	Relative weight of the landings compared to all FSs landings : < 10% (0-3) ; 10-20% (4-7) ; >20 (8-10)	Isaac <i>et al.</i> (2009)
Cost of equipment	0	10	Percentage of the equipment costs in the total income : 0-10% (0-2) ; 10-20% (3-4) ; 20-30% (5-6) ; 30-40% (7-8) ; >40% (9-10)	Isaac <i>et al.</i> (2009)
Dependence on middlemen	0	10	Dependence rate( part of the income with middlemen on the total income) : 0% (0) to 100%(10)	Isaac <i>et al.</i> (2009)
<i>Social analysis</i>				
Education level	10	0	Education level compared to population average : much lower(0-3) ; lower (4-6) ; close(7-8) ; superior(9-10)	Tesfamichael and Pitcher (2006)
Conflict status	0	10	Level of conflict with other sectors : almost none, 0-10% (0-2) ; some,11-40% (3-5) ; lots 41-60%(6-8) ; a great amount 61-100%(9-10)	Standard attributes
Kin participation	10	0	Do kin sell and/or process fish ? Almost none,0-10% (0-2) ; a few relatives 10-40% (3-5) ; some relatives (6-8) ; fishery is mainly kin (9-10)	Isaac <i>et al.</i> (2009)
Origin of fishermen	0	10	Local (0-2) ; local/regional (3-4) ; border country (5-7) ; distant country (8-10)	Isaac <i>et al.</i> (2009)
Healthcare	0	10	Evaluated according to distance from major health centers : 0-20km (0-3) ; 21-50km (4-6) ; 51-100 km (6-8) ; ≥ 100km (9-10)	Castello <i>et al.</i> (2009)
Residence quality	10	0	Poor :Fishers live in the boat (0) to Excellent : House with all commodities (10)	Castello <i>et al.</i> (2009)
Place of residence	10	0	Isolated village (0-2) ; village(3-4) ; town(5-7) ; large town(8-10)	Castello <i>et al.</i> (2009)
<i>Technological analysis</i>				
Trip length	0	10	Average days at sea per fishing trip : 1 or less (0-1) ; 2-4 days (2-4) ; 5-8 days (5-6) ; 8-10 days (7-8) ; more than 10 days (9-10).	Standard attributes
Pre-sale processing	10	0	Processing before sale, [e.g., gutting, filleting, salting] none (0-2) ; some (3-5) ; a lot (6-8) ; a great deal (9-10)	Standard attributes
Selective gear	10	0	Device(s) and/or handling of gear to increase selectivity and reduce bycatch ? Very little (0-2) ; some (3-5) ; a lot (6-8) ; a great amount (9-10)	Standard attributes
Vessel size	0	10	Average length of vessels : <5m (0-2) ; 5-9m (3-4) ; 10- 12m (5-6) ; 13-20m (7-8) ; >20m (9-10)	Standard attributes
Power Source	0	10	any (0) ; <30 HP(1-3) ; 30-60 HP (4-5) ; 60-100 HP (6-7) ; 100-140 HP (8-9) ; >140 HP(10)	Castello <i>et al.</i> (2009)

### 3.4 Analysis

To perform the Rapfish analysis, we use the ‘add-in’ for Microsoft’s Excel<sup>4</sup> as described in Kavanagh and Pitcher (2004). Rapfish uses a statistical ordination technique, a Multi-Dimensional Scaling (MDS) to reduce the NxM matrix of fisheries (N) and attributes (M) to generate a Nx2 dimensional space that represents the sustainability of each FS along a scale from 0% to 100%. The ‘good’ fishery (100% sustainability score) represents the best possible score, while the ‘bad’ fishery (0% sustainable score) stands for the worst score for all the attributes. Additional fixed reference points, expressing two half-way scores, are included in the ordination to ensure that new evaluations do not flip vertically their mirror, as well as random reference points (‘anchors’ fisheries) added to ‘minimize shifts when overlaying points from different analyses’. Attribute scores were normalized so that they all have equal weight in the analysis. The ‘stress’ values indicate the goodness of the ordination, values below 0.25 are considered acceptable (Pitcher and Preikshot, 2001). Uncertainty is expressed for each evaluation field using Monte Carlo sampling from normal distribution with 95% confidence interval. Five-hundred runs were made and the median as well as the 50% inter-quartile range of the scatter provided upper and lower extreme values for each attribute (Kavanagh and Pitcher, 2004). A leverage analysis was performed to identify the different attributes that have proportionally the largest influence on the results. This was done by dropping sequentially each attribute from the MDS analysis.

## 4 Results

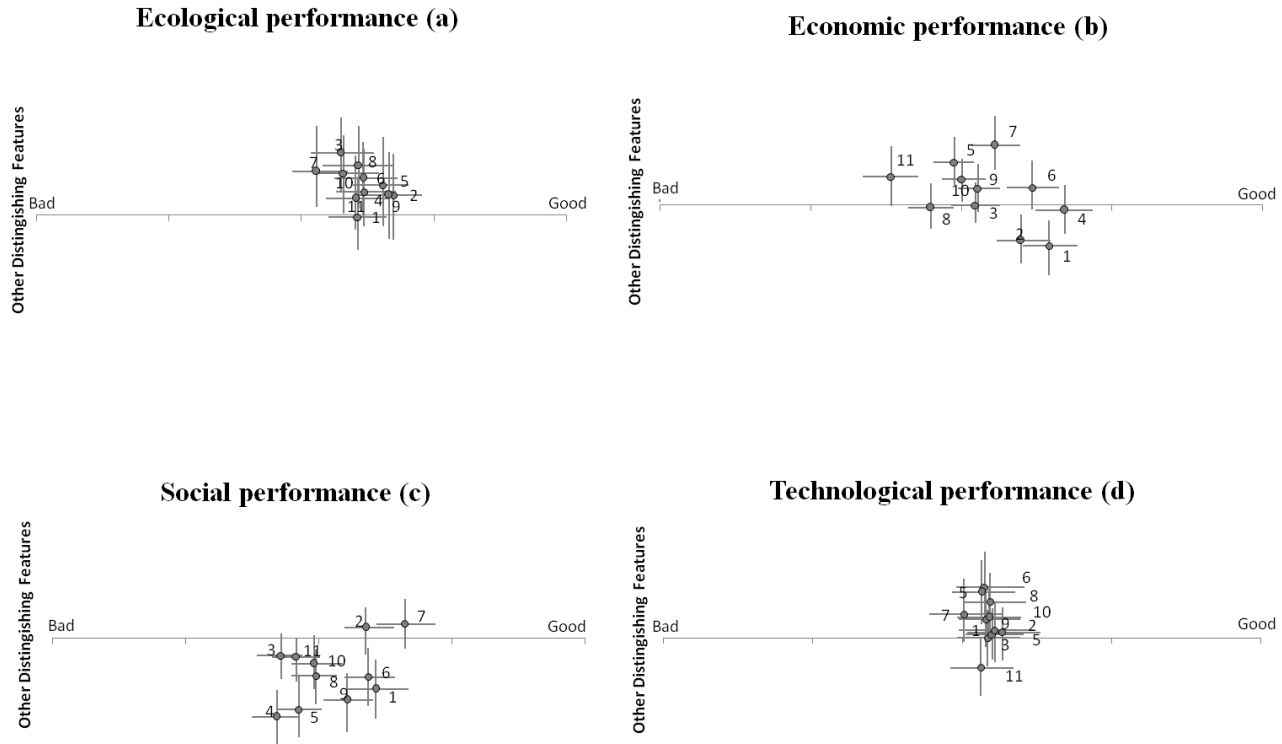
Figure II.1 shows two dimensional plots for the status results from the MDS ordinations. The fisheries are spread on the X-axis according to their relative sustainability in each evaluation. The vertical distribution of the fisheries on the Y-axis expresses differences not related to sustainability. Figure II.2 shows the different FS scores in order of performance rating in each dimension (X-axis figure II.1). Following Pitcher *et al.* (2009), we considered scores over 70% as ‘good’ and FS may be reasonably regarded as sustainable in the corresponding evaluation field. Scores over 60% but under 70% are assumed ‘acceptable’ but in need of improvement, while ratings of 40% and less depict a ‘failing grade’ in terms of sustainability. Kurkal’s stress and RSQ show good ordination for all evaluations (‘Stress’  $\leq 0.25$ ) except for the technological dimension (Table II.3). Figure II.3 illustrates the leverage of individual attributes. Concerning the ecological analysis, the attributes that influence the ordination position most are ‘trophic level’ and ‘discards’ with standard error (S.E.) about respectively 6.8% and 6.7%. The leverage of other attributes stands between 1.6% and 5.2%. In the economic dimension, the leverage shows a greater homogeneity with leverage ranging from 1.2% to 3.4%. Regarding the social dimension, the ‘origin of fishermen’ attribute has the highest influence (S.E about 4.4%), follo-

---

4. This ‘add-in’ can be downloaded from the Rapfish official website : <http://www.rapfish.org>



wed by ‘healthcare’ and ‘kin participation’ with respectively 4.3% and 4.1% (S.E). The lowest values of the attributes leverage are observed in technological ordination with leverage ranging from 1% to 3% (S.E). There is no attribute that dominates in this analysis since they all have leverage below 10% (Tesfamichael and Pitcher, 2006).



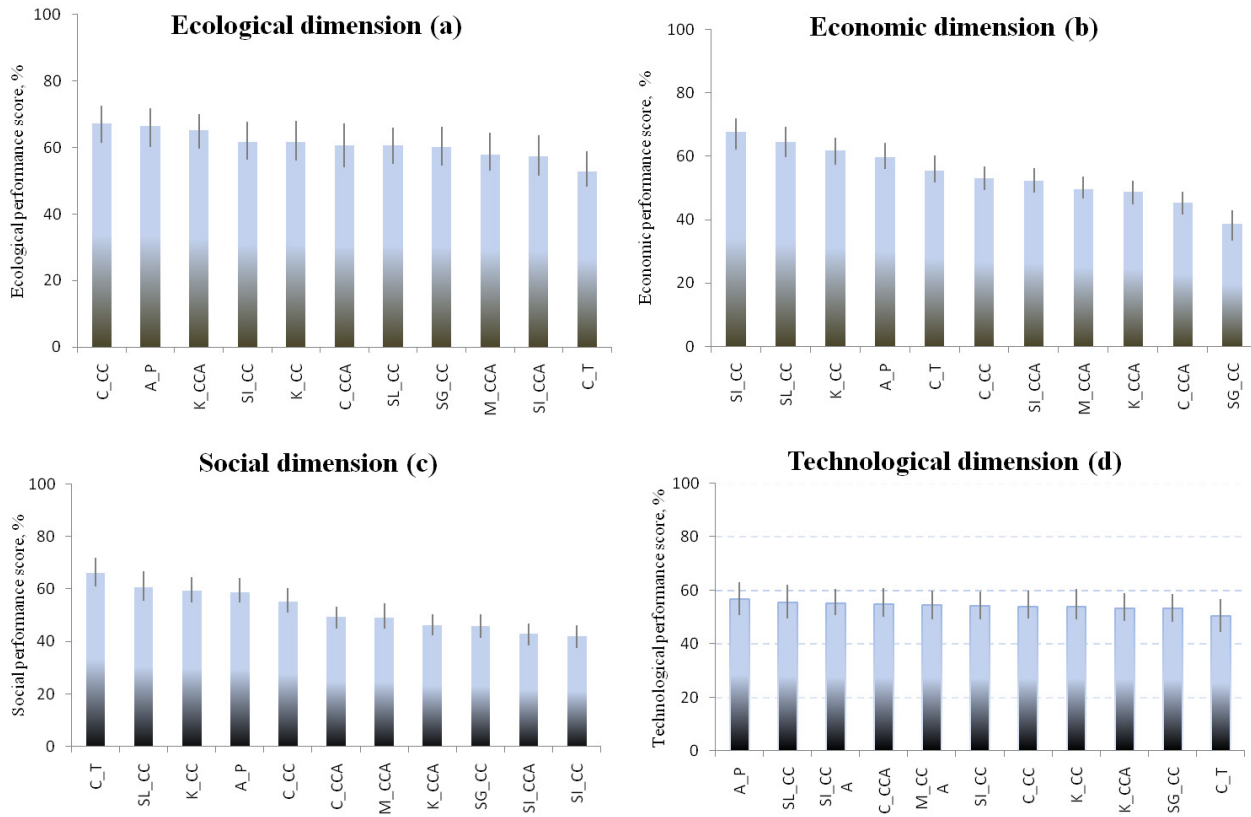
**Figure II.1** – Two-dimensional ordination plots from the MDS analyses; horizontal axis indicates performance score (from ‘Bad’ to ‘Good’); Vertical position relates to the other distinguishing features; Thin lines represent the inter-quartile (IQ) ranges from 500 Monte Carlo simulations; See table II.1 for fishery codes.

**Tableau II.3** – Kurkal’s stress and RSQ for the different evaluation fields.

Evaluation fields	Kurkal’s stress	RSQ
Ecological	0.200	0.940
Economic	0.174	0.912
Social	0.208	0.903
Technological	0.282	0.864

### 4.1 Ecological dimension

In the two-dimensional ordination plot of the ecological field (figure II.1-a) FSs are relatively clumped. The ecological performances range in the median from 52.8% to 67.3%. The FS with the lowest score in the ecological evaluation is ‘C\_T’ (FS n°7 in figure II.1-a) made up by ‘Tapouille’ fleet and landing in Cayenne. Only 3 FSs have the uppermost confidence limits



**Figure II.2** – Sustainability performance rating for French Guyana coastal fisheries in four evaluation fields. Fisheries are shown in order of performance rating from left to right; Thin lines represent the inter-quartile (IQ) ranges from 500 Monte Carlo simulations; See table II.1 for fishery codes.

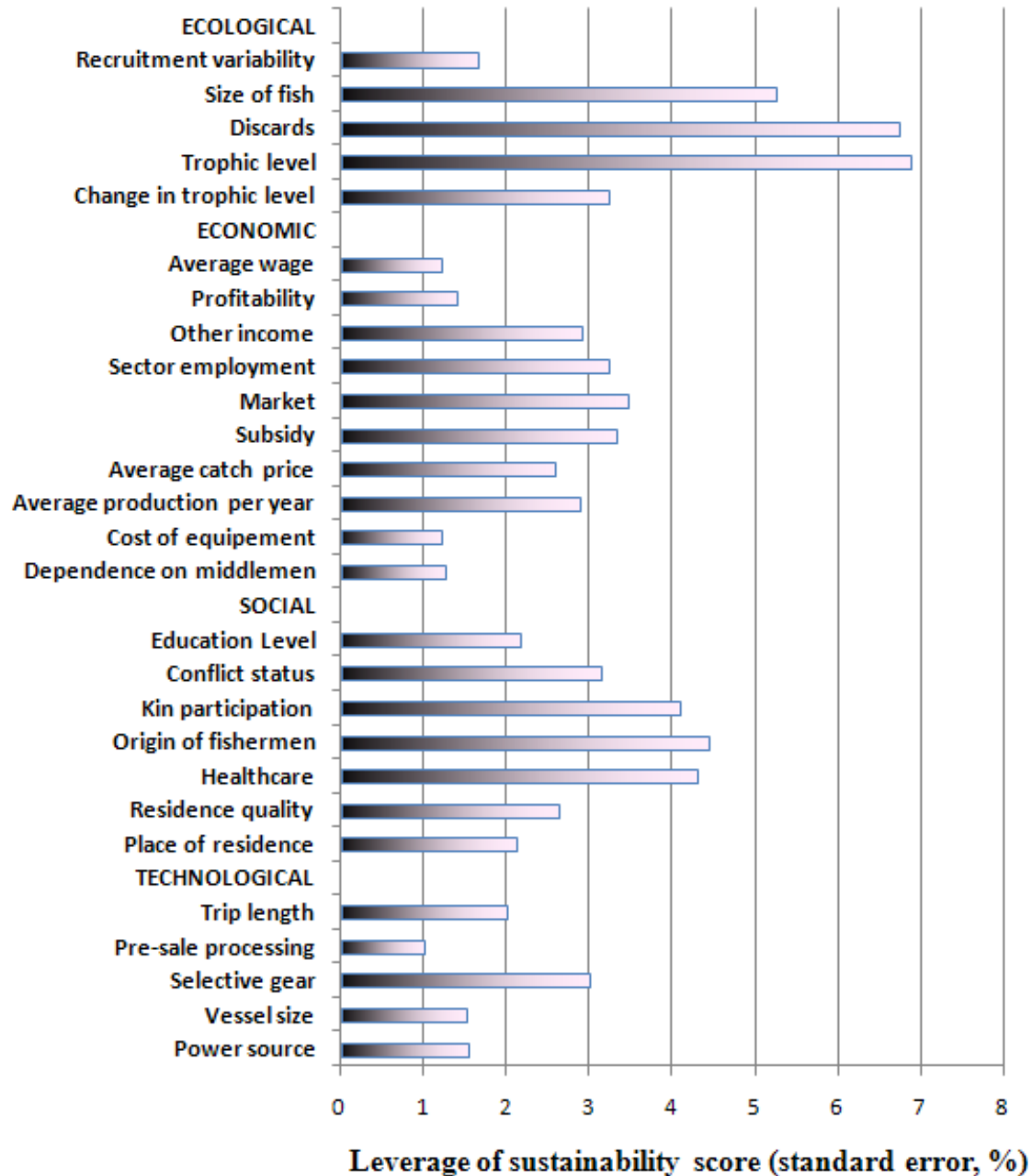
surpassing the ‘good’ 70% threshold and 8 FSs have the lowest confidence limits below the ‘acceptable’ 60% score (figure II.2-a).

## 4.2 Economic dimension

FSs are more spread in the two-dimensional economic ordination (figure II.1-b). The economic performance scores rank in the median from 38.3% to 67.1%. The FS with the lowest score in the economic evaluation is ‘SG\_CC’ (FS n°11 in figure II.1-b) made up by ‘Canot créole’ fleet and landing in Saint Georges. The first 4 FSs in this dimension are ‘SI\_CC’, ‘SL\_CC’, ‘K\_CC’ and ‘A\_P’, made up by ‘Canot créole’ and ‘Pirogue’ fleets. Only one FS have the highest confidence limits over the ‘good’ 70% threshold and 9 FSs have the lowest confidence limits below the ‘acceptable’ 60% score (figure II.2-b).

## 4.3 Social dimension

The two-dimensional social ordination (figure II.1-c) does not show any particular FSs cluster. The social performance scores range from 42.1% to 66.1%. The best FS in the social evaluation is ‘C\_T’ (FS n°7 in figure II.1-c) made up by ‘Tapouille’ fleet and landing in Cayenne.



**Figure II.3** – Leverage of attributes, given by the mean standard error (S.E), in their respective evaluation field.

‘C\_T’ holds the highest confidence limits beyond the ‘good’ 70% threshold and the other FSs have the lowest confidence limits below the ‘acceptable’ 60% score (figure II.2-c).

#### **4.4 Technological dimension**

FSs clump much more in the two-dimensional technological ordination as shown in figure II.1-d. The technological performance scores range from 50.2% to 56.6%, no FS reaches the ‘acceptable’ 60% threshold. The worst FS in the technological evaluation is ‘C\_T’ (FS n°7 in figure II.1-d). No FS holds the highest confidence limits spanning the ‘good’ 70% threshold but four of them are above the ‘acceptable’ 60% score (figure II.2). All FSs have the lowest confidence limits below the ‘acceptable’ 60% score (figure II.2-d).

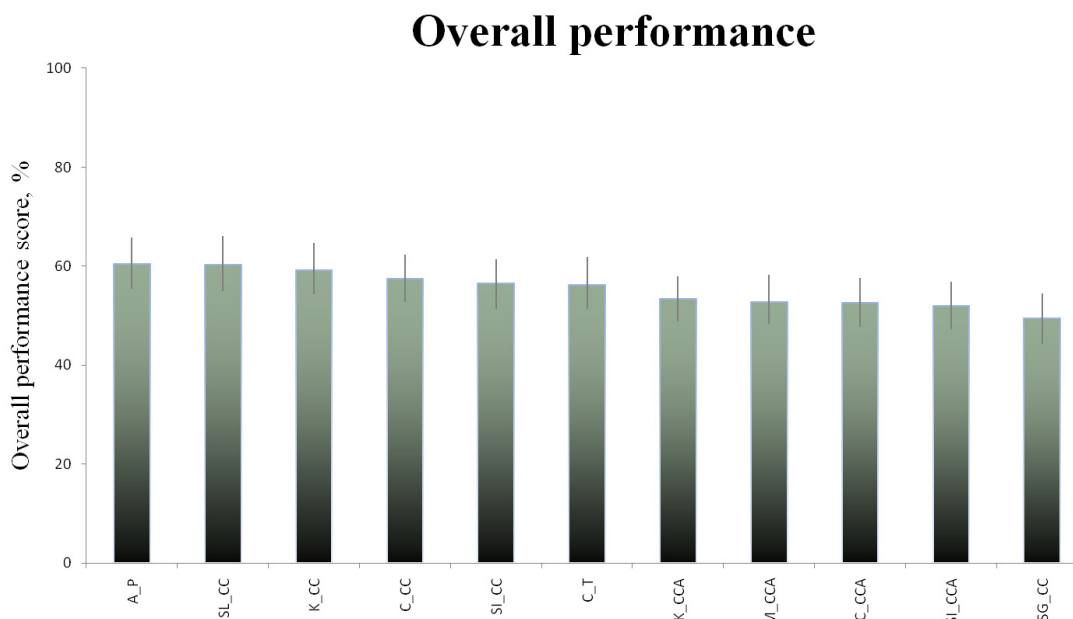
#### **4.5 Comparisons between fishery systems**

According to figure II.4, presenting the overall sustainability performance of each FS, the FS made up by ‘P’ fleet is better ranked, followed respectively by FSs with ‘CC’, ‘T’ and ‘CCA’ fleets. Six FSs have an overall score with the uppermost confidence limits over the ‘acceptable’ 60% boundary. This pattern is confirmed by figure II.5-b where FSs grouped by fleet type show ‘acceptable’ performance for ‘P’, ‘CC’ and ‘T’ fleet. Figure II.5-a showing the overall performances of FSs regrouped by geographical area reveals that FSs in the west coast are more performing followed by those in the middle and east coast. The west and middle coasts present overall scores above the ‘acceptable’ 60% threshold.

### **5 Discussion**

#### **5.1 Ecological dimension**

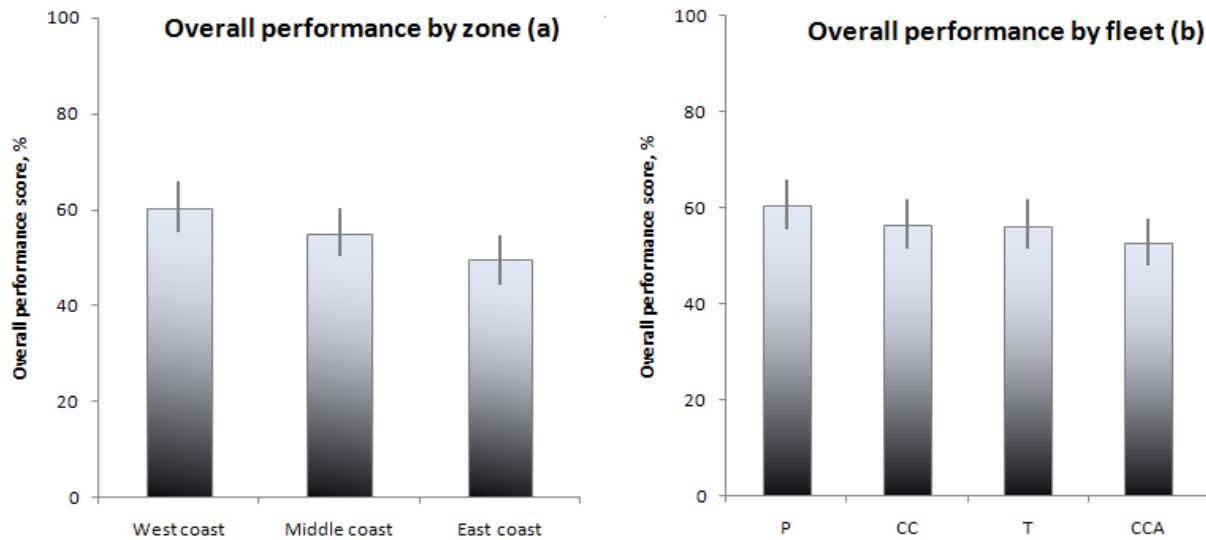
The clustering of the FSs in the ecological field is not surprising as the FSs actually operate in the same ecosystem and fishing areas are 350 km distant maximally. Moreover the FSs exploit the same set of species using the same fishing technique (drifting net). The recruitment variability approximated by the production’s, is low and nearly the same except for ‘SL\_CC’ and ‘SG\_CC’ for which the fishing areas are located in the border zone with Suriname and Brazil. The ‘trophic level’ is relatively high, around 4, for all FSs and there are no significant changes within it for the last few years. The ‘CC\_T’ presents the lowest rate in this evaluation field. In fact this FS, made up by ‘Tapouille’ fleet is ecologically underachiever in terms of discards. In fact this FS targets specially ‘acoupas’ species and the rate of discards is high : around 50% of the catches are thrown overboard. Note that the two most rated FSs in this evaluation field are ‘C\_CC’ and ‘A\_P’ the rate of discards of which is nil. The pressure on the ecosystem from ‘P’ and ‘CC’ fleets is low because they are partly for subsistence and their catch capacity is limited.



**Figure II.4** – Overall French Guyana coastal fishery systems performance; Thin lines represent the inter-quartile (IQ) ranges from 500 Monte Carlo simulations; See table II.1 for fishery codes.

#### 5.1.1 Economic dimension

The dispersion of the FSs in the two-dimensional economic ordination (figure II.1-b) reveals a high discrimination power of the economic dimension attributes. The four FSs presenting the best scores in this evaluation field are those with the highest rate of profitability. In fact, as fishers in these FSs sell directly to the consumer in the local markets, they have the higher selling price. Note that the average fish price in French Guiana is much lower than in the other French territories. Since the fleets are small and artisanal, the equipment costs are lower. A large part of fishers in these FSs have a second job and earn more than the minimum legal salary. The level of subsidies in these FSs is low because of their distance to the main administration, their lack of organization and their non registration in the national data base of the legal fleets. In addition, ‘P’ fleets and some ‘CC’ are often informal, so that they do not pay taxes. We can assume that if they were formal, their economic performance would be lower. The worst performing FS in the economic field, ‘SG\_CC’, is located in a border city with Brazil. The smallness of the local market in this city leads the fishers to sell the major part of their product to Brazilian middlemen at low prices. Due to the lack of facilities, ‘intermediate consumptions’ costs (ice, fuel,...) are very high. Activities in this FS are often unprofitable. The other FSs have the highest activity and production per year but depend exclusively on middlemen for the selling process. For these FSs, the part of the equipment cost in the total income is the biggest, around 25%.



**Figure II.5** – Overall sustainability performance. (a) by zone. (a) By fleet. 'P' stands for 'Pirogue', 'CC' for 'Canot créole', 'T' for 'Tapouille' and 'CCA' for 'Canot créole amélioré'.

## 5.2 Social dimension

Performances of FSs in this social field reveal their heterogeneity. 'C\_T' presenting the highest scores exhibits a high education level compared to the French Guyana population. This FS is not in conflict with the other resource users; fishers of this FS have good access to healthcare and finally this FS is the most rated in terms of 'kin participation'. The less rated FSs in the social dimension, 'SI\_CC', 'SI\_CCA' exhibit the lowest performance in the following attributes : 'conflict status', 'healthcare', 'residence quality' and 'origin of fishermen'. In fact, these FSs are distant to the healthcare centers; the fishermen are largely from border countries (Guiana) and live on the boat at dock. These FSs are much in conflict with other users. Note that even though the boats' owners are from local population, more than 90% of the fishermen are foreigners. The hard working conditions and the lowness and variability of earnings dispirit the local population.

## 5.3 Technological dimension

Unsurprisingly, the FSs exhibit approximately the same performance in the technological field. Indeed, the technology used in the different FSs is relatively similar. They use drifted or fixed nets and vessels between 7 and 12 meters long with motors. All FSs process the fish before icing them and the minimum mesh size (40mm) is usually respected. 'C\_T', the FS presenting the lowest performance, uses the biggest boat with the largest engine power and has the longest trip duration.

## 5.4 Comparisons between fishery systems

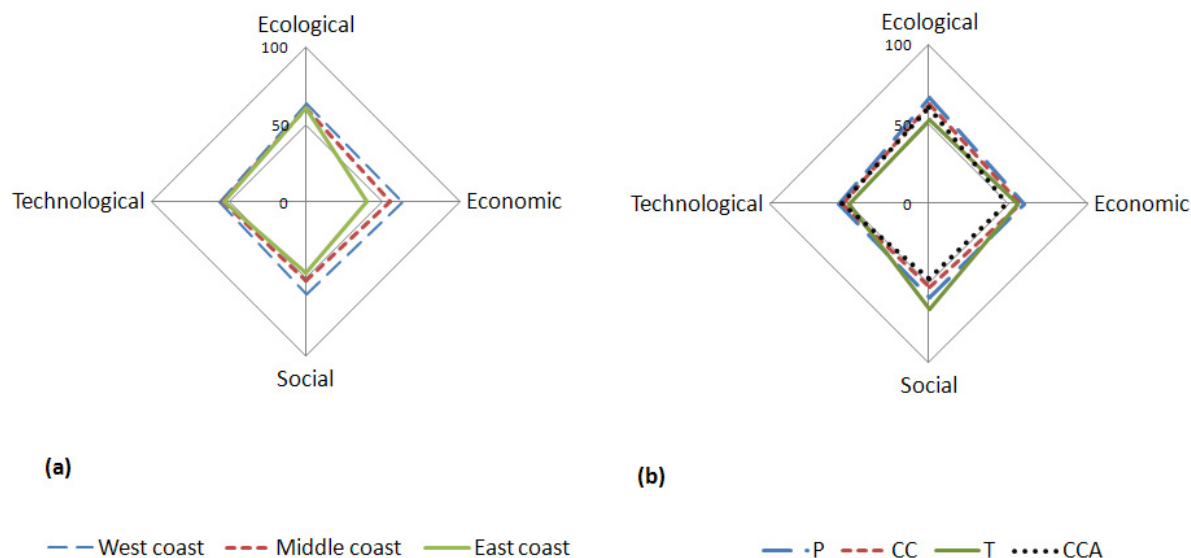
It is argued in the introduction section that the strong sustainability approach was developed here as more appropriate in the context of an ecosystem approach. Moreover, in terms of recommendation for policy making concerning the fields of ecology, social and economy, we showed that improvements were necessary for each of the dimensions in order to increase the sustainability of these fisheries. If we should apply the weak sustainability position, considering sustainability even with necessary improvements, above the score of 50%, all FSs (except one) would have been assessed as sustainable (Table II.4). However it is not the case under the strong sustainability position : if we consider the scores on economy and social dimensions, six FSs on eleven are not sustainable with scores below 50 (Table II.4).

**Tableau II.4** – Scores of each fishery production system (FS) according to the Rapfish method. Bolded characters indicate FSs that are not sustainable according to the strong sustainability position while these FSs are sustainable considering the weak sustainability position.

		Strong Sustainability index				Weak sustainability index
FSs	Code	Ecological	Economic	Social	Technological	Mean
SL_CC	1	60.6	64.6	60.8	55.4	60.3
AY_P	2	66.5	59.8	58.9	56.7	60.5
<b>SI_CCA</b>	3	57.4	52.4	43	55	51.9
<b>SI_CC</b>	4	61.8	67.7	42.1	54.2	56.5
<b>K_CCA</b>	5	65.3	48.9	46.2	53.2	53.4
K_CC	6	61.6	61.8	59.3	53.8	59.1
C_T	7	52.8	55.6	66.2	50.3	56.2
<b>C_CCA</b>	8	60.7	45.5	49.5	54.7	52.6
C_CC	9	67.3	53	55.3	54	57.4
<b>M_CCA</b>	10	57.9	49.6	49.1	54.6	52.8
<b>SG_CC</b>	11	60.1	45.8	45.8	53.1	49.5

If the weak sustainability position may not be appropriate in the ecosystem approach and for policy making, however, it can be useful for comparing fisheries (Garmendia *et al.*, 2010). The aggregation of the FS performance results reveal two evident patterns : (i) by fleet, the gradient of sustainability is from the top to the bottom : ‘P’ fleet, followed by ‘CC’, ‘T’ and ‘CCA’; (ii) by area, a gradient of sustainability appears from the west coast to the east coast. In fact, FSs in the west coast are composed by ‘P’ and ‘CC’ which are the most performing (figure II.5-b), while ‘T’, ‘CCA’ and ‘CC’ form the FSs in middle coast. The east coast being the less sustainable area is made up by only the ‘SG\_CC’ FS. This FS is placed in the last four places in all evaluation fields. Particularly, it exhibits the worst performance in the economic field. The kite diagrams resulting from the combination of all the Rapfish analysis fields are available in figure II.6 whereas FSs are aggregated by area and fleet type. FSs in the west coast reveal the best performances in all evaluation fields. FSs in the middle and east coast are less performing essentially in the economic and the social dimensions (figure II.6-a). In all dimensions, ‘P’ presents the best performances except for the social evaluation field, in which the ‘T’ fleets are the best (figure II.6-b). However, the latter has the worst results in

the ecological and technological fields. Although the ‘T’ and ‘CC’ fleets seem to have the same overall performances in terms of sustainability, it is important to note this is only due to the ‘good’ results of the ‘T’ fleet in the social field, which compensates their performances in the other dimensions, indicating low multidimensional sustainability. The ‘C\_T’ system, using ‘T’ fleet, is market-oriented, intensive and more ecologically aggressive, but its fishermen have the best living conditions. The ‘CCA’ fleet appears to be the less sustainable (figure II.5-b), particularly in the economic and social fields (figure II.6-b).



**Figure II.6** – Kite representation of the evaluation of French Guyana coastal fishery system grouped by zone (a) and fleet (a).

## 6 Conclusion

This paper contributes to enhance the knowledge about the French Guiana coastal Fishery which was disregarded compared to the other fisheries. We analyzed the sustainability of the French Guiana coastal fishery, through 11 identified fishery systems, using Rapfish methodology. Considering that substitutability among different dimensions is not consistent with the ecosystem approach, the sustainability of FSs is evaluated in a multi-dimensional framework (ecological, economic, social and technological). We are aware that the analysis of sustainability is strongly affected by the choice of attribute. However the resulting analysis is only indicative of relative sustainability of FSs, although it provides relevant and useful information for stakeholders and contributes to determine where interventions are mostly needed (Baeta *et al.*, 2005). Regarding sustainability, there are no outstanding good or bad performance ratings. The present study shows that the analyzed fishery systems are not only far from an ideal situation



but also from an unsustainable one. Within this ‘sustainability’ margins, FSs present different schemes of performance : (i) FSs are more performing in the ecological field and less in the social one; (ii) FSs with smallest fleets (‘P’ and ‘CC’) are the most ‘sustainable’, if we accept their informality, while ‘CCA’ fleets have the worst results; (iii) A gradient of sustainability appears from the west coast to the east coast. In view of the overall results, and in terms of management plan, improvements are necessary in order to reach a situation that would permit a long-term exploitation. To increase the ‘sustainability’ status of the FSs in French Guiana, several advancements must be reached. Firstly, the rate of discards must be reduced especially for ‘T’ and ‘CCA’ fleet. Finding new markets for the low value of discarded species is one solution. Secondly, the coastal fishery should be better structured and the fishers’ cooperatives more efficient to reduce the equipment costs. Also to make the economic value of the product progress, this fishery should be promoted by ‘ecolabel’ for example. Thirdly, the selectivity of the gears should be increased and the trips length better monitored. Finally, the fishers education should be enhanced for them to get a better understanding of the issues; which would certainly urge them to improve their fishing practice in a sustainable way and to get more involved in the management decisions. From all FSs, the ‘SG\_CC’ seems to be the less ‘sustainable’ (even under the weak sustainability position). Management of this FS operating on the French-Brazilian border area requires implication of Brazilian stakeholders as it is in competition with the some Brazilian fleets for the resources. Nevertheless this FS needs facilities (providing of fuel and ice) and new markets. Maintaining the fishery and resources monitoring system, started in 2006, will make the attribute scoring progress and allow applying Rapfish within an inter-temporal framework as recently in (Garmendia *et al.*, 2010). Another step is to compare small scale coastal sustainability with the other large scale fisheries in French Guiana such as the industrial shrimp fishery and the red snapper fishery. The rapid growth of the population, the doubling is planned within 2030, raises the dearth in fish supply issue. Cissé *et al.* (2013) shows that maintaining the current effort level will not be satisfactory from an ecological, economic and fish supply point of view. More eco-friendly behaviors must be adopted in this way to guarantee the sustainability of this fishery.

## Acknowledgments

This work was carried out with the financial support of the ANR (French National Research Agency) under the ADHOC program, the ERDF (European Regional Development Fund) under the DEPECHE program, the FRB (Fondation Recherche Biodiversité) under the BIOMER project and IFREMER. We thank all the fishermen who agreed to provide economic data as well as all the observers who collected the other fishery data sets each day.



---

## Références bibliographiques

- Andriguetto-Filho, J. M., R. Krul, and S. Feitosa (2009), ‘Analysis of natural and social dynamics of fishery production systems in Parana, Brazil : implications for management and sustainability’, *Journal of Applied Ichthyology* **25** : 277–286.
- Baeta, F., A. Pinheiro, M. Corte-Real, J. L. Costa, P. R. de Almeida, H. Cabral, and M. J. Costa (2005), ‘Are the fisheries in the Tagus estuary sustainable?’ *Fisheries Research* **76** : 243 – 251.
- Bellail, R. and C. Dintheer (1992), ‘La pêche maritime en Guyane Française, flottilles et engins de pêche’, Technical report, Ifremer.
- Castello, J. P., P. S. Sunye, M. Haimovici, and D. Hellebrandt (2009), ‘Fisheries in southern Brazil : a comparison of their management and sustainability’, *Journal of Applied Ichthyology* **25** : 287–293.
- Chaboud, C., P. Vendeville, F. Blanchard, and A. Viera (2008), ‘Bio-economic modelling as an integrative tool assess the dynamics of fisheries facing global economic environmental changes : the example of the French Guyana shrimp fishery’, in *Coping with global change in marine social-ecological systems : programme and abstracts*, p. 23.
- Chuenpagdee, R. (2011), *Small Scale Fisheries : Contemporary Visions*, Eburon Publishers.
- Cissé, A., S. Gourguet, L. Doyen, F. Blanchard, and J.-C. Péreau (2013), ‘A bio-economic model for the ecosystem-based management of the coastal fishery in French Guiana’, *Environment and Development Economics* **18** : 245–269.
- Daly, H. E. (1990), ‘Toward some operational principles of sustainable development’, *Ecological Economics* **2** : 1–6.
- Daly, H. E. (1996), *Beyond Growth.*, Boston : Beacon Press.
- EC (2008), ‘Commission decision adopting a multi-annual community programme pursuant to Council Regulation (EC) No 199/2008. Official Journal of the European Union, L60/51. 52 pp.’ .
- FAO (1995), *Code of Conduct for Responsible Fisheries*.
- Garcia, S., E. H. Allison, N. Andrew, C. Béné, G. Bianchi, G. De Graaf, D. Kalikoski, R. Mahon, and L. Orensanz (2008), *Towards integrated assessment and advice in small-scale fisheries : principles and processes*, FAO fisheries and aquaculture technical paper ;515, Rome : FAO.

- Garmendia, E., R. Prellezo, A. Murillas, M. Escapa, and M. Gallastegui (2010), ‘Weak and strong sustainability assessment in fisheries’, *Ecological Economics* **70** : 96 – 106.
- Guyader, O., P. Berthou, C. Koutsikopoulos, F. Alban, S. Demanéche, M. Gaspar, R. Eschbaum, E. Fahy, O. Tully, L. Reynal, O. Curtil, K. Frangoudes, and F. Maynou (2013), ‘Small scale fisheries in Europe : A comparative analysis based on a selection of case studies’, *Fisheries Research* **140** : 1 – 13.
- Isaac, V. J., R. V. E. Santo, B. Bentes, F. L. Fredou, K. R. M. Mourao, and T. Fredou (2009), ‘An interdisciplinary evaluation of fishery production systems off the state of Para in North Brazil’, *Journal of Applied Ichthyology* **25** : 244–255.
- Kavanagh, P. and T. Pitcher (2004), ‘Implementing Microsoft Excel Software for Rapfish : A Technique for the Rapid Appraisal of Fisheries Status’, Technical Report 12(2), Fisheries Centre Research Reports.
- Leadbitter, D. and T. J. Ward (2007), ‘An evaluation of systems for the integrated assessment of capture fisheries’, *Marine Policy* **31** : 458 – 469.
- Leopold, M. (2004), *Guide des poissons de mer de Guyane*, Ifremer.
- Lessa, R. P., A. Monteiro, P. J. Duarte-Neto, and A. C. Vieira (2009), ‘Multidimensional analysis of fishery production systems in the state of Pernambuco, Brazil’, *Journal of Applied Ichthyology* **25** : 256–268.
- Levrel, A. (2012), ‘Estimation de la pêche illégale étrangère en Guyane Française’, Technical report, Ifremer.
- Martins, A. S., L. B. dos Santos, G. T. Pizetta, C. Monjardim, and J. R. Doxsey (2009), ‘Interdisciplinary assessment of the status quo of the marine fishery systems in the state of Espirito Santo, Brazil, using Rapfish’, *Journal of Applied Ichthyology* **25** : 269–276.
- Neumayer, E. (1999), *Weak Versus Strong Sustainability : Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*, Edward Elgar. Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA.
- Pikitch, E. K., C. Santora, E. A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D. O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty, B. Heneman, E. D. Houde, J. Link, P. A. Livingston, M. Mangel, M. K. McAllister, J. Pope, and K. J. Sainsbury (2004), ‘Ecosystem-Based Fishery Management’, *Science* **305** : 346–347.
- Pitcher, T. J., D. Kalikoski, K. Short, D. Varkey, and G. Pramod (2009), ‘An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries’, *Marine Policy* **33** : 223 – 232.
- Pitcher, T. J. and D. Preikshot (2001), ‘A rapid appraisal technique to evaluate the sustainability status of fisheries’, *Fisheries Research* **49** : 255 – 270.
- Salas, S., R. Chuenpagdee, J. C. Seijo, and A. Charles (2007), ‘Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean’, *Fisheries Research* **87** : 5–16.
- Tesfamichael, D. and T. Pitcher (2006), ‘Multidisciplinary evaluation of the sustainability of Red Sea fisheries using Rapfish’, *Fisheries Research* **78** : 227 – 235.

- Van Iseghem, S., E. Quill rou, C. Brigaudeau, C. Macher, O. Guyader, and F. Daur s (2011), ‘Ensuring representative economic data : survey data-collection methods in France for implementing the Common Fisheries Policy’, *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil* **68** : 1792–1799.
- Worm, B., R. Hilborn, J. K. Baum, T. A. Branch, J. S. Collie, C. Costello, M. J. Fogarty, E. A. Fulton, J. A. Hutchings, S. Jennings, O. P. Jensen, H. K. Lotze, P. M. Mace, T. R. McClanahan, C. Minto, S. R. Palumbi, A. M. Parma, D. Ricard, A. A. Rosenberg, R. Watson, and D. Zeller (2009), ‘Rebuilding Global Fisheries’, *Science* **325** : 578–585.



---

---

## Chapitre III

---

A bio-economic model for the ecosystem-based  
management of the coastal fishery in French  
Guiana

# A bio-economic model for the ecosystem-based management of the coastal fishery in French Guiana

A.A. Cissé<sup>a,b</sup>, S. Gourguet<sup>c,d</sup>, L. Doyen<sup>d</sup>, F. Blanchard<sup>b</sup>, J.C. Péreau<sup>e</sup>

<sup>a</sup>IFREMER, Domaine de Suzini, BP 477, 97331 Cayenne, French Guiana, France.

<sup>b</sup>CEREGMIA, 2091 route de Baduel, BP 266, 97326 Cayenne, French Guiana, France.

<sup>c</sup>IFREMER, UMR AMURE, Département d'Economie Maritime, BP 70, 29280 Plouzané, France.

<sup>d</sup>CNRS, CERSP, MNHN, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France.

<sup>e</sup>GRETHA UMR CNRS 5113, Avenue Léon Duguit, 33608 Pessac, France.

*Published in Environment and Development Economics 18 (2013).*

## Abstract

This paper offers a theoretical and empirical model of ecosystem-based fishery management. A multi-species and multi-fleet model integrating Lotka-Volterra trophic dynamics as well as production and profit assessments is developed and applied to the coastal fishery of French Guiana. This small-scale fishery constitutes a challenging example with high fish biodiversity, several non selective fleets and a potentially increasing local food demand due to demographic growth. The dynamic model is calibrated with thirteen species and four fleets using monthly catch and effort data from 2006 to 2009. Several contrasted fishing scenarios including status quo, total closure, economic and viable strategies are then simulated. They are compared from the viewpoints of both biodiversity preservation and socio-economic performance, assuming fixed landing prices and fixed costs. We show that fishing outputs, including food supply and fleet profitability, can be sustained on average but a loss of species cannot be avoided.

*Keywords* :Small-scale fishery, biodiversity, sustainability, profitability, food security, multi-species, multi-fleet, optimality, viability.



# 1 Introduction

Marine fishery resources are under extreme pressure worldwide. According to recent studies (Garcia and Grainger, 2005; FAO, 2010), three quarters of fish stocks are maximally exploited or over-exploited. Moreover, the proportion of marine fish stocks which are intensively exploited is growing. Hence, sustainability is nowadays a major concern raised by international agreements and guidelines to fisheries management. Standard approaches to the sustainable management of fisheries such as MSY (Maximum Sustainable Yield), MEY (Maximum Economic Yield) or ICES<sup>1</sup> precautionary approaches usually address each exploited species separately (Grafton *et al.*, 2007). These management approaches have not succeed in avoiding biodiversity loss, over-exploitation and fishing overcapacity worldwide (Hall and Mainprize, 2004). The Ecosystem Approach for Fisheries (EAF) or Ecosystem-Based Fisheries Management (EBFM) advocate an integrated management of marine resources to promote sustainability (FAO, 2003). Such a management policy requires first to account for the complexity of ecological mechanisms that encompass community dynamics, trophic webs, geographical processes and environmental uncertainties (habitat, climate). Furthermore, by putting emphasis on sustainability, this type of approach strives to balance ecological, economic and social objectives for present and future generations and to handle a large range of goods and services provided by marine ecosystems (Jennings, 2005), including both monetary and non-monetary values.

However, operationalizing the EBFM approach remains unclear and challenging. It requires models, indicators, reference points and adaptive management strategies. Plaganyi (2007) provides an overview of the main types of modeling approaches and analyzes their relative merits for fisheries assessment in an ecosystem context. Modeling approaches and metrics useful for planning, implementing, and evaluating EBFM are also discussed in Marasco *et al.* (2007), with particular emphasis on management strategy evaluation. The use of ecosystem indicators is analyzed by Rice (2000) and Cury and Christensen (2005). In particular, Link (2005) emphasizes the need for a multi-criteria approach to achieve ecological, economic and social objectives.

This article discusses the sustainable management of a multi-species and multi-fleet fishery from an ecosystem-based perspective for the small-scale fishery of French Guiana. Taking an EBFM approach to this case study was challenging : The fishery is characterized by various complex features including a high equatorial fish biodiversity impacted by several non-selective fleets and demographic growth which could potentially affect local food demand and consequently the production of this fishery.

---

1. International Council for the Exploration of the Sea : <http://www.ices.dk>.

## 2 Case study

The continental shelf of French Guiana is a tropical ecosystem under the influence of the Amazon estuary, as is the entire North Brazil Shelf Large Marine Ecosystem (LME) that contains a high biodiversity (Leopold, 2004). With 350 km of coastline, French Guiana benefits from an 130,000  $km^2$  exclusive economic zone (EEZ) including 50,000  $km^2$  of continental shelf. The coastal fishery operates 16 km offshore at depths of 0-20 m. Several landing points are spread along the coastline, and this fishery currently involves about 200 wooden boats locally named *pirogues* (P), *canots créoles* (CC), *canots créoles améliorés* (CCA) and *tapouilles* (T). *Pirogues* are canoes equipped with an outboard engine, which fish for periods of a few hours essentially in estuaries using ice stored in an old refrigerator. Compared to *pirogues*, *Canots créoles* are more adapted to sea navigation. *Canots créoles améliorés* have cabins and ice tanks which make it possible to fish for several days. *Tapouilles* are wider boats with a cabin and an inboard diesel engine. The gears used are drift or fixed nets, with mesh sizes between 40 and 100 mm. The type of fleet, the length of gill nets, the number of days spent at sea and the location of fishing activities all have an influence on the quantity of fish landed and on the species composition of the total harvest. Of the numerous coastal species, 30 are exploited and about 15 species, including weakfishes, catfishes and sharks, represent more than 90% of the production. Annual landings have been estimated at approximately 2,700 tonnes for past few years, as reported in the Ifremer<sup>2</sup> Information System (<http://www.ifremer.fr/guyane/Chiffres-cles>).

The coastal fishery plays an important socio-economic role for all the small towns along the coastline where more than 90% of the population is located. However, assessment of this fishery only began in 2006 with data collection monitored by Ifremer. Production and fishing effort values are collected on a daily basis at the main landing points by observers from local communities. An exhaustive sampling is performed due to the small number of boats (approximately 200). 75% of the fishing activity is observed on a daily basis from January to December. Each year, some 3,600 landings are recorded. For each landing, the production by species is estimated or weighed by the observers or reported by the fishermen. Other information is also collected, such as trip duration, net length and fishing area. Since the boats are under 12 meters in length, fishermen are not obliged to provide this information. The data collection system depends significantly on the fishermen's collaboration. Economic assessment started in 2009 with a survey on production costs and selling prices carried out on the field. Coastal fishery in French Guiana remains largely informal despite 1) the founding of the French Guiana fishers' cooperative (CODEPEG) in 1982, 2) the implementation of a system of professional licenses in territorial waters by the regional fisheries committee in 1995, 3) the progressive application of national and European regulations (role of crew, safety inspections of boats, etc.). There is no quota for catches, and no limitation concerning exploited species and their size.

---

2. French Research Institute for Exploration of the Sea.

This coastal fishery provides an interesting case study from the perspective of EBF management. The current state of this fishery is usually postulated as safe, and the biodiversity associated with this resource does not seem to be threatened by fishing activity. Nevertheless, the sustainability of the fishery could be threatened by increasing local demand for fish linked to the demographic projections suggesting a 100% increase of the local population over the next 20 years. Consequently, this increasing demand for local fish will affect fishing pressure. The question arises whether both the marine ecosystem and the fishing sector can cope with such changes and contribute to food security.

To examine these issues, this paper proposes a theoretical and empirical modeling of EBFM, using a multi-species and multi-fleet model integrating Lotka-Volterra trophic dynamics and profit functions. The dynamic model is calibrated on a monthly basis with thirteen species and four fleets (P, CC, CCA and T) using catch and effort data from 2006 to 2009 derived from the Ifremer fishery information system. Ecological and economic performance of contrasting fishing scenarios including status quo, total closure, economic and viable strategies are examined and compared.

The main contribution of this work is twofold. First, it proposes for the first time decision support tools for the management of the French Guiana coastal fishery by providing a bio-economic model, analysis and scenarios using time series on catch and fishing effort together with economic parameters. In the broader context of small-scale fisheries, such a bio-economic work relying on a perennial database is new to the best of our knowledge. It is acknowledged that small-scale fisheries are poorly managed due to a lack of tools and data adapted to their complexity, while these fisheries are crucial to sustaining many communities especially in developing or underdeveloped countries (Garcia *et al.*, 2008). The second contribution of this study is to advocate the use of co-viability approaches as a fruitful modeling framework for EBFM and sustainability issues. By accounting for complex and nonlinear dynamics in a trophic and multi-fleet context and by addressing biodiversity issues, the paper shows that viability modeling (Béné *et al.*, 2001) can be applied to high dimensional environmental systems. Moreover, this work points out that, by balancing ecological and economic goals with production and food security objectives over the next 40 years, the viability approach is well suited to coping with sustainability due to its multi-criteria perspective and the fact that it takes intergenerational equity into account, as in Péreau *et al.* (2012).

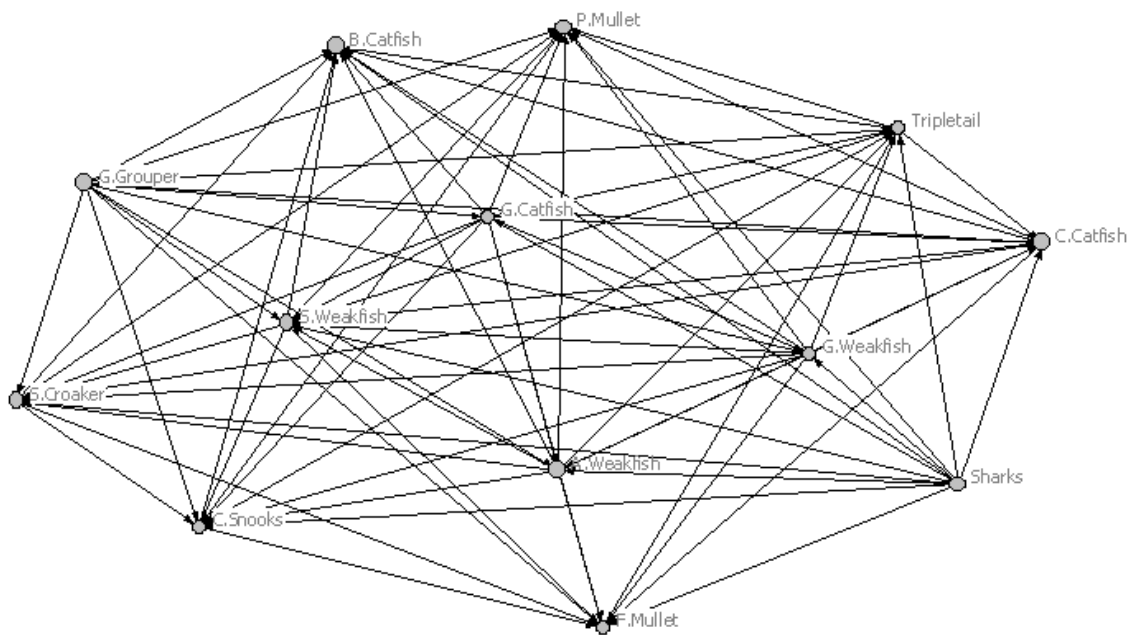
The paper is structured as follows. Section 3 is devoted to the description of the ecosystem-based model together with bio-economic indicators and scenarios. Section 4 provides the calibration results and the outputs of the different fishing scenarios with respect to biodiversity and socio-economic indicators. Results are discussed in terms of sustainability, EBFM and management tools in section 5. The final section provides a conclusion.

### 3 Methods

The numerical implementations of the model are carried out with the scientific software SCILAB 5.2.2<sup>3</sup>.

#### 3.1 The ecosystem-based model

Among the thirty exploited species, thirteen were selected for the model as shown in table (III.1). These species represent 88% of the total landing from 2006 to 2009. A virtual fourteenth species which stands for all the other marine producers was added. A potential trophic web (Figure III.1) was built with these selected species, according to their diet (Leopold, 2004) and their trophic level (Table III.1).



**Figure III.1** – Food web with the thirteen main exploited species in French Guiana.

The ecosystem-based model is a multi-species, multi-fleet dynamic model described in discrete time with a monthly step. The states of the species in the ecosystem-based model are supposed to be governed by a complex dynamic system based on Lotka-Volterra trophic interactions and fishing efforts from the different fleets which play the role of controls in the system. Thus, at each step  $t$ , the biomass  $B_i(t + 1)$  ( $kg$ ) of species  $i$  at time  $t + 1$  depends on other

---

3. SCILAB (<http://www.scilab.org>) is an open-source software dedicated to scientific calculus and well suited to the simulation of dynamic systems.

**Tableau III.1** – The thirteen selected species representing about 90% of the catches of the fishery.

Common name	Scientific name	Trophic level $T_i$ (Fishbase)
Acoupa weakfish	<i>Cynoscion acoupa</i>	4.05
Crucifix sea catfish	<i>Hexanematichthys proops</i>	4.35
Green weakfish	<i>Cynoscion virescens</i>	4.03
Common snooks	<i>Centropomus parallelus, Centropomus undecimalis</i>	4.2
Sharks	<i>Sphyrna lewini, Carcharhinus limbatus, Mustelus higmani</i>	4.5
Smalltooth weakfish	<i>Cynoscion steindachneri</i>	3.25
South american silver croaker	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	4.35
Tripletail	<i>Lobotes surinamensis</i>	4.04
Gillbacker sea catfish	<i>Arius parkeri</i>	4.11
Bressou sea catfish	<i>Aspistor quadriscutis</i>	3.5
Goliath grouper	<i>Epinephelus itajara</i>	4.09
Flathead grey mullet	<i>Mugil cephalus</i>	2.13
Parassi mullet	<i>Mugil incilis</i>	2.01

stocks  $B_j(t)$  and fishing efforts  $e_k(t)$  of fleet  $k$  (time spent at sea, in hour) through the relation :

$$B_i(t+1) = B_i(t) \left( 1 + r_i + \sum_{\text{species } j=1}^{14} s_{i,j} B_j(t) - \sum_{\text{fleets } k=1}^4 q_{i,k} e_k(t) \right). \quad (\text{III.1})$$

Here  $r_i$  stands for the intrinsic growth rate of the population  $i$  and  $s_{i,j}$  the trophic effect of species  $j$  on species  $i$  (positive if  $j$  is a prey of  $i$  and negative if  $j$  is a predator of  $i$ ). The parameter  $q_{i,k}$  measures the catchability of species  $i$  by fleet  $k$ . It corresponds to the probability of a biomass unit of species  $i$  being caught by a boat of fleet  $k$  during one fishing effort unit. The number of the fleet  $k$  from  $k = 1$  to  $k = 4$  corresponds respectively to CC, CCA, P and T<sup>4</sup>.

The catches  $H_{i,k}$  of species  $i$  by fleet  $k$  at time  $t$  are thus given by the Schaefer production function :

$$H_{i,k}(t) = q_{i,k} e_k(t) B_i(t). \quad (\text{III.2})$$

### 3.2 Model and calibration inputs

Values used to define the model parameters came from different sources. Daily observations (catches and fishing efforts) from the landing points all along the coast are available from January 2006 to December 2009. Every month during this 48-month period, for each of the four fleets, fishing effort and catches were identified for the thirteen species, for a total of 2688 observations. The literature (Leopold, 2004) and Fishbase<sup>5</sup> provided qualitative trophic interactions concerning the sign of the relationship between species and intrinsic growth rates to start the calibration. In particular, only prey-predator and mutual competition relationships are considered in the Lokta-Volterra model, and not symbiotic relationships between species.

4. Between 2006 and 2009, there were 71 CC, 60 CCA, 45 P and 10 T.

5. <http://www.fishbase.org>

Initial stocks, catchabilities, trophic intensities and refined intrinsic growth rates values of this ecosystem were estimated through a least square method. This method consisted in minimizing the mean square error between the monthly observed catches  $H_{i,k}^{\text{data}}$  and the catches  $H_{i,k}$  simulated by the model as defined by Equations (III.1) and (III.2) :

$$\min_{B_0; s; q; r} \sum_{t=\text{January } 2006}^{\text{December } 2009} \sum_{i=1}^{13} \sum_k^4 \left( H_{i,k}^{\text{data}}(t) - H_{i,k}(t) \right)^2 . \quad (\text{III.3})$$

Here  $(B_0; s; q; r)$  is the set of parameters to identify.  $B_0 = B(t_0)$  is the vector  $(14 \times 1)$  of initial stocks ( $t_0 = \text{December } 2005$ ),  $s$  the matrix  $(14 \times 14)$  of trophic interactions,  $q$  the matrix  $(14 \times 4)$  of catchabilities and  $r$  a vector  $(14 \times 1)$  of intrinsic growth rates. Several simple biological and productive constraints on parameters were taken into account for the optimization process (Equation III.3). In particular, several intra-specific interaction coefficients were set to zero (typically *B.catfish*, *F.mullet* and *P.mullet*,  $i = 10, 12, 13$ ), prey-predator relationships (A. weakfish serve as prey for sharks  $s_{5,1} > 0$  and sharks are predators of A. weakfish  $s_{1,5} < 0$ ), common prey relationships (A. weakfish also serve as prey for G. groupers  $s_{11,1} > 0$ ) and mutual competition (the predators shark and G. grouper prey on each other,  $s_{5,11} < 0$  and  $s_{11,5} < 0$ ) were considered (Table a, web appendix). Some catchability parameters  $q_{i,k}$  were also set at zero since some species are not caught by fleets, typically fleet T (Table b, web appendix). The nonlinear optimization problem (Equation III.3) was solved numerically using the Scilab routine entitled ‘optim\_ga’ which relies on a evolutionary (or genetic) algorithm<sup>6</sup>. A genetic algorithm is a search heuristic that mimics the process of natural evolution. This heuristic is routinely used to generate solutions to nonlinear optimization. Genetic algorithms belong to the larger class of evolutionary algorithms which use techniques inspired by natural evolution, such as inheritance, mutation, selection and crossover. In our case, the genetic algorithm ended up performing better than the usual optimization or calibration algorithms. This type of numerical method has already been used for bio-economic purposes in Mardle and Pascoe (2000) for instance and for other tropical fisheries in Sathianandan and Jayasankar (2009).

### 3.3 Model outputs : ecological indicators

After calibration, ecological and economic indicators were computed to assess the performance of both the ecosystem and the fishery. We first focused on biodiversity indices. Although the choice of a biodiversity metric remains controversial as pointed out in Magurran (2007), we selected the species richness, Simpson and marine trophic indicators provided by Equations (III.4), (III.5) and (III.6).

**Species richness** Species richness  $SR(t)$  indicates the estimated number of species represented in the ecosystem. It is measured by an indicator function based on abundances  $N_i(t)$

---

6. See [http://help.scilab.org/docs/5.3.3/en\\_US/optim\\_ga.html](http://help.scilab.org/docs/5.3.3/en_US/optim_ga.html) for details on ‘optim\_ga’

computed as the ratio between the biomass  $B_i(t)$  and the common weight  $w_i$  of each species, derived from the Fishbase information system :

$$\text{SR}(t) = \sum_i \mathbf{1}_{\{]0,+\infty[ \}}(N_i(t)), \quad \text{with } N_i(t) = \frac{B_i(t)}{w_i}, \quad (\text{III.4})$$

where the function  $\mathbf{1}_{\{]0,+\infty[ \}}$  corresponds to the characteristic function<sup>7</sup> of positive reals. Thus, it is assumed that a species disappears whenever its abundance falls to zero (Worm *et al.*, 2006). It should be noted that rare species have a relatively huge impact on the species richness index.

**Simpson's diversity** The Simpson index  $\text{SI}(t)$  is expressed as :

$$\text{SI}(t) = 1 - \sum_i f_i^2(t), \quad \text{with } f_i(t) = \frac{N_i(t)}{N(t)}, \quad (\text{III.5})$$

where  $N(t) = \sum_i N_i(t)$ . The index SI estimates the probability of two individuals belonging to the same species. The index varies between 0 and 1. A perfectly homogeneous community would have a Simpson diversity index score of 1. Such a metric gives more weight to the more abundant species. The addition of rare species causes only small changes in the value.

**Marine trophic index** The trophic level indicates the location of a species in a food web, starting with producers (*e.g.*, phytoplankton, plants) at level 0, and moving through primary consumers that eat primary producers (level 1) and secondary consumers that eat primary consumers (level 2), and so on. In marine fishes, the trophic levels vary from two to five (top predators). The marine trophic index  $\text{MTI}(t)$  of the ecosystem (Pauly and Watson, 2005) is computed from the trophic level of each species  $T_i$  (Table III.1) and their relative abundances  $f_i$  (see Equation III.5) :

$$\text{MTI}(t) = \sum_{i=1} f_i(t)T_i. \quad (\text{III.6})$$

### 3.4 Model outputs : economic indicators

We now turn to the assessment of the fishing sector through production and profitability values of the fishery provided by Equations (III.7) and (III.8).

**Food supply** We first considered the total catches  $H(t)$  within the fishery which play the role of food supply :

$$H(t) = \sum_k \sum_i H_{i,k}(t). \quad (\text{III.7})$$

This supply must be compared with local food demand, which is expected to increase at an exogenous rate provided by demographic scenarios and projections over the next 20 years.

---

7.  $\mathbf{1}_{\{]0,+\infty[ \}}(x) = 1$  if  $x > 0$ ; 0 otherwise.

**Profits** The profit  $\pi_k(t)$  of each fleet  $k$  was derived from the landings of each species  $H_{i,k}$ , the landing prices  $p_{i,k}$ , fixed costs  $c_k^f$ , variable costs  $c_k^v$  and the crew share earnings  $\beta_k$  as follows :

$$\pi_k(t) = (1 - \beta_k) \left( \sum_i p_{i,k} H_{i,k}(t) - c_k^v e_k(t) \right) - c_k^f. \quad (\text{III.8})$$

Prices, variable costs and fixed costs are those collected for 2008 (Table c, web appendix). They were assumed to remain unchanged throughout the simulations. Share contract  $\beta$  is the salary system commonly used in this fishery for the CCA fleet ( $k = 2$ ) and T fleet ( $k = 4$ ). Crews are remunerated with a share of the landing value minus the variable costs. CC fleet ( $k = 1$ ) and P fleet ( $k = 3$ ) crews are mostly made up of boat owners, occasionally assisted by a family member. If there is a pay system for these fleets, it differs from one owner to another. Hence, to simplify, we set  $\beta_k = 0$  for CC and P fleets and  $\beta_k = 0.5$  for CCA and T fleets. Variable costs  $c_k^v$  include fuel consumption, ice, food and lubricants. Equipment depreciation, maintenance and repairs are incorporated in the fixed costs  $c_k^f$ .

The total profit  $\pi(t)$  is the sum of profits over all fleets :

$$\pi(t) = \sum_k \pi_k(t). \quad (\text{III.9})$$

### 3.5 Fishing scenarios

From the calibrated model, scenarios were simulated according to different fishing efforts over forty years. We distinguished four scenarios : *closure* (CL), *status quo* (SQ), *economic* (PV) and *co-viability* (CVA). The set of ecological and economic indicators introduced previously were evaluated for these four scenarios.

**The closure scenario (CL)** This scenario corresponds to the implementation of a no fishing zone over the whole French Guiana coastal area :

$$e_k(t) = 0, \quad \forall k = 1, \dots, 4 \quad \forall t = t_1, \dots, t_f$$

where  $t_1$  corresponds to January 2010 and  $t_f$  to December 2050.

**The status quo scenario (SQ)** This scenario simulates a steady fishing effort based on the mean pattern of the efforts between 2006 and 2009 :

$$e_k(t) = \bar{e}_k, \quad \forall k = 1, \dots, 4 \quad \forall t = t_1, \dots, t_f$$



with  $\bar{e}_k$  representing the mean efforts between 2006-2009 for the fleet  $k$  as follows :

$$\bar{e}_k = \frac{1}{t_1 - 1} \sum_{t=t_0}^{t_1-1} e_k(t), \quad (\text{III.10})$$

where  $t_0$  and  $t_1 - 1$  correspond to January 2006 and December 2009 respectively.

**The economic scenario (PV)** This scenario maximizes the present value of all the future profits aggregated among the fleets  $\pi(t)$  defined by Equation III.9. The present value depends on fishing effort patterns as follows :

$$\text{NPV}(e(.)) = \sum_{t=t_1}^{t_f} (1 + \gamma)^{-t} \pi(t),$$

where  $\gamma$  is the discount rate set at  $\gamma = 3\%$ . The optimal program underlying the PV scenario is defined by

$$\max_{e_k(t)} \text{NPV}(e(.)). \quad (\text{III.11})$$

In this scenario, it is assumed that the fishing efforts  $e_k(t)$  rely on a control strategy that can be adapted every five years<sup>8</sup>. In other words, eight decisions  $(e_k(t_1), e_k(t_2), \dots, e_k(t_8))$  are available for each fleet  $k$  as follows :

$$e_k(t) = \begin{cases} e_k(t_1) & \text{for } t = t_1, \dots, t_1 + 60 \\ e_k(t_2) & \text{for } t = t_2, \dots, t_2 + 60 \\ \vdots & \\ e_k(t_8) & \text{for } t = t_8, \dots, t_8 + 60 \end{cases} \quad (\text{III.12})$$

where  $t_1$  and  $t_n = t_{n-1} + 60$ , for  $n = 2$  to  $8$ , are decisive months.

The optimal effort  $e_k(t)$  solutions of the intertemporal program (Equation III.11) were approximated numerically by again using an evolutionary algorithm, in particular the routine entitled ‘optim\_ga’ in Scilab.

**The co-viability scenario (CVA)** The purpose of this scenario is to provide a satisfactory balance over time between fleet profitability, biodiversity and local food demand. Thus, viable levels of fishing effort aim at complying with the bio-economic constraints below :

- A profitability constraint :  $\pi_k(t) \geq 0, \quad \forall t = t_1, \dots, t_f, \quad \forall k = 1, \dots, 4$
- A species richness constraint :  $\text{SR}(t) \geq 11, \quad \forall t = t_1, \dots, t_f$

---

8. A refined time decomposition for fishing intensities (for instance, a one year time step) would have improved the analysis by capturing a broader intertemporal flexibility in fishing strategy. However, it would have required very demanding computation times. Steady efforts over five years as imposed here capture rigidity and inertia mechanisms in behaviors which may occur in reality. We plan to expand the time step for decisions in future models.

- Food security constraint :  $H(t) \geq H(2009) \cdot (1 + d)^t$ ,  $\forall t = t_1, \dots, t_f$ ,

where  $d$  stands for the growth rate of the population. The profitability constraint holds for each fleet separately and not for the aggregated rent as in the PV scenario. Concerning the biodiversity constraint, no co-viability path maintaining the whole set of thirteen species was exhibited. This explains why the species richness required was relaxed to only eleven species. Finally, the food security constraint assumed an increase in the local fish demand at the annual rate of  $d = 3\%$ , according to the demographic scenario which predicts a doubling of the French Guiana's population by 2030 (INSEE, 2011). Moreover, it was assumed that fish species can be substituted, in the sense that a drop in the consumption of one species can be compensated for, by a rise in the consumption of other species.

Following De Lara and Doyen (2008) and Doyen and De Lara (2010), viable efforts for the CVA scenario were obtained by maximizing the following criterion

$$\max_{e_k(t)} \prod_{t=t_1}^{t_f} \mathbf{1}_{\{]0,+\infty[ \}} \left( \pi_k(t) \right) \mathbf{1}_{\{]0,+\infty[ \}} \left( \text{SR}(t) - 11 \right) \mathbf{1}_{\{]0,+\infty[ \}} \left( H(t) - H(2009) \cdot (1 + d)^t \right), \quad (\text{III.13})$$

where again, efforts  $e_k(t)$  are meant to be control strategies that can change each five years as in Equation (III.12) and  $\mathbf{1}_{\{]0,+\infty[ \}}$  represents the characteristic function on positive reals. The numerical method again relies on the evolutionary optimization routine.

### 3.6 Sensitivity analysis and uncertainty margins

A sensitivity analysis was carried out to evaluate the role played in the bio-economic outputs by the different calibrated parameters (Tables III.2 and III.3). To achieve this, we ran additional simulations based on the SQ scenario. Given the large number of parameters, we limited the sensitivity analysis by simultaneously perturbing all the parameters of the same group *i.e.*, initial stocks  $B_0$ , catchabilities  $q$ , trophic intensities  $s$  and intrinsic growth rates  $r$ . For each group of estimated biological parameters, a noise ranging from  $-10\%$  to  $+10\%$  of the calibrated values was added to the parameters. The relative differences in bio-economic outputs including average catches per annum  $\bar{H} = \frac{12}{t_f - t_1} \sum_{t=t_1}^{t_f} H(t)$ , net present value NPV and specific richness  $\text{SR}(t_f)$  were computed. Leverage analysis was also carried out to examine the impact of the choice of time horizon on the outputs. Therefore, other simulations with the SQ scenario were performed increasing the simulation length  $t_f$  from December 2060 to December 2100. The corresponding bio-economic results were compared with those obtained with  $t_f = \text{December } 2050$ .

In line with this, in order to assess the reliability of the outputs for each effort scenario, simulations were replicated 400 times by introducing uncertainties in the estimated parameters  $(r, s, q, B_0)$ . For each simulation, a noise ranging from  $-10\%$  to  $+10\%$  of the calibrated values was again randomly added to the parameters.

**Tableau III.2** – Initial stocks, intrinsic growth rates and catchabilities of selected species from calibration.

Species( <i>i</i> )	Initial stocks (December 2005) $B_i(0)$ (tons)	Intrinsic growth rate ( $r_i$ ) (Fisbase) $*10^{-2}$ (/month)	Intrinsic growth rate ( $r_i$ ) (Calibration) $*10^{-2}$ (/month)	Catchability fleet $k = 1$ ( $q_{i,1}$ ) $*10^{-7}$ (/hour)	Catchability fleet $k = 2$ ( $q_{i,2}$ ) $*10^{-7}$ (/hour)	Catchability fleet $k = 3$ ( $q_{i,3}$ ) $*10^{-7}$ (/hour)	Catchability fleet $k = 4$ ( $q_{i,4}$ ) $*10^{-7}$ (/hour)
A. weakfish	7,152	2.08	1.97	2	4	0.95	10
C. catfish	301	5.95	5.95	68	31	33	24
G. weakfish	26,816	0.16	0.15	0.41	0.39	0.2	0.88
C. snooks	144	4.21	4.08	41	26	47	4
Sharks	10,370	- 4.72	- 3.67	0.38	0.46	0.25	2
S. weakfish	25,825	0.64	0.69	0.06	0.09	0.1	0.
S.croaker	129	3.44	3.08	13	16	54	0.
Tripletail	1,307	9.34	8.87	0.14	0.08	0.02	0.02
G. catfish	67	2.59	2.70	28	37	68	0.31
B. catfish	36	4.21	4.66	48	18	143	0.
G. grouper	2,040	- 2.26	- 1.92	4	0.49	0.3	0.12
F. mullet	28,902	5.31	3.33	0.005	0.003	0.004	0.
P. mullet	38,718	7.03	5.62	0.002	0.0001	0.004	0.

**Tableau III.3** – Trophic relations matrix,  $s_{i,j}$  ( $*10^{-12}$ /kg) from calibration. Values given are the trophic effect of species (*i*) on species (*j*) : positive if *j* is a prey of *i* and negative if *j* is a predator of *i*.

( <i>i</i> ) \ ( <i>j</i> )	A.weak.	C.cat.	G. weak.	C. snoo.	Sharks	S.weak.	S. croa.	Triple.	G. cat.	B. cat.	G.grou.	F. mul.	P. mul.
A.weak.	- 24.41	25.59	- 216.8	3.02	- 39.81	1.81	0.70	0.64	- 23.06	1.72	- 202.6	28.57	36.22
C.cat.	- 204.8	- 104.9	- 14.41	- 46.93	- 4.41	- 36.96	5779	- 267.9	- 45.73	2228	- 18.62	7.27	17.28
G. weak.	22.30	1.80	- 3.98	2.14	- 44.67	2.21	6.41	1.48	- 54.18	10.40	- 28.08	1.22	14.43
C. snoo.	- 24.18	- 17.25	- 17.10	- 16.34	- 85.37	- 1.57	- 133.2	- 71.13	- 121.5	0.43	- 26.01	1.76	2.90
Sharks	4.98	0.551	5.58	10.67	- 4.86	0.40	23.51	5.45	35.10	1.30	- 147.7	29.35	25.10
S.weak.	- 59.91	4.62	- 23.82	0.19	- 3.22	- 0.17	22.16	5.67	- 7.16	3.87	- 7.16	6.27	9.47
S. croa.	- 5.64	-46338	- 51.29	16.65	- 188.1	- 177.2	- 26.26	- 2.07	- 10.47	6.98	- 21.08	5.30	20.94
Triple.	- 5.1	28.05	- 11.86	8.53	- 43.61	- 45.36	- 8.12	- 256.2	- 134.7	8.96	- 26.35	4.39	0.78
G. cat.	2.88	5.72	6.77	15.19	- 280.8	0.89	1.31	16.84	- 114.53	4.76	- 9.48	4.93	8.10
B. cat.	- 13.77	-17831	- 83.25	- 3.43	- 10.43	-30.93	- 55.84	- 71.71	- 38.12	0.	- 206.5	0.	0.
G.grou.	25.33	2.33	3.51	3.25	- 30.49	1.24	2.63	3.29	1.18	25.82	- 10.74	22.79	3.86
F. mul.	- 228.5	- 58.2	- 9.79	- 14.05	- 234.8	- 50.19	- 42.4	- 35.12	- 39.44	0.	- 182.3	0.	0.
P. mul.	- 289.8	- 138.3	- 115.5	- 23.2	- 200.8	- 75.72	- 167.5	- 6.22	- 64.79	0.	- 30.88	0.	0.

## 4 Results

### 4.1 Calibration and sensitivity results

Figure (III.2) presents the historical and simulated catches by fleet, with 95% confidence intervals. For each fleet *k*, confidence intervals<sup>9</sup> were computed from the mean relative errors  $\Delta_k$  between observed and simulated catches from January 2006 to December 2009,

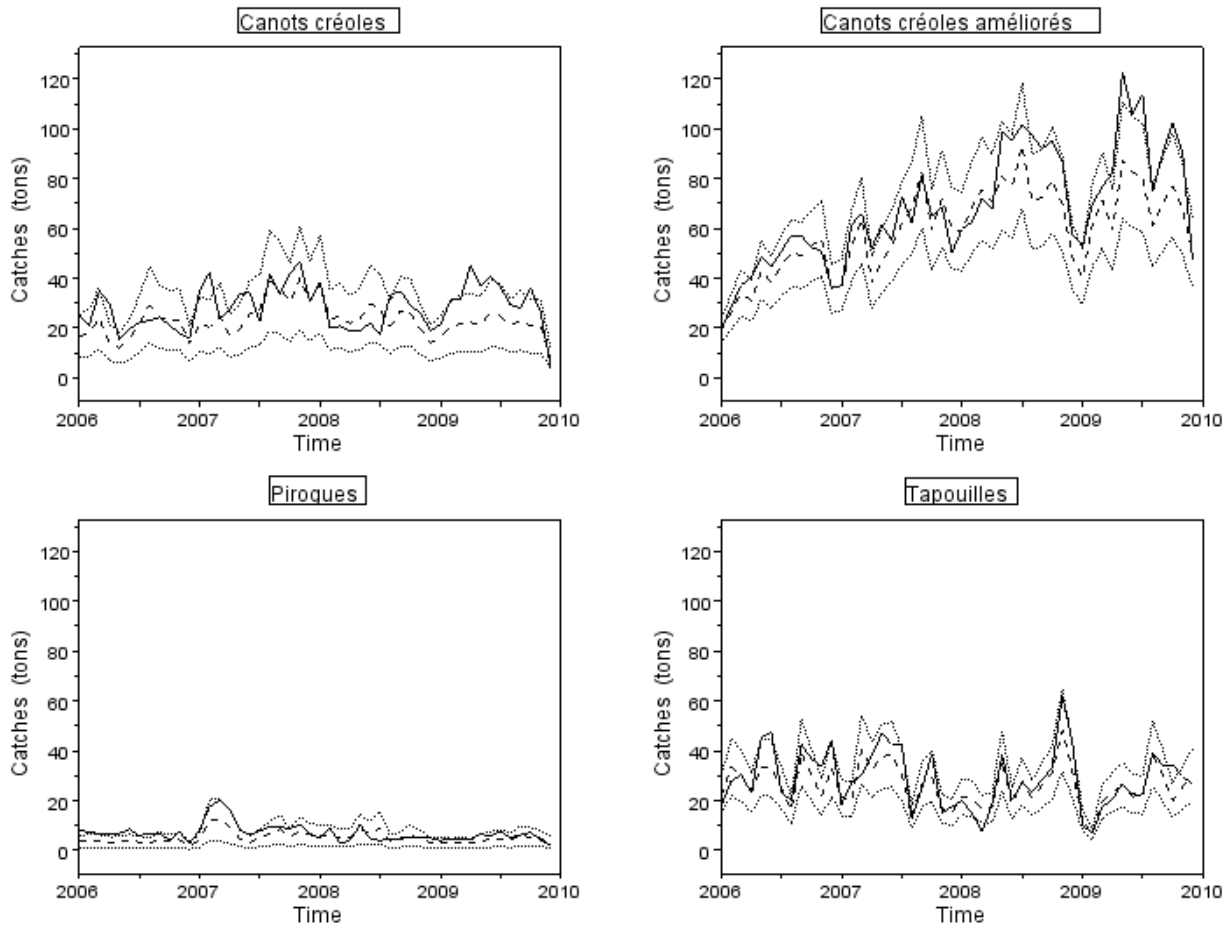
$$\Delta_k = \frac{1}{48} \sum_{t=t_0}^{t_1-1} \left| \frac{H_k^{data}(t) - H_k(t)}{H_k(t)} \right|, \quad (III.14)$$

where  $H_k(t) = \sum_i H_{i,k}(t)$  stands for catches by fleet *k* at time *t* over the whole 13 species *i*. The mean relative errors equal<sup>10</sup>  $\Delta_1 = 0.259$  for CC,  $\Delta_2 = 0.13$  for CCA,  $\Delta_3 = 0.354$  for P and  $\Delta_4 = 0.176$  for T.

Figure III.3 displays the sensitivity results. They stress the fact that the parameters with the greatest impact were intrinsic growth rates  $r_i$  and trophic interactions  $s_{ij}$ . The relative changes in net present value and average catch outputs appear approximatively to be linear functions of the perturbations with slopes between 0 and 1.8 highlighting bounds for the marginal effects of the parameters. In particular, the impact of initial biomasses was small since the relative

9. For each month *t*, 95% confidence intervals are  $[1 - 1.96 * \Delta_k, 1 + 1.96 * \Delta_k] * H_k^{data}(t)$ .

10. The relative errors for the Euclidean or quadratic norm,  $\Delta_k^* = \sqrt{\frac{1}{48} \sum_{t=t_0}^{t_1-1} \left( \frac{H_k^{data}(t) - H_k(t)}{H_k(t)} \right)^2}$ , yields :  $\Delta_1^* = 0.308$  for CC,  $\Delta_2^* = 0.151$  for CCA,  $\Delta_3^* = 0.414$  for P and  $\Delta_4^* = 0.257$  for T.

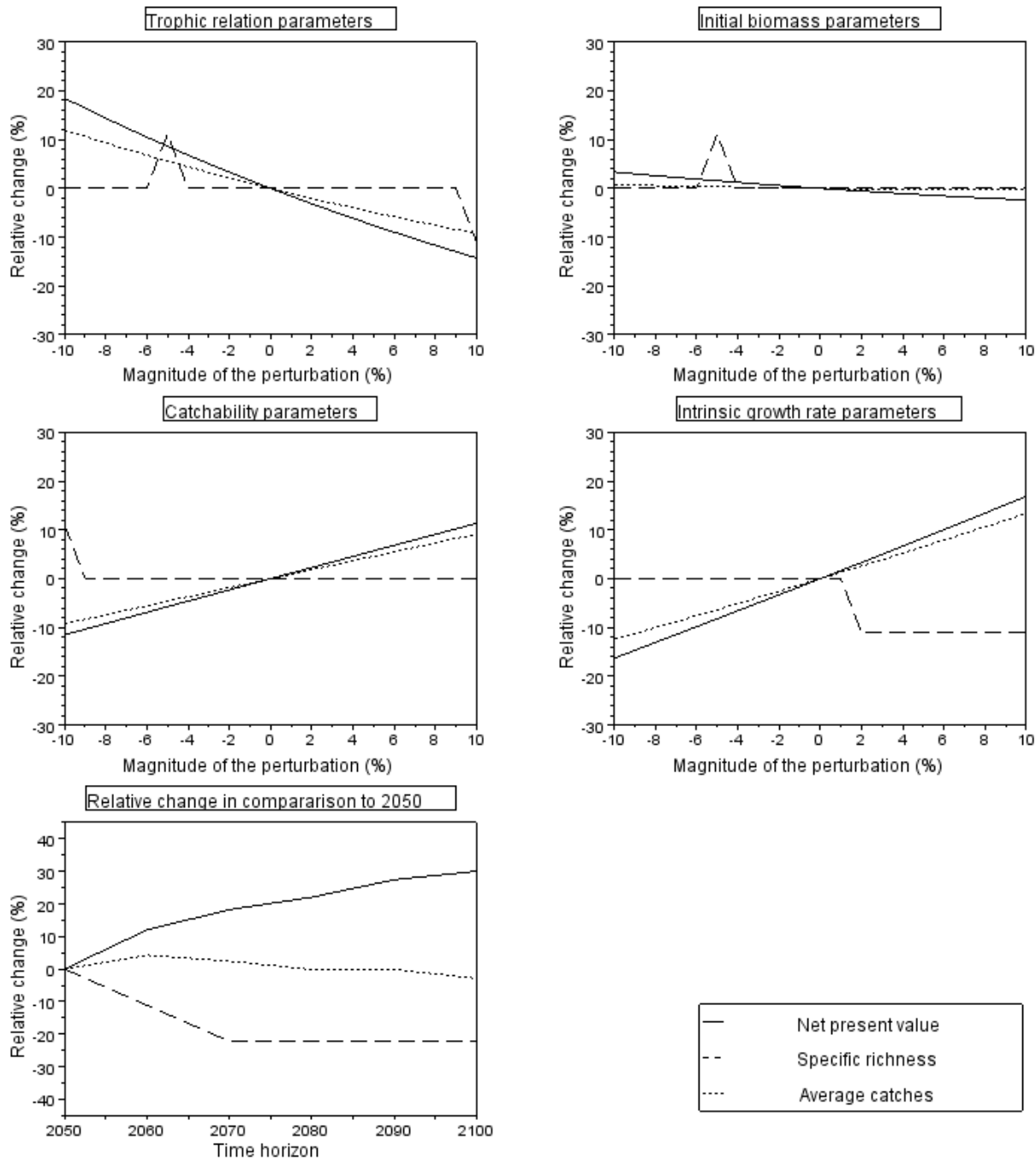


**Figure III.2** – Comparison by fleet  $k$  between historical catches  $\sum_{\text{species } i} H_{\text{species } i, k}^{\text{data}}(t)$  (solid lines) and simulated catches  $\sum_i H_{i, k}(t)$  (dashed lines), with the confidence intervals at 95% (dotted lines).

changes were less than the perturbation magnitude for these biomasses. Trophic intensities and intrinsic growth rates were the inputs for which a perturbation entailed larger relative changes in the outputs. The nonlinear nature of the species richness index is captured by the staircase shape of the relative change as well as the peaks observed. Moreover, the relative changes in bio-economic outputs in comparison to the 2050 time horizon, show a reduced impact of the temporal target in the results. In particular, the net present value is not affected by a change of horizon mainly because of the discount involved. Of interest is the fact that species richness is stabilized after 2070. The average annual catches continue to rise with the time horizon, which emphasizes the fact that overall fishery production does not collapse after year 2050 and could even be enhanced.

## 4.2 Scenarios effort levels

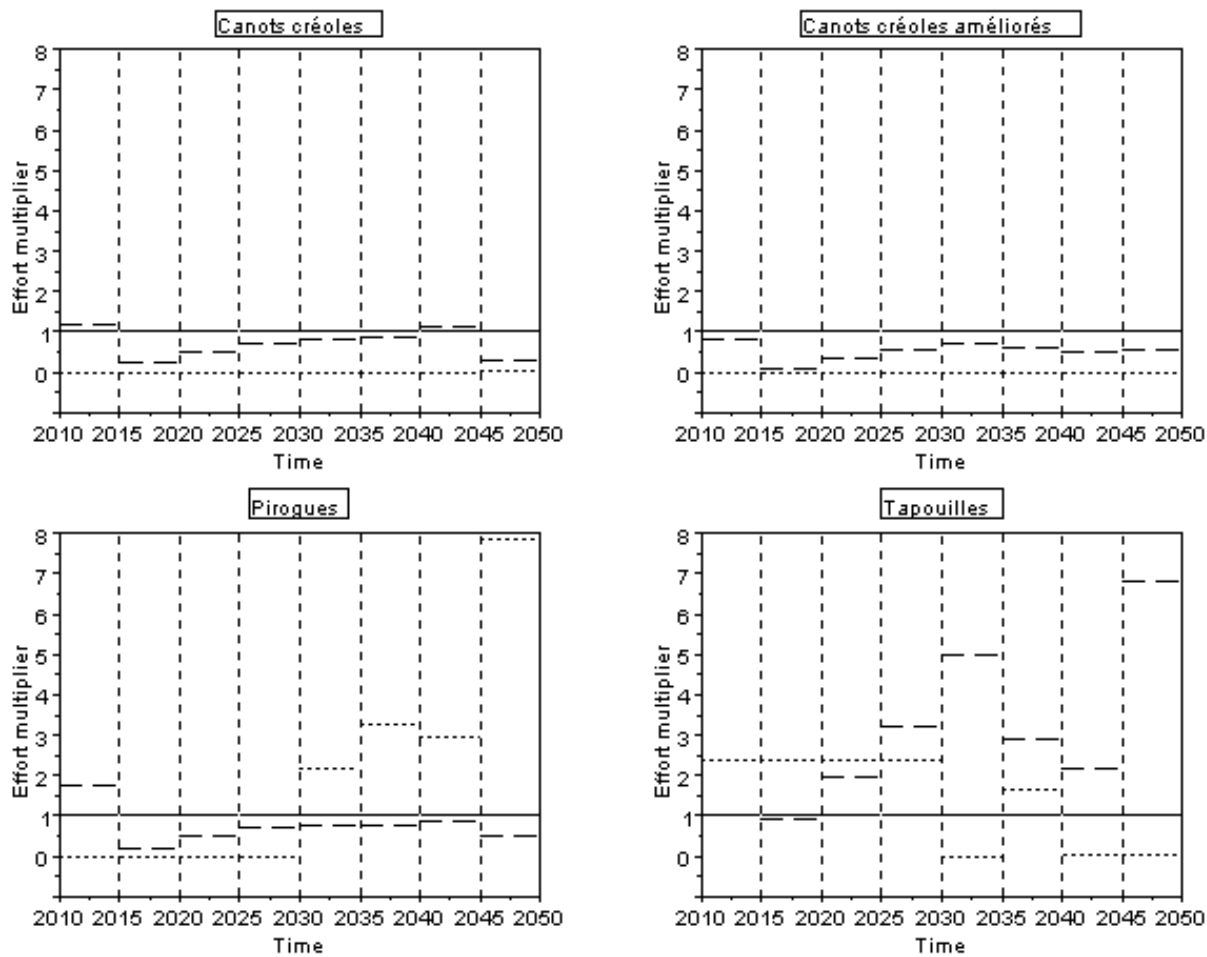
Figure III.4 displays the effort multipliers  $\frac{e_k(t)}{\bar{e}_k}$  by fleet for each fishing scenario. These effort multipliers are based on the comparison between effort  $e(t)$  and the mean pattern of efforts  $\bar{e}_k$



**Figure III.3** – Relative changes of net present value NPV (solid line), average annual catches  $\bar{H}$  (dotted line), species richness  $SR(t_f)$  (dashed line), according to variations in input parameters by 1% increments from -10% to +10% (a, b, c and d), and time horizon (e). The baseline is status quo scenario SQ.

between 2006 and 2009 defined in Equation (III.10). The SQ effort multiplier is equal to one, as expected. It turns out that the PV scenario induces the largest decrease in fishing efforts to maximize the present value of aggregated rent. In particular, the PV scenario implies stopping fishing activity for the CC and CCA fleets during the entire simulation period. With regard to the T fleet, fishing effort is increased in the first two decades of the simulation and stopped

in the last decade. By contrast, the fishing effort of the P fleet follows an opposite pattern. Effort is nil during the first two decades of the simulation and is increased after 2030. The multiplier for the T fleet reaches 2.4 in the first part of the simulation, while for the P fleet, multipliers range from 2.2 to 7.8 for the second part of the simulation. In contrast, the CVA scenario guarantees an activity for every fleet throughout time. On average, its effort level is lower than the baseline SQ except for the T fleet, which exhibits an effort multiplier ranging from 0.9 to 6.8. The average multiplier of the viable strategy is 0.7 for CC, 0.51 for CCA, 0.75 for P and 3.0 for T.

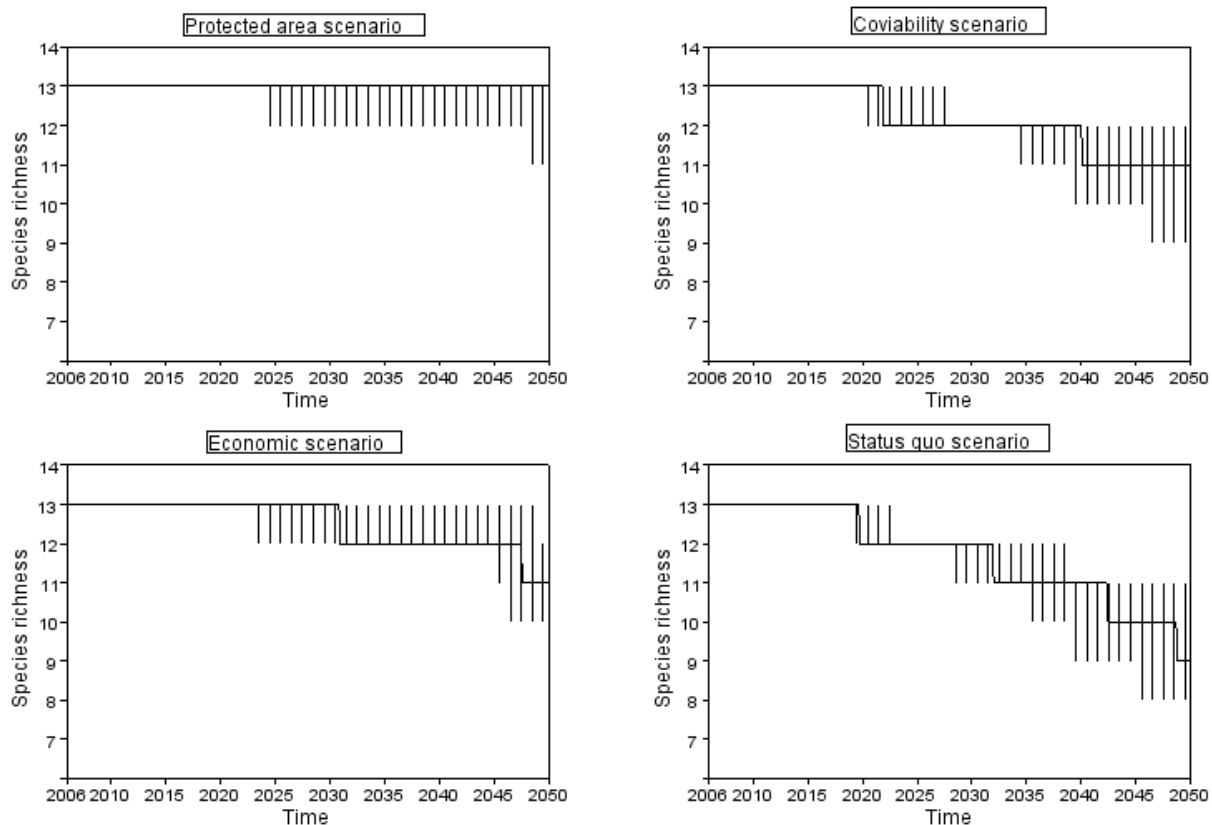


**Figure III.4** – Fishing effort multiplier  $u_k(t) = \frac{e_k(t)}{e_k}$  by fleet and scenario, Status quo SQ (solid line), Economic PV (dotted line), Co-viability CVA (dashed line).

### 4.3 Ecological results

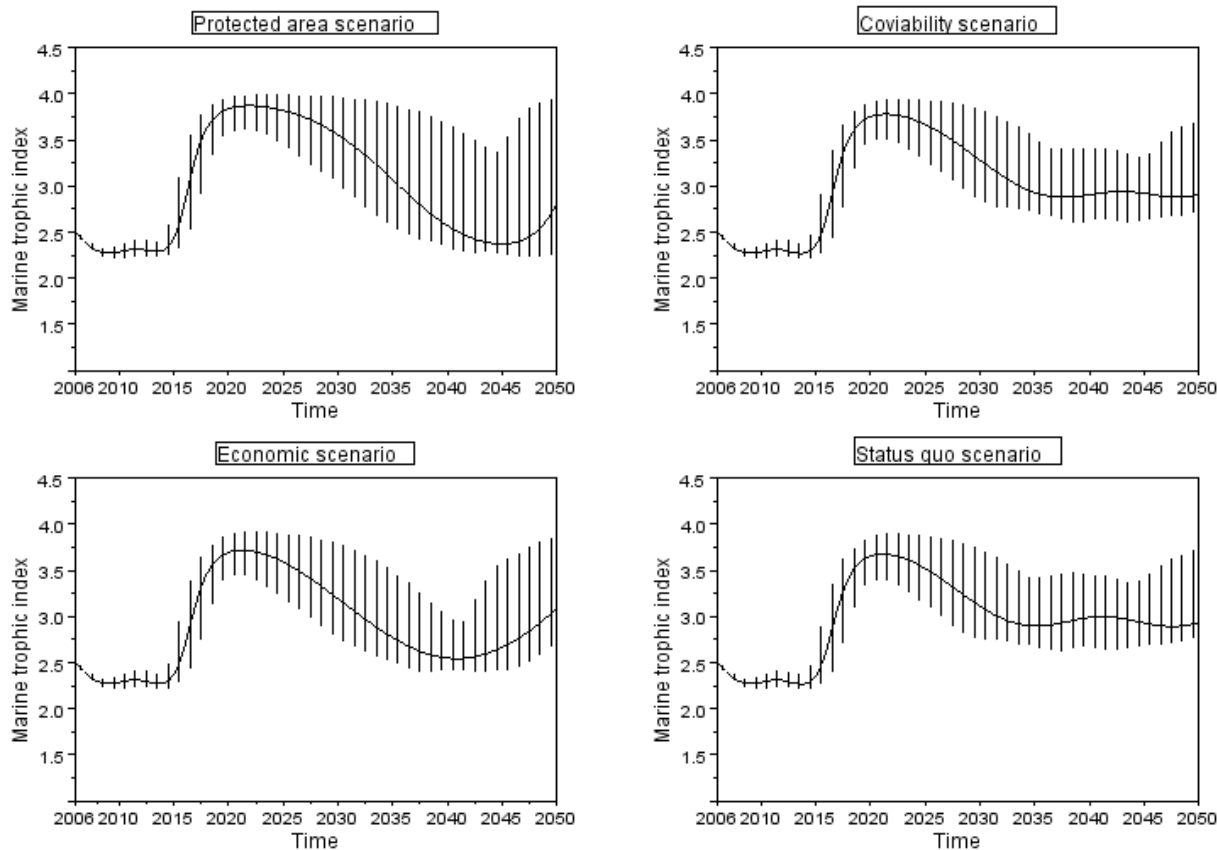
Trends in the evolution of species richness according to the scenarios are plotted in Figure III.5. Marine trophic and Simpson diversity evolutions are available in Figures III.6 and III.7. The ‘mean’ trajectories induced by the calibrated values are plotted together with margin errors of 400 simulations derived from the perturbation of the parameters selected randomly

in  $[-10\%; +10\%]$ . First it appears that a loss of species occurs for every scenario, as species richness decreases in every case except in the closure CL scenario, as expected (at least when the parameters are not perturbed). In other words, implementing a no fishing zone should maintain species diversity. By contrast, the baseline SQ scenario leads to the worst result in terms of diversity loss. Species richness ranges from 11 to 8 at the end of the simulation period. The mean simulation provides 9 species at the end and species like *Crucifix catfish*, *Common snook*, *Silver croaker* and *Bressou catfish* disappear. With the PV scenario, both *Crucifix catfish* and *Bressou catfish* collapse. The final state of species richness with the CVA scenario is qualitatively identical to the PV scenario since 11 species remain at the end while the same species disappear. From mean estimated parameters, two species (*Crucifix catfish* and *Bressou catfish*) become extinct in the SQ, CVA and PV scenarios, but the extinction periods are not identical : species extinctions are delayed in proportion to the reductions in effort level. Extinction periods of these two species correspond to years 2020-2032 for the SQ scenario, 2022-2040 for the CVA scenario and 2031-2047 for the PV scenario respectively.



**Figure III.5** – Species richness  $SR(t)$  evolution by scenario (solid lines), with uncertainties (vertical lines).

The trajectories of the two other biodiversity indices are more complex and difficult to interpret. The species abundances change considerably in the simulation period. In particular, a major change occurs around 2015 for all ecological indicators when certain species start to decline. This decrease is illustrated by the decline in catches between 2015-2020 for the SQ



**Figure III.6** – Marine trophic index  $MTI(t)$  by scenario (solid lines), with uncertainties (vertical lines).

scenario (Figure III.8). At the start of the mean simulation, the total biomass is not equally distributed among the species with  $SI = 0.5$ , and the marine ecosystem is dominated by species with a low trophic level  $MTI = 2.5$ . At the end of the mean simulation, for all scenarios, diversity indices are better than those at the beginning ( $SI$  ranges from 0.61 to 0.77,  $MTI$  from 2.79 to 3.08, according to the scenario).

The impact of uncertainties is significant, as the ecological indices appear volatile in particular for the last years. This indicates that the results should be considered with caution.

#### 4.4 Economic results

Catches and profits for the SQ, PV and CVA scenarios are plotted in Figures III.8, III.9, III.10 and III.11. The main biomass changes in years 2015-2020 also affect the catches and profits. The SQ scenario seems economically viable in terms of profitability, as annual profits are positive during almost the entire period for all fleets. However, exceptions occur for the CC and CCA fleets in the first years of the simulation and for the P fleet in the 2010-2011 and 2026-2034 periods. Not surprisingly, the PV scenario yields the highest cumulative discounted profit, between 1.125-2.399 billion euros, versus 123.2-203.3 million euros for the SQ scenario and 84.7-239.9 million euros for the CVA scenario. The greatest fishing activity occurs in the second part of the simulation for the P fleet. One explanation can be found in the high value



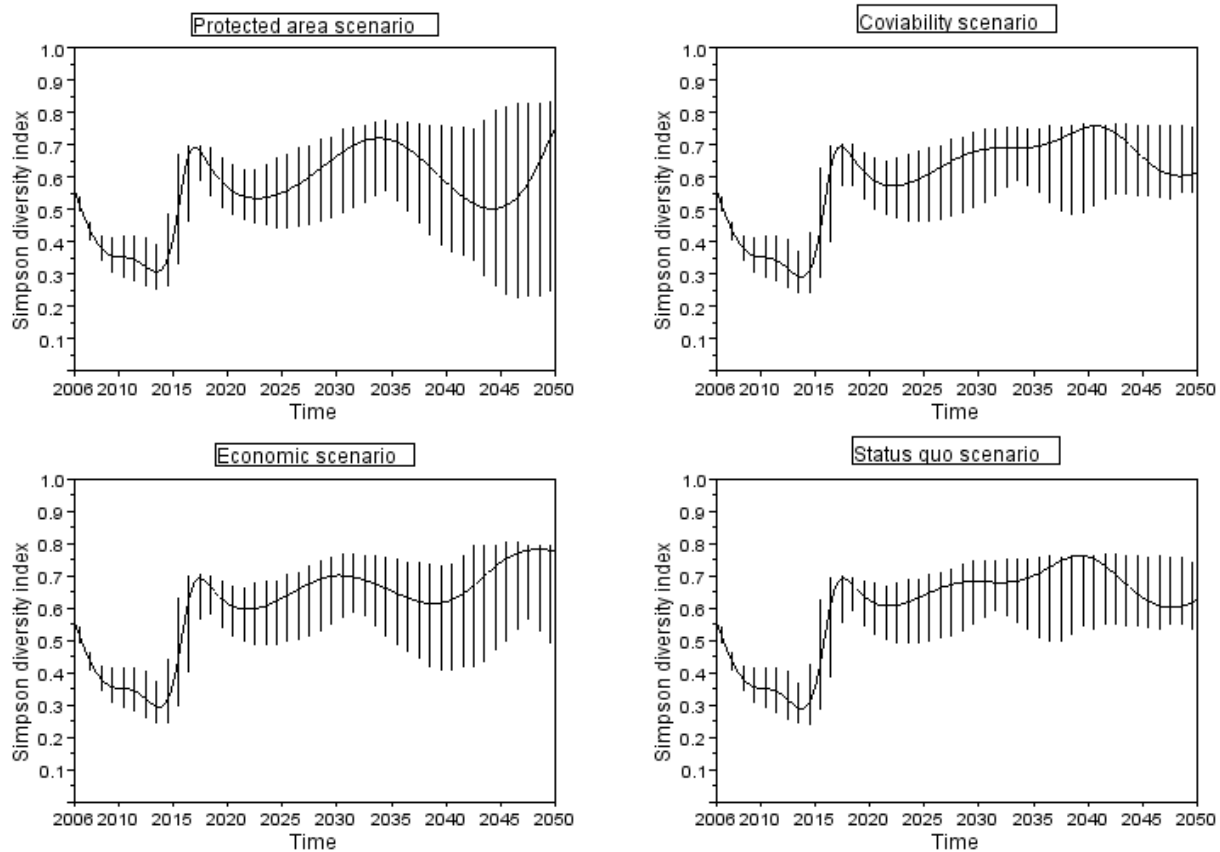


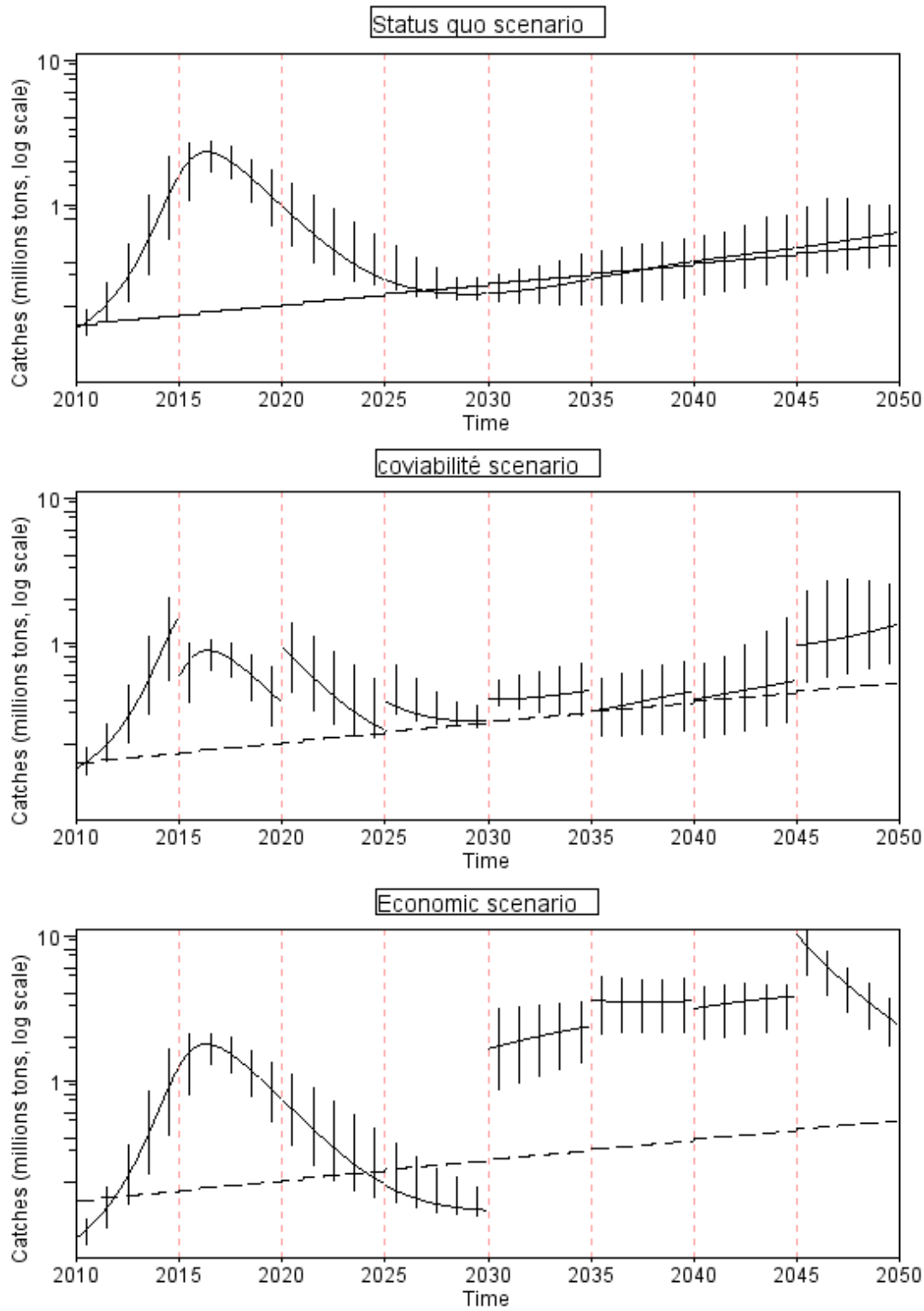
Figure III.7 – Simpson diversity index  $SI(t)$  by scenario (solid lines), with uncertainties (vertical lines).

of the selling prices for this fleet (Table III.4). On average, the CVA scenario provides positive annual profits for each fleet throughout the simulation despite the fact that the CVA fishing effort is lower than the SQ effort. However, as the CVA scenario effort levels were computed from the mean estimated parameters, the uncertainties may alter the profitability in certain years.

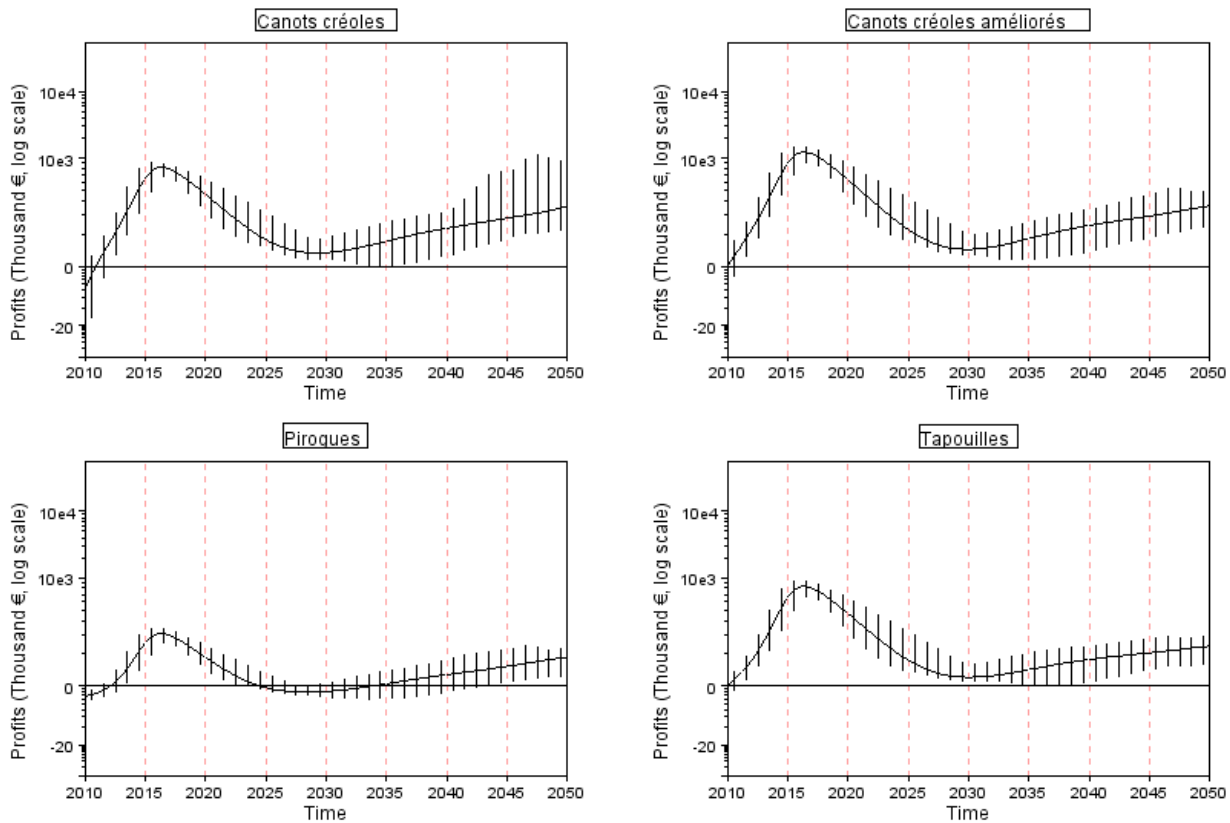
Tableau III.4 – 2008 economic data (variable costs, fixed costs and selling prices).

	Fleets			
	'canots créoles' (fleet $k = 1$ )	'canots créoles améliorés' (fleet $k = 2$ )	'pirogues' (fleet $k = 3$ )	'tapouilles' (fleet $k = 4$ )
2006-2009 average boats number	71	60	45	10
Variable costs $c_k^v$ (EURO/fishing hour)	5.83	5.40	8.52	8.22
fixed costs per boat $c_k^f$ (EURO/annum)	8610	8958	3770	29833
Selling prices $p_{i,k}$ (EURO/kg)				
A. weakfish	3.08	2.31	4.00	2.23
C. catfish	1.85	1.49	3.00	1.25
G. weakfish	1.45	1.42	2.50	1.56
C. snooks	2.83	2.09	4.00	2.23
Sharks	1.78	1.07	3.00	0.94
S. weakfish	2.40	1.98	3.28	2.23
S. croaker	1.68	1.89	3.71	1.50
Tripletail	1.97	1.29	1.65	1.97
G. catfish	5.68	4.23	6.00	4.00
B. catfish	1.74	1.73	3.00	1.73
G. grouper	3.73	3.98	4.00	2.43
F. mullet	3.96	2.48	4.20	2.50
P. mullet	3.81	2.00	5.00	2.00

Comparison of the fish demand curve with the supply curves by scenario (Figure III.8) shows



**Figure III.8** – Total catches  $H(t)$  by scenarios (solid lines) versus local fish demand (dashed line), with uncertainties (vertical lines).



**Figure III.9** – Profit  $\pi_k(t)$  by fleet for the SQ scenario (solid lines), with uncertainties (vertical lines). The dotted line stands for profitability threshold.

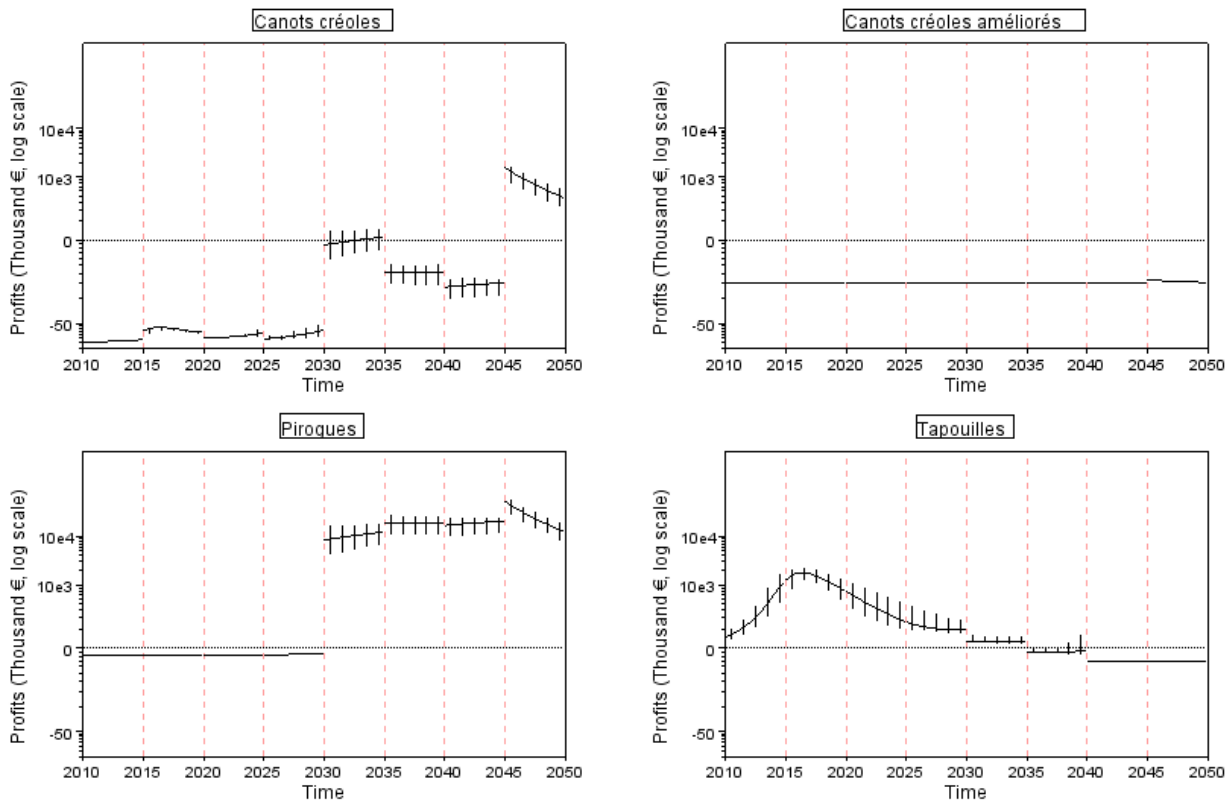
that yield levels may differ broadly from local fish demand projection. In particular, for a period of several years, the mean production is lower than the fish demand<sup>11</sup> except for the mean CVA scenario, as expected. In the same vein, the mean cumulative supply over forty years of the CVA scenario with  $H = \sum_t H(t) \approx 262$  Ktons is the closest to the cumulative fish demand of 144 Ktons as compared to the SQ and PV scenarios with  $H = 284$  and  $H = 986$  Ktons respectively. However, it also appears that the food security constraint of the CVA scenario may be violated during some years when uncertainties are taken into account.

## 5 Discussion

### 5.1 Co-viability as a step towards sustainability

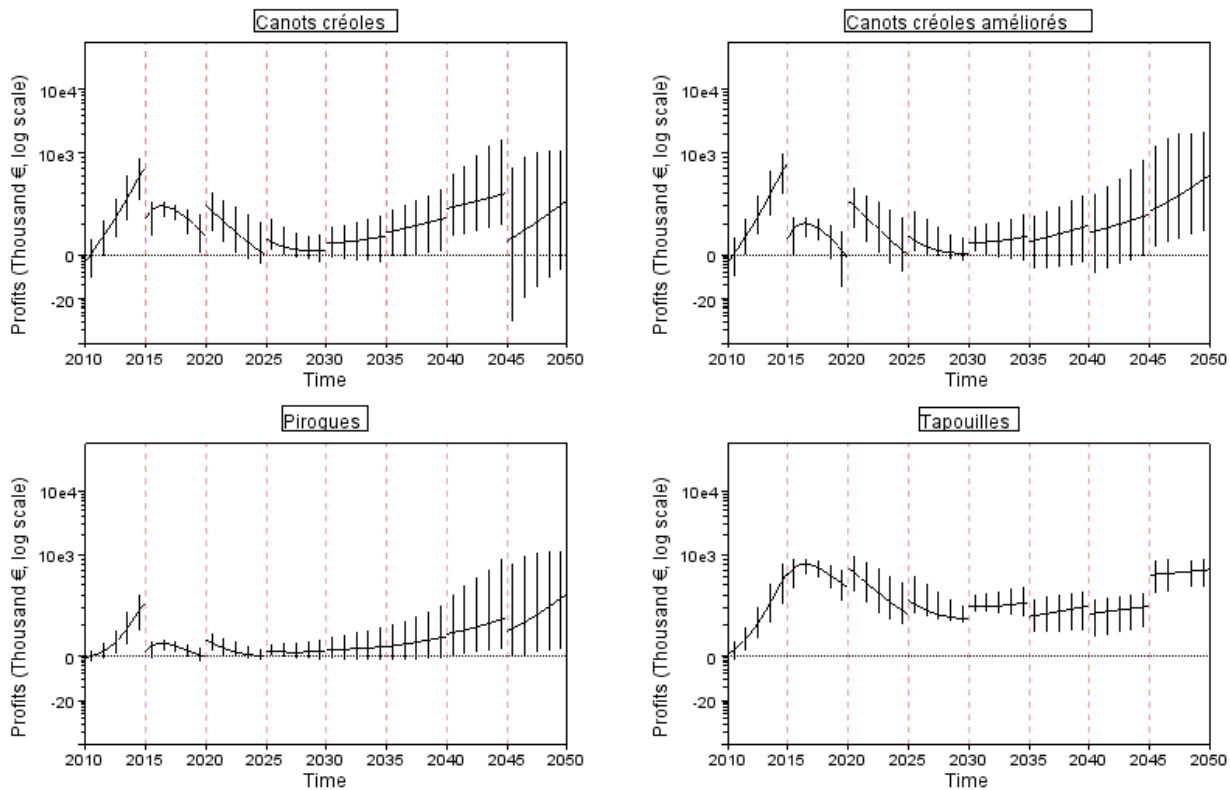
Let us first analyze our results in terms of sustainability. Obviously, a total fishery closure is not a satisfactory solution either economically or socially in terms of jobs, income and food consequences. It turns out that maintaining constant efforts through the SQ scenario is also not a suitable and sustainable strategy. In fact, aside from the fact that the CC and P fleets

11. It should be pointed out that prices are fixed and then do not clear the market. This assumption could be relaxed in future work.



**Figure III.10** – Profit  $\pi_k(t)$  by fleet for the PV scenario (solid lines), with uncertainties (vertical lines). The dotted line stands for profitability threshold.

do not realize any profit in the first years, the SQ scenario does not satisfy the constraint of local consumption from years 2028 to 2038 in the mean regime and provides the worst performance for species richness. The calibration context can partially explain the negative profits of these fleets at the beginning of the simulation. Indeed, economic data are based on year 2008 which was unusual : fuel prices reached a record and thus production costs rose considerably. More generally, the low prices at first sale and the production costs did not allow every vessel to generate profits. Not surprisingly, the largest cumulative discounted profit and the most important fish supply are obtained with the PV scenario. However, this scenario may not be socially acceptable since profits are not evenly distributed between fleets over time. This happens because this scenario imposes that the CC and CCA fleets cease their activities, inducing negative profits for these fleets due to fixed costs (Figure III.10). That some fleets exhibit negative profits is consistent from the social planner point of view underlying the PV approach, since aggregated profits are optimized by favoring the most efficient fleets. A better balance between biodiversity and socio-economic performance can be reached with the CVA scenario, at least on average. Although two species disappear, this scenario appears to be the best compromise : it allows annual positive mean profits for every fleet and satisfies local consumption during the forty years of simulation. However, the variability of outputs due to noise in parameters suggests that a stochastic or robust approach would be fruitful to guarantee



**Figure III.11** – Profit  $\pi_k(t)$  by fleet for the CVA scenario (solid lines), with uncertainties (vertical lines). The dotted line stands for profitability threshold.

this viability in an uncertain context.

In addition to analysis on the case study, this work advocates an integrated and multi-criteria approach. A wide range of stakeholders are involved in fisheries, including industrial, artisanal, subsistence and recreational fishermen; suppliers and workers in allied industries; managers, environmentalists, biologists, economists; public decision makers and the general public. Each of these groups has an interest in particular outcomes from fisheries, and the outcomes that are considered desirable by one stakeholder may be undesirable for another groups (Hilborn, 2007). Considering this multi-dimensional nature of marine fisheries management is a way to guarantee the reasonable exploitation of aquatic resources, allowing the creation of conditions for sustainability from economic, environmental and social viewpoints. The present work is fully in line with these considerations. First, of interest is the use of bio-economic models and assessments articulating ecological and socio-economic processes and goals as in Béné *et al.* (2001); Doyen *et al.* (2012); Péreau *et al.* (2012). Moreover, by focusing on sustainability and viability, the present model exhibits management strategies and scenarios that account for intergenerational equity. As emphasized in Martinet and Doyen (2007) and De Lara and Doyen (2008), viability is closely related to the maximin (Rawlsian) approach with respect to intergenerational equity. In this respect, the CVA strategy turns out to be a promising approach.

## 5.2 Co-viability as a step towards EBFM

Several authors have proposed the viability approach as a new, innovative and well-suited modeling framework for EBFM (Cury *et al.*, 2005; Doyen *et al.*, 2012). They argue that the viability approach, especially co-viability, is relevant in handling EBFM issues because it may simultaneously account for dynamic complexities, bio-economic risks and sustainability objectives balancing ecological, economic and social dimensions for fisheries. In particular, Cury *et al.* (2005) and Doyen *et al.* (2007) show how the approach can potentially be useful for integrating ecosystem considerations for fisheries management. Mullon *et al.* (2004), Bene and Doyen (2008) and Chapel *et al.* (2008) emphasize the ability to address complex dynamics in this framework. The computational and mathematical modeling methods proposed in this paper through the CVA strategy are motivated by a similar prospect. One major advantage of the co-viability approach is the fact that the viability framework is dynamic and thus makes it possible to capture the interactions and co-evolution of marine biodiversity and fishing. The dynamics can potentially include complex mechanisms such as trophic interactions, competition, metapopulation dynamics or economic investment processes. Here the focus is both on trophic and technical interactions through a multi-fleet and multi-species context as in Doyen *et al.* (2012).

Projections over forty years for different fishing scenarios highlight the complexity of mechanisms at play, particularly their nonlinearity. With regard to this point, the trajectories of ecological indicators are representative and should not be interpreted separately. The species richness for the CL scenario can be sustained, meaning that all species are present at the end of the mean simulation. However, the Simpson and marine trophic indices reveal that species abundances change over the simulation period, even more when uncertainties on estimated parameters are considered. Diversity index (SI, MTI) values at the end of the mean simulation lead to the following findings : 1) total biomass is better distributed among species and 2) the species with a high trophic level are better represented. Thus, the effects of fishing on the species can be deduced : fishing leads to ecosystem specialization.

## 5.3 Decision support for the French Guiana small-scale fishery

Small-scale fisheries remain poorly managed because of their heterogeneity, difficulties in getting consistent and perennial data and the lack of regulation tools. The problem is more acute in a tropical context with a high level informal activity and high biodiversity with low stock biomass (this is typically valid for reef ecosystems). In French Guiana, waters are very turbid and productive due to the proximity of the Amazon river. There are no reefs, but biodiversity is high, as is biomass. The bio-economic database monitored from 2006 with the help of local communities who collected time series data, offers the opportunity to go a step further towards building management tools. Since the decline of the French Guiana industrial shrimp fishery (Chaboud *et al.*, 2008), the coastal fishery has become a sector with a high potential

for development. In 2008, coastal fishery production was higher than shrimp and red snapper landings. However, as previously stated, there is no quota for catches, and no limitation concerning exploited species and their size. Regulation tools are derived from commonly used national and European fisheries management systems. These standards concern the gear selectivity (mesh size) and the global size of the fleet through total engine power and total vessel capacity. However, due to the lack of studies on the stock status for the main exploited species, rules relating to overall fleet size have not been adapted to the changing level of fish stocks. The only aim of the current management strategy is to prevent fishing activity by unauthorized boats. The present bio-economic study should contribute to the design of more scientific and relevant assessments and regulations for both the marine ecosystem and this small scale fishery. At this stage, we would like to point out the methodological interest of sustaining the Fishery Information System to achieve such goals.

Fishing scenario outputs show that fishing performance, including food supply and profitability of fleets, can be increased or sustained. In particular, this suggests that the marine ecosystem and the fishing sector could cope with food demand and contribute to food security. This could have positive consequences for the development of French Guiana, since the coastal fishery plays an important socio-economic role for the small towns along the coastline where more than 90% of the population is located. However, there is a risk of losing fish biodiversity due to fishing pressure. This loss of biodiversity could potentially alter some ecosystem services (not taken into account in the current model) and the outcomes of the fishery itself in the long run. Thus, some fish stocks should be evaluated more specifically in order to anticipate their depletion (*Crucifix catfish*, *Bressou catfish*). Depending on the endangered stocks, conservation measures for the productive and reproductive capacities of these stocks should be taken. This could be achieved by banning fishing in nursery areas or providing incentives for using more selective fishing techniques. In this way, the co-viability approach could enable long term management of the French Guiana coastal fishery. The CVA scenario suggests that such a multi-functional sustainability would be maintained with a small increase in the T fleet's effort and a relative reduction for the other fleets (CC, CCA or P). This management strategy entails implementing limitations on fishing effort. Nevertheless, this scenario may remain attractive for the different stakeholders involved since the profitability constraint for each fleet, the species richness constraint and the food security constraint are all satisfied. In this sense, the CVA strategy could be potentially operationalized with the fishermen's cooperation.

## 6 Conclusion

This work provides a bio-economic model and analysis for the coastal fishery in French Guiana. It relies on a multi-species and multi-fleet model integrating Lotka-Volterra trophic dynamics and profit functions. The dynamic model is calibrated using data from the Ifremer

fishery information system. Ecological and economic performance of contrasting fishing scenarios including status quo, total closure, economic and viable strategies are compared. The major contribution of the paper is twofold. First, it proposes for the first time decision support tools for the management of the small-scale fishery in French Guiana. Small-scale fisheries are poorly managed due to a lack of tools and data, although these fisheries are crucial to sustaining many communities especially in developing or underdeveloped countries (Garcia *et al.*, 2008). The present work emphasizes the interest of bio-economic models which rely on a perennial database in this context of small-scale fisheries. The second contribution of this study is to advocate the use of viability approaches as a relevant modeling framework for EBFM and sustainability issues. Such sustainability is known to be difficult to achieve because economic, social and ecological goals can contradict each other (Pitcher, 2001). The paper points out that, by balancing ecological and economic goals with production and food security objectives over several decades, the viability approach is well suited to address sustainability. By accounting for complex and nonlinear dynamics and by addressing biodiversity issues, the paper also shows how viability modeling can be applied to high dimensional environmental systems. More generally, the present work suggests that adopting the viability method would enable other objectives of the EBFM approach to be taken into account. For instance, fisheries are urged to transform their practices progressively, to favor eco-friendly technologies, to reinforce quality and reliability of products and services and to create jobs. New management policies integrating all these dimensions in accordance with public goals need to be defined, especially in this kind of small-scale coastal fishery (Blanchard and Maneschy, 2010).

Due to the uncertainties underlying the calibrated parameters, results of this paper should be interpreted with caution. The reliability of some parameters needs to be reinforced to obtain a more accurate model. Up to now, only shrimp and red snapper fisheries have been widely studied in French Guiana. It turns out that certain parameters are estimated from Fishbase or from the literature. Consequently, it would be fruitful to integrate more values from local field studies dedicated to this ecosystem (for instance, intrinsic growth rates and trophic levels). Stomach content data analysis would also improve trophic interaction evaluations. Similarly, as landings are computed from catchabilities and initial stocks, it would be important to obtain a refined estimation of these parameters. These uncertainties suggest that a more robust approach based on stochastic viability methods should be used (Doyen and De Lara, 2010; Doyen *et al.*, 2012). Doing so would significantly strengthen the robustness of the outcomes and assertions of this dynamic complex model. At this stage, we would like to point out the advantage to sustain the Fishery Information System with the help of local communities.

Furthermore, the ecosystem-based model is based on simplified dynamics. In fact, species in French Guiana's coastal ecosystem present different trophic levels (from 2.01 to 4.35), leading us to consider predator-prey relationships between the thirteen species selected in the model. We used a basic Lotka-Volterra model because of the high number of species considered and the lack of biological data. Indeed, other models such as an individual-based model would have



required us to calibrate even more biological parameters. In future work, we plan to refine the Lotka-Volterra model by adding a predator saturation effect, such as Holling functional response (Holling, 1959), when preys are abundant.

Many other issues could be addressed in future work. From an economic and social viewpoint, taking into account the demand mechanism and endogenous prices is necessary to improve the predictions of the model. A next step would be to integrate social indicators such as employment level and job satisfaction to evaluate the scenarios with regard to social performance (Blanchard and Maneschy, 2010). From an ecological perspective, it would be interesting to extend the number of species in order to include the effects of fishing activities on the dynamics of other species (such as mammals, turtles or birds) and on plankton dynamics. In line with this, comparisons with the Ecopath (EwE) approach could be informative. Another interesting goal would be to include the effects of climatic changes, for instance sea surface temperatures (Thebaud and Blanchard, 2011). Finally, a spatial extension of this model could also be considered to integrate, for instance, the effects of protected areas.

## Acknowledgments

This work was carried out with the financial support of the ANR (French National Research Agency) under the ADHOC program, the ERDF (European Regional Development Fund) under the DEPECHE program, the FRB (Fondation Recherche Biodiversité) under the BIOMER project and IFREMER. We thank all the fishermen who agreed to provide economic data as well as all the observers who collected the other fishery data sets each day.



---

## Références bibliographiques

- Bene, C. and L. Doyen (2008), ‘Contribution values of biodiversity to ecosystem performances : A viability perspective’, *Ecological Economics* **68** : 14–23.
- Blanchard, F. and M. Maneschy (2010), ‘Vers un développement durable des pêcheries traditionnelles côtières amazoniennes : intégrer les sciences humaines aux sciences naturelles et économiques’, in E. Barone-Visigalli and A. Roosevelt, eds., *Amaz’hommes Sciences de l’homme et sciences de la nature en Amazonie*, Cayenne : Ibis Rouge, pp. 371–382.
- Béné, C., L. Doyen, and D. Gabay (2001), ‘A viability analysis for a bio-economic model’, *Ecological Economics* **36** : 385–396.
- Chaboud, C., P. Vendeville, F. Blanchard, and A. Viera (2008), ‘Bio-economic modelling as an integrative tool assess the dynamics of fisheries facing global economic environmental changes : the example of the French Guyana shrimp fishery’, in *Coping with global change in marine social-ecological systems : programme and abstracts*, p. 23.
- Chapel, L., G. Deffuant, S. Martin, and C. Mullon (2008), ‘Defining yield policies in a viability approach’, *Ecological Modelling* **212** : 10–15.
- Cury, P. A. and V. Christensen (2005), ‘Quantitative ecosystem indicators for fisheries management - Introduction’, *Ices Journal of Marine Science* **62** : 307–310.
- Cury, P. M., C. Mullon, S. M. Garcia, and L. J. Shannon (2005), ‘Viability theory for an ecosystem approach to fisheries’, *Ices Journal of Marine Science* **62** : 577–584.
- De Lara, M. and L. Doyen (2008), *Sustainable management of natural resources : mathematical models and methods*, Springer Verlag.
- Doyen, L. and M. De Lara (2010), ‘Stochastic viability and dynamic programming’, *Systems and Control Letters* **59** : 629–634.
- Doyen, L., M. De Lara, J. Ferraris, and D. Pelletier (2007), ‘Sustainability of exploited marine ecosystems through protected areas : A viability model and a coral reef case study’, *Ecological Modelling* **208** : 353–366.
- Doyen, L., O. Thébaud, C. Béné, V. Martinet, S. Gourguet, M. Bertignac, S. Fifas, and F. Blanchard (2012), ‘A stochastic viability approach to ecosystem-based fisheries management’, *Ecological Economics* **75** : 32 – 42.
- FAO (2003), *Fisheries Management .2. The Ecosystem Approach to Fisheries*, FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries (FAO), 1020-5292, No. 4 (Suppl.2), Rome.

- FAO (2010), *The state of world fisheries and aquaculture*, State of World Fisheries and Aquaculture (FAO), Rome.
- Garcia, S., E. H. Allison, N. Andrew, C. Béné, G. Bianchi, G. De Graaf, D. Kalikoski, R. Mahon, and L. Orensanz (2008), *Towards integrated assessment and advice in small-scale fisheries : principles and processes*, FAO fisheries and aquaculture technical paper ;515, Rome : FAO.
- Garcia, S. M. and R. J. R. Grainger (2005), ‘Gloom and doom? The future of marine capture fisheries’, *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **360** : 21–46.
- Grafton, R. Q., T. Kompas, and R. W. Hilborn (2007), ‘Economics of overexploitation revisited’, *Science* **318** : 1601–1601.
- Hall, S. J. and B. Mainprize (2004), ‘Towards ecosystem-based fisheries management’, *Fish and Fisheries* **5** : 1–20.
- Hilborn, R. (2007), ‘Defining success in fisheries and conflicts in objectives’, *Marine Policy* **31** : 153–158.
- Holling, C. S. (1959), ‘Some characteristics of simple types of predation and parasitism.’ *Canadian Entomologist* **91** : 385–398.
- INSEE (2011), ‘Projections de population à l’horizon 2040, Plus d’un demi-million de Guyanais’, Technical report, INSEE.
- Jennings, S. (2005), ‘Indicators to support an ecosystem approach to fisheries’, *Fish and Fisheries* **6** : 212–232.
- Leopold, M. (2004), *Guide des poissons de mer de Guyane*, Ifremer.
- Link, J. S. (2005), ‘Translating ecosystem indicators into decision criteria’, *Ices Journal of Marine Science* **62** : 569–576.
- Magurran, A. E. (2007), ‘Species abundance distributions over time’, *Ecology Letters* **10** : 347–354.
- Marasco, R. J., D. Goodman, C. B. Grimes, P. W. Lawson, A. E. Punt, and T. J. Quinn (2007), ‘Ecosystem-based fisheries management : some practical suggestions’, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64** : 928–939.
- Mardle, S. and S. Pascoe (2000), ‘Use of evolutionary methods for bioeconomic optimization models : an application to fisheries’, *Agricultural Systems* **66** : 33–49.
- Martinet, V. and L. Doyen (2007), ‘Sustainability of an economy with an exhaustible resource : a viable control approach’, *Resource and Energy Economics* **29** : 17–39.
- Mullon, C., P. Cury, and L. Shannon (2004), ‘Viability model of trophic interactions in marine ecosystems’, *Natural Resource Modeling* **17** : 71–102.
- Pauly, D. and R. Watson (2005), ‘Background and interpretation of the ‘Marine Trophic Index’ as a measure of biodiversity’, *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **360** : 415–423.

- Pitcher, T. J. (2001), 'Fisheries managed to rebuild ecosystems? Reconstructing the past to salvage the future', *Ecological Applications* **11** : 601–617.
- Plaganyi, E. (2007), *Models for an ecosystem approach to fisheries*, Fisheries Technical Paper (FAO) No. 477.
- Péreau, J.-C., L. Doyen, L. Little, and O. Thébaud (2012), 'The triple bottom line : Meeting ecological, economic and social goals with individual transferable quotas', *Journal of Environmental Economics and Management* **63** : 419 – 434.
- Rice, J. C. (2000), 'Evaluating fishery impacts using metrics of community structure', *Ices Journal of Marine Science* **57** : 682–688.
- Sathianandan, T. V. and J. Jayasankar (2009), 'Simulation Model for Evaluating the Response of Management Options on the Demersal Resources of Tamil Nadu Coast', *Asian Fisheries Science* **22** : 681–690.
- Thebaud, O. and F. Blanchard (2011), *Fishing the Food Web : integrated analysis of changes and drivers of change in fisheries of the Bay of Biscay*, Wiley-Blackwell, pp. 90–104.
- Worm, B., E. B. Barbier, N. Beaumont, J. E. Duffy, C. Folke, B. S. Halpern, J. B. C. Jackson, H. K. Lotze, F. Micheli, S. R. Palumbi, E. Sala, K. A. Selkoe, J. J. Stachowicz, and R. Watson (2006), 'Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services', *Science* **314** : 787–790.



---

---

## Chapitre IV

---

Stochastic eco-viability for small case fisheries

# Stochastic eco-viability for small case fisheries

A.A. Cissé<sup>a,b</sup>, L. Doyen<sup>c</sup>, F. Blanchard<sup>b</sup>, J.C. Péréau<sup>d</sup>

*a*IFREMER, Domaine de Suzini, BP 477, 97331 Cayenne, French Guiana, France.

*b*CEREGMIA, 2091 route de Baduel, BP 266, 97326 Cayenne, French Guiana, France.

*c*CNRS, CERSP, MNHN, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France.

*d*GRETHA UMR CNRS 5113, Avenue Léon Duguit, 33608 Pessac, France.

*Working paper in Document du travail 2013-07 CEREGMIA.*

*Accepted at EAERE 2013 conference.*

## Abstract

This paper presents an application of stochastic viability approach in a tropical small scale fishery context, offering a theoretical and empirical model of ecosystem-based fishery management. A multi-species and multi-fleet bio-economic model integrating Lotka-Volterra trophic dynamics as well as production and profit assessments is applied to the French Guiana coastal fishery. This case study is interesting as consistent time series data are available with data collection system set up since 2006. The dynamic model is calibrated with thirteen species and four fleets using monthly catch and effort data from 2006 to 2010. We compare different management strategies relying on different combinations of fishing effort, from the viewpoints of both biodiversity preservation and socio-economic performance, assuming fixed landing prices and fixed costs. The risk for the fishery to mismatch the potential local fish demand growth is pointed out, as well as the loss of species which cannot be avoided without closure.

*Keywords* :Small-scale fishery, biodiversity, sustainability, profitability, food security, multi-species, multi-fleet, stochasticity, viability.



# 1 Introduction

According to FAO (2012), 87% of world marine fish stocks are overexploited or fully exploited and the percentage of non-fully exploited decline dramatically each year. This situation results from a growing fish consumption worldwide (FAO, 2012; Ye *et al.*, 2012). Thereby, sustainable management of fisheries is the principal preoccupation raised by international agreements and guidelines. However the standard approaches (MSY<sup>1</sup>, MEY<sup>2</sup> or ICES<sup>3</sup> precautionary approach) fail in avoiding over-exploitation and fishing overcapacity worldwide (Hall and Mainprize, 2004). By addressing each exploited species separately (Grafton *et al.*, 2007), they often miss in recognizing the multi-species and multi-fleet interactions which play a important role in fish mortality and fleet profitability.

The need of Ecosystem Approach for Fisheries (EAF) or Ecosystem-Based Fisheries Management (EBFM) advocating an integrated management of marine resources to promote sustainability is widely accepted (Garcia *et al.*, 2003; Pikitch *et al.*, 2004; FAO, 2012). These management policies require first to account for the complexity of ecological mechanisms that encompass community dynamics, trophic webs, geographical processes and environmental uncertainties (habitat, climate). Furthermore, by putting emphasis on sustainability, this type of approach strives to balance ecological, economic and social objectives for present and future generations and to handle a large range of goods and services provided by marine ecosystems (Jennings, 2005), including both monetary and non-monetary values.

However, implementing such approach remains unclear and challenging (Sanchirico *et al.*, 2008). It requires models, indicators, reference points and adaptive management strategies (King and Mcfarlane, 2006). Plaganyi (2007) provides an overview of the main types of modeling approaches and analyzes their relative merits and limitations for fisheries assessment in an ecosystem context. Modeling approaches and metrics useful for planning, implementing, and evaluating EBFM are also discussed in Marasco *et al.* (2007), with particular emphasis on management strategy evaluation. The use of ecosystem indicators is analyzed by Rice (2000) and Cury and Christensen (2005).

The viability approach is proposed as a fruitful approach to tackle EBFM in Cury *et al.* (2005), Eisenack *et al.* (2006), Bene and Doyen (2008), Baumgärtner and Quaas (2009), Doyen *et al.* (2012) and Cissé *et al.* (2013). Viability theory strives to identify safety paths leading to the fulfillment of desirable objectives overtime (Béné *et al.*, 2001). These objectives, declined as constraints to respect, deal with ecological and socio-economic sustainability. Taking into account uncertainties, stochastic viability approach appears to be a relevant framework achieving robust alternative management procedure (Doyen *et al.*, 2012; Gourguet *et al.*, 2013). In line with this, the current paper uses stochastic viability method to identify decision rules leading

---

1. Maximum Sustainable Yield

2. Maximum EconomicYield

3. International Council for the Exploration of the Sea : <http://www.ices.dk>.

to sustainable exploitation of the multi-species and multi-fleet French Guiana coastal fishery, in an uncertain context. The fishery is characterized by various complex features including a high equatorial fish biodiversity impacted by several non-selective fleets and demographic growth which could potentially affect local food demand and consequently the production of this fishery. As in Cheung and Sumaila (2008) and Péreau *et al.* (2012) the meeting of ecological, economic and social aims is sought.

## 2 Case study

French Guiana disposes of 350 km of coastline with an exclusive economic zone (EEZ) around 130,000 km<sup>2</sup> including 50,000 km<sup>2</sup> of continental shelf. Located in south America, between Brazil and Suriname, French Guiana marine waters are under the influence of the Amazon river as the North Brazil Shelf Large Marine Ecosystem (LME). The small scale coastal fishery, with landing points spread along the coast, operates up to 16 km offshore at depths of 0-20 m, far from the fishing areas of the shrimps and Red snappers fisheries which evolve in more deeper waters. This multi-species fishery concerns more than 30 species and around 3000 tones are landed annually. The more important species is the Acoupa weakfish with approximately 40% of the annual landing. Adding the two following species (C. catfish and G weakfish) we reach 65% of the annual production. This fishery is also multi-fleet, among the 200 wooden boats usually observed we distinguish four kinds of vessels (Bellail and Dintheer, 1992) : *pirogues* (P), *canots créoles* (CC), *canots créoles améliorés* (CCA) and *tapouilles* (T). *Pirogues* are canoes equipped with an outboard engine, fishing few hours essentially in estuaries and using sometimes ice stored in an old refrigerator. Compared to *pirogues*, *Canots créoles* are more adapted to sea navigation. *Canots créoles améliorés* have cabins and ice tanks which make it possible to fish for several days. *Tapouilles* are wider boats with a cabin and an inboard diesel engine. While P and CC are usually made up by 2 seamen, CCA and T need 4 to 5 fishers. The gears used are drifting or fixed nets, with mesh sizes between 40 and 100 mm. The type of fleet, the length of gill nets, the number of days spent at sea and the location of fishing activities all have an influence on the quantity of fish landed and on the species composition of the total harvest.

Since 2006, the Ifremer<sup>4</sup> monitors a data collection system concerning all the vessels operating in the coastal fishery. Due to the small number of vessel involved, an exhaustive sampling is performed. On each landing point, observers from local communities, collect in a daily basis several informations. For each landing, the production by species is estimated or weighed by the observers or reported by the fishermen. Other informations are also collected, such as crew number, fishing area, trip duration, gear used and quantity of fuel and ice consumed. Since the boats are under 12 meters in length, fishermen are not obliged to provide this information. The data collection system depends significantly on the fishermen's collaboration. The econo-

---

4. French Research Institute for Exploration of the Sea.

mic assessment of the sector is performed through bi-annual survey, started for the first time in 2009 (related to 2008) and repeated in 2011 (for 2010). Several socio-economic data are then collected as for example production costs, selling prices, fishers living condition and education level. Then annually, numerous and precise data about the fishery is provided by the Ifremer Information System (<http://www.ifremer.fr/guyane/Chiffres-cles>).

As an oversea region of the EU, French Guiana Coastal fishery is managed by the French and the European legislation through technical measures (maximum net length, minimum mesh size and marine protected area) and access regulation (European and regional licenses). These management tools do not derived from any stock assessment, they aim to preserve the status quo situation. Indeed available data are not enough longer for stock assessment but acceptable for bio-economic modeling.

The ecological state of this fishery is usually postulated as safe, and the biodiversity associated with this resource does not seem to be threatened by fishing activity, as no particular trend is observed with the catch per unit effort (CPUE) evolution of the main species. On the other hand, the 2009 economic assessment pointed out the unprofitability of this fishing activity with expensive equipment costs, fuel price reaching a record in 2008, and selling prices comparatively low to the other French oversea regions. The second economic evaluation carried out in 2011, reveals better situation resulting from higher selling prices and subsidies on the fuel. On the market side, insofar the production is essentially devoted to the local consumption and demographic projections suggest a 100% increase of the local population over the next 20 years, the question arises whether both the marine ecosystem and the fishing sector can cope with the potential increase of fishing pressure and contribute to food security.

To examine these issues, this paper proposes a theoretical and empirical modeling of EBFM, using a multi-species and multi-fleet model integrating Lotka-Volterra trophic dynamics and profit functions. The dynamic model is calibrated on a monthly basis with thirteen species and four fleets (P, CC, CCA and T) using monthly catch and effort data from 2006 to 2010 derived from the Ifremer fishery information system. Ecological and economic viability of contrasting fishing scenarios including status quo, total closure, economic and viable strategies are examined and compared. The present work aims to improve the knowledge of the French Guiana coastal fishery and potentially contributing as decision support tool for the management of this fishery. Furthermore, to the best of our knowledge, this work is the first application, in a tropical small scale multi-species and multi-fleet fisheries, of stochastic co-viability approach as a fruitful modeling framework for EBFM and sustainability issues.

The paper is structured as follows. Section 3 is devoted to the description of the ecosystem-based model together with bio-economic indicators and scenarios. Section 4 presents the results of the different fishing scenarios with respect to biodiversity and socio-economic indicators. Section 5 discusses those results in terms of sustainability, EBFM and management tools, and presents some outlooks.

### 3 Methods

#### 3.1 The ecosystem-based model

The ecosystem-based model, inspired by Cissé *et al.* (2013), is supposed to follow a Lotka-Volterra prey-predators stochastic dynamic with thirteen species (table IV.1) in interaction and four fleets exploiting them (figure IV.1). The model is described in discrete time with a monthly step. The thirteen selected species contribute around 90% of the annual landings from 2006 to 2010. A virtual fourteenth species which stands for all the other marine producers was added. Harvesting takes place at the beginning of the period  $t$  and regeneration occurs at the end. Thus, at each step  $t$ , the biomass  $B_i(t+1)$  (kg) of species  $i$  at time  $t+1$ , after harvesting  $H_i(t)$ , depends on other stocks  $B_j(t)$  and an uncertainty parameter  $\epsilon(t)$  through the relations :

$$B_i(t+1) = g_i(B_i(t) - H_i(t), \epsilon_i(t)), \quad 0 \leq H_i(t) \leq B_i(t), \quad (\text{IV.1})$$

$$g_i(B_i(t), \epsilon_i(t)) = B_i(t) \cdot \left( 1 + r_i(1 - 1/k_i) + \sum_{j \neq i} s_{i,j} B_j(t) + \epsilon_i(t) \right), \quad (\text{IV.2})$$

with

$$H_i(t) = \sum_{f=1}^4 H_{i,f}(t) = \sum_{f=1}^4 q_{i,f} e_f(t) B_i(t). \quad (\text{IV.3})$$

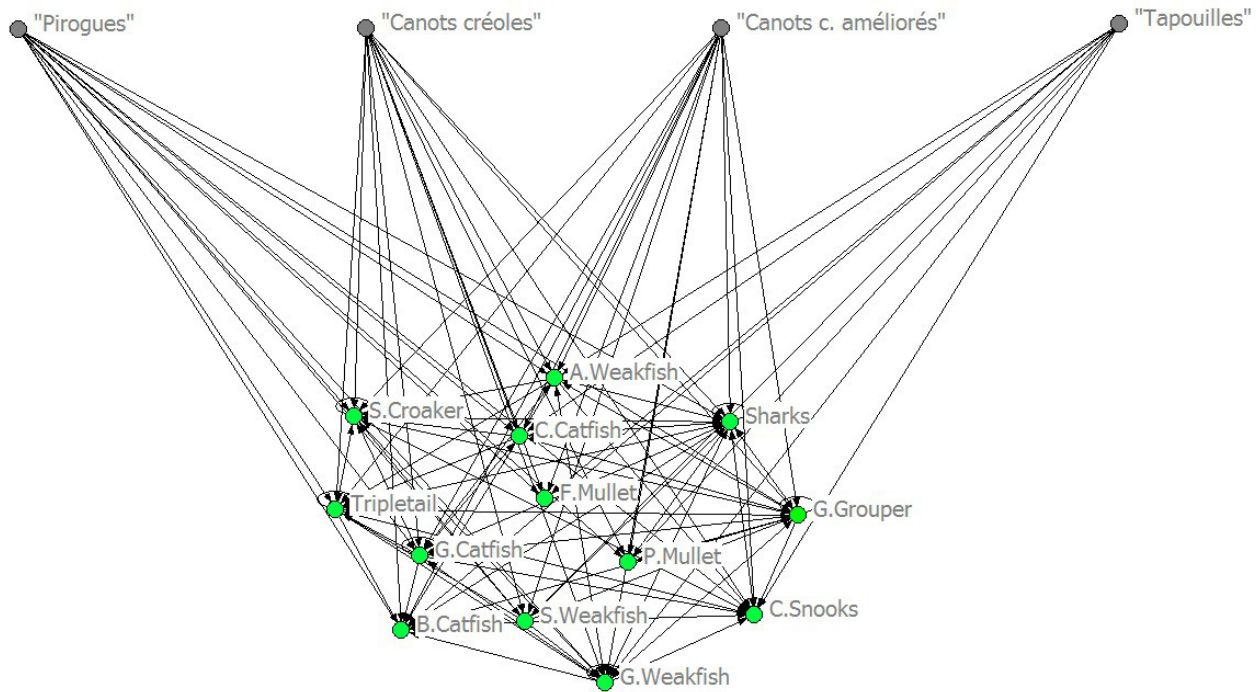
In equation IV.2,  $r_i$  stands for the intrinsic growth rate of the population  $i$ ,  $s_{i,j}$  the trophic effect of species  $j$  on species  $i$  (positive if  $j$  is a prey of  $i$  and negative if  $j$  is a predator of  $i$ ) and the intra-specific interactions ( $s_{i,i}$ ) are depicted by  $r_i/k_i$ , where  $k_i$  denotes the carrying capacity of species  $i$ . The noise  $\epsilon$  captures the environmental stochasticities affecting the growth of each species  $B_i$  at each step  $t$ . It is supposed that the random variables  $\epsilon_i(t)$  follow a Gaussian distribution and are independent and identically distributed :  $\epsilon \rightsquigarrow \mathcal{N}(0, \sigma^2)$ . Regarding equation IV.3, the parameter  $e_f(t)$  represents the fishing effort of fleet  $f$  (time spent at sea, in hour) and  $q_{i,f}$  measures the catchability of species  $i$  by fleet  $f$ , it corresponds to the probability of a biomass unit of species  $i$  being caught by a boat of fleet  $f$  during one fishing effort unit. The number of the fleet  $f$  from  $f = 1$  to  $f = 4$  corresponds respectively to CC, CCA, P and T. The catches  $H_{i,f}$  of species  $i$  by fleet  $f$  at time  $t$  are given by the Schaefer production function (equation IV.3).

#### 3.2 Model and calibration inputs

Values used to define the model parameters came from different sources. Daily observations (catches and fishing efforts) from the landing points all along the coast are available from January 2006 to December 2010. Every month during this 60-month period, for each of the four fleets, fishing effort and catches were identified for the thirteen species, for a total of 3360 obser-

**Tableau IV.1** – The thirteen selected species representing about 90% of the catches of the fishery.

Common name	Scientific name	Trophic level $T_i$ (Fishbase)
Acoupa weakfish	<i>Cynoscion acoupa</i>	4.05
Crucifix sea catfish	<i>Hexanematichtys proops</i>	4.35
Green weakfish	<i>Cynoscion virescens</i>	4.03
Common snooks	<i>Centropomus parallelus, Centropomus undecimalis</i>	4.2
Sharks	<i>Sphyrna lewini, Carcharhinus limbatus, Mustelus higmani</i>	4.5
Smalltooth weakfish	<i>Cynoscion steindachneri</i>	3.25
South american silver croaker	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	4.35
Tripletail	<i>Lobotes surinamensis</i>	4.04
Gillbacker sea catfish	<i>Arius parkeri</i>	4.11
Bressou sea catfish	<i>Aspistor quadriscutis</i>	3.5
Goliath grouper	<i>Epinephelus itajara</i>	4.09
Flathead grey mullet	<i>Mugil cephalus</i>	2.13
Parassi mullet	<i>Mugil incilis</i>	2.01

**Figure IV.1** – Food web with the thirteen main species and the four fleets exploiting them in French Guiana coastal fishery.

vations. The literature (Leopold, 2004) and Fishbase<sup>5</sup> provided qualitative trophic interactions concerning the sign of the relationship between species and intrinsic growth rates. In particular, only prey-predator and mutual competition relationships are considered in the Lotka-Volterra model, and not symbiotic relationships between species. Initial stocks, catchabilities, and trophic intensities values of this ecosystem were estimated through a least square method as well as the standard deviation of stochasticity parameter. This method consisted in minimizing the mean square error between the monthly observed catches  $H_{i,f}^{\text{data}}$  and the catches  $H_{i,f}$  simulated

5. <http://www.fishbase.org>

by the model as defined by Equation (IV.3) :

$$\min_{B_0; s; q; \sigma^2} \mathbb{E}_\epsilon \left[ \sum_{t=\text{January 2006}}^{\text{December 2010}} \sum_{i=1}^{13} \sum_f^4 \left( H_{i,f}^{\text{data}}(t) - H_{i,f}(t) \right)^2 \right]. \quad (\text{IV.4})$$

Here  $(B_0; s; q; \sigma^2)$  is the set of parameters to identify.  $B_0$  is the vector  $(14 \times 1)$  of initial stocks (corresponding to december 2005),  $s$  the matrix  $(14 \times 14)$  of trophic interactions,  $q$  the matrix  $(14 \times 4)$  of catchabilities and  $\sigma^2$  the standard deviation of stochasticity parameter( $\epsilon$ ). Several simple biological and productive constraints on parameters were taken into account for the optimization process (Equation IV.4). In particular, as shown by Table IV.4 inspired by Figure IV.1, several intra-specific interaction coefficients were set to zero (typically *B.catfish*, *F.mullet* and *P.mullet*,  $i = 10, 12, 13$ ), prey-predator relationships (A. weakfish serve as prey for sharks  $s_{5,1} > 0$  and sharks are predators of A. weakfish  $s_{1,5} < 0$ ), common prey relationships (A. weakfish also serve as prey for G. groupers  $s_{11,1} > 0$ ) and mutual competition (the predators shark and G. grouper prey on each other,  $s_{5,11} < 0$  and  $s_{11,5} < 0$ ) were considered. Some catchability parameters  $q_{i,f}$  were also set at zero since some species are not caught by fleets as shown in Table IV.3 (typically fleet T). The nonlinear optimization problem (Equation IV.4) was solved numerically using the Scilab routine entitled ‘optim\_ga’ which relies on a evolutionary (or genetic) algorithm<sup>6</sup>.

### 3.3 Model outputs : ecological scores

After calibration, ecological and economic indicators were computed to assess the performance of both the ecosystem and the fishery. We first focused on biodiversity indices. Although the choice of a biodiversity metric remains controversial as pointed out in Magurran (2007), we selected the species richness, Simpson and marine trophic indicators provided by Equations (IV.5), (IV.6) and (IV.7).

**Species richness** Species richness  $SR(t)$  indicates the estimated number of species represented in the ecosystem. It is assumed that a species disappears whenever its biomass falls under a given biomass limit( $Blim$ ). The  $Blim$ , set to 1‰ of initial biomass ( $B_0$ ), stands for a tipping point inspired by ICES<sup>7</sup> precautionary reference points. The SR is measured by an indicator function based on the computed biomass  $B_i(t)$  :

---

6. See [http://help.scilab.org/docs/5.3.3/en\\_US/optim\\_ga.html](http://help.scilab.org/docs/5.3.3/en_US/optim_ga.html) for details on ‘optim\_ga’. A genetic algorithm is a search heuristic that mimics the process of natural evolution. This heuristic is routinely used to generate solutions to nonlinear optimization. Genetic algorithms belong to the larger class of evolutionary algorithms which use techniques inspired by natural evolution, such as inheritance, mutation, selection and crossover. In our case, the genetic algorithm ended up performing better than the usual optimization or calibration algorithms. This type of numerical method has already been used for bio-economic purposes in Mardle and Pascoe (2000) for instance and for other tropical fisheries in Sathianandan and Jayasankar (2009a,b).

7. International Council for the Exploration of the Sea.

$$\text{SR}(t) = \sum_i \mathbf{1}_{\mathcal{A}_i}(B_i(t)), \quad (\text{IV.5})$$

with

$$\mathbf{1}_{\mathcal{A}_i}(B) = \begin{cases} 1 & \text{if } B \geq B_{\text{lim},i} \\ 0 & \text{if not.} \end{cases}$$

It should be noted that rare species have a relatively huge impact on the species richness index.

**Simpson's diversity** Linked with the abundances  $N_i(t)$  which are computed as the ratio between the biomass  $B_i(t)$  and the common weight  $w_i$  of each species, derived from the Fishbase information system, the Simpson index  $\text{SI}(t)$  is expressed as :

$$\text{SI}(t) = 1 - \sum_i J_i^2(t), \quad \text{with } J_i(t) = \frac{N_i(t)}{N(t)}, \quad (\text{IV.6})$$

where  $N(t) = \sum_i N_i(t)$ . The index SI estimates the probability of two individuals belonging to the same species. The index varies between 0 and 1. A perfectly homogeneous community would have a Simpson diversity index score of 1. Such a metric gives more weight to the more abundant species. The addition of rare species causes only small changes in the value.

**Marine trophic index** The trophic level indicates the location of a species in a food web, starting with producers (*e.g.*, phytoplankton, plants) at level 0, and moving towards primary consumers that eat primary producers (level 1) and secondary consumers that eat primary consumers (level 2), and so on. In marine ecosystems, the trophic levels vary from two to five (top predators). The marine trophic index  $\text{MTI}(t)$  of the ecosystem (Pauly and Watson, 2005) is computed from the trophic level of each species  $T_i$  (Table IV.1) and their relative abundances  $J_i$  (see Equation IV.6) :

$$\text{MTI}(t) = \sum_{i=1} J_i(t) T_i. \quad (\text{IV.7})$$

### 3.4 Model outputs : economic scores

We now turn to the assessment of the fishing sector through production and profitability values of the fishery, as well as level of employment provided by Equations (IV.8), (IV.9) and (IV.11).

**Food supply** We first considered the total catches  $H(t)$  within the fishery which play the role of food supply :

$$H(t) = \sum_f \sum_i H_{i,f}(t). \quad (\text{IV.8})$$

This supply must be compared with local food demand, which is expected to increase at an exogenous rate provided by demographic scenarios and projections over the next 20 years.

**Profits** The profit  $\pi_f(t)$  of each fleet  $f$  was derived from the landings of each species  $H_{i,f}$ , the landing prices  $p_{i,f}$ , fixed costs  $c_f^f$ , variable costs  $c_f^v$  and the crew share earnings  $\beta_f$  as follows :

$$\pi_f(t) = (1 - \beta_f) \left( \sum_i p_{i,f} H_{i,f}(t) - c_f^v e_f(t) \right) - c_f^f. \quad (\text{IV.9})$$

Table IV.5 provides the estimated values of the parameters involved. Prices, variable costs and fixed costs are those collected for 2010. They were assumed to remain unchanged throughout the simulations. Share contract  $\beta$  is the salary system commonly used in this fishery for the CCA fleet ( $f = 2$ ) and T fleet ( $f = 4$ ). Crews are remunerated with a share of the landing value minus the variable costs. CC fleet ( $f = 1$ ) and P fleet ( $f = 3$ ) crews are mostly made up of boat owners, occasionally assisted by a family member. If there is a pay system for these fleets, it differs from one owner to another. Hence, to simplify, we set  $\beta_f = 0$  for CC and P fleets and  $\beta_f = 0.5$  for CCA and T fleets. Variable costs  $c_f^v$  include fuel consumption, ice, food and lubricants. Equipment depreciation, maintenance and repairs are incorporated in the fixed costs  $c_f^f$ .

The total profit  $\pi(t)$  is the sum of profits over all fleets :

$$\pi(t) = \sum_f \pi_f(t). \quad (\text{IV.10})$$

**Employment** The level of employment  $\mathbb{L}_f(t)$  in each fleet is evaluated in terms of equivalent full jobs and computed with the total working hours of the crews in a fleet weighted by the full time equivalent (FTE)<sup>8</sup> :

$$\mathbb{L}_f(t) = \frac{e_f(t) \cdot ac_f}{FTE}, \quad (\text{IV.11})$$

With  $ac_f$  standing for the usual average crew (2 for P and CC, 4 for CCA and 5 for T). The computed level of employment may differ to the engaged crewmen as the latter can rely on a part-time salary. The number of full-time equivalent employment is useful to compare the labor input involved in the different fleets.

### 3.5 Fishing scenarios

In a way to analyze and investigate feasible futures for the French Guiana coastal fishery, we distinguish five different fishing scenarios. The first two, *closure* (CL) and *status quo* (SQ) scenarios are ‘exploratory’, in the sense that no normative goals is targeted : fishing efforts

---

8. We consider a FTE equals to 2000 hrs per year as for the FADN (Farm Accountancy Data Network) of the European Commission.



are imposed and the ecosystem evolves accordingly. The other scenarios, *economic* (NPV), *eco-viability* (EVA) and *co-viability* (CVA) are ‘normative’ as they are forward-looking scenarios : one or several objectives are set at the beginning and the fishing effort level achieving the objectives are computed. These scenarios deal with uncertainties and involve optimization routines. From the calibrated model, the five scenarios were assessed according to different fishing efforts over thirty years and 100 simulated trajectories. Each trajectory corresponds to a different set of noise  $(\epsilon(\cdot) = (\epsilon_1(\cdot), \epsilon_2(\cdot), \dots, \epsilon_T(\cdot)))$ .

### 3.5.1 Exploratory scenarios

**The closure scenario (CL)** This scenario corresponds to a closing of the fishery and akin to an ecological conservation scenario. All fishing efforts are set to zero :

$$e_f(t) = 0, \quad \forall f = 1, \dots, 4 \quad \forall t = 1, \dots, T$$

**The status quo scenario (SQ)** This scenario simulates a steady fishing effort based on the mean pattern of the observed efforts between 2006 and 2010 :

$$e_f(t) = \bar{e}_f, \quad \forall f = 1, \dots, 4 \quad \forall t = 1, \dots, T$$

with  $\bar{e}_f$  representing the mean effort monthly observed between 2006-2010 for the fleet  $f$ .

### 3.5.2 Normative scenarios

In these scenarios, it is assumed that the fishing efforts rely on a feedback control strategy  $e_f(t, B)$  that can be adapted every 15 years<sup>9</sup> in such a way that fishing effort choices are made at the start of the two simulation periods. These scenarios rely on a ‘nonanticipative’ stochastic control (Shapiro *et al.*, 2009). At the first period  $t_1$  of the decision process, the fishing effort is assumed to depend only on the information on the initial state  $B(t_1)$  available throughout the period. Thereby at the start of the second period  $t_2$ , we have a number of possible states of the biomass induced by the different replicates of  $\epsilon$  drawn randomly. For each of these possible state  $B(t_2)$ , a new decision about fishing effort is taken  $e(t_2, B(t_2))$  again in the form of a feedback control depending on the state of the eco-system at time  $t_2$ .

$$e_f(t) = \begin{cases} e_f(t_1, B(t_1)) & \text{for } t = t_1, \dots, t_1 + 179 \\ e_f(t_2, B(t_2)) & \text{for } t = t_2, \dots, T \end{cases} \quad (\text{IV.12})$$

where  $t_1 = 1$  and  $t_2 = 180$  are decisive months.

---

9. A refined time decomposition for fishing intensities (for instance, a one year time step) would have improved the analysis by capturing a broader intertemporal flexibility in fishing strategy. However, it would have required very demanding computation times.

We define several viability constraints in a probabilistic sense, related to profitability, biodiversity and food security.

- The profitability constraint is about generating profits for all fleet all simulation long :

$$\pi_f(t) \geq 0, \quad \forall t, \forall f. \quad (\text{IV.13})$$

This constraint holds for each fleet separately and not for the aggregated rent. We define the ‘economic viability analysis’ (EVA) as the probability that this constraint is satisfied according to uncertainties :

$$\text{EVA}(e) = \mathbb{P}\left(\text{Constraint IV.13 is satisfied.}\right). \quad (\text{IV.14})$$

- The biodiversity constraint is made up by the three biodiversity indexes defined earlier, as no reference points exists for the studied species. This constraint is about maintaining the species richness index (SR)  $\geq 10$  species, and for the Simpson and the Marine trophic indexes, the thresholds are set to 90% of minimums observed for the Closure scenario :

$$\text{SR}(t) \geq 10, \quad \text{SI}(t) \geq 0.9 \cdot \min(\text{SI}_{CL}), \quad \text{MTI}(t) \geq 0.9 \cdot \min(\text{MTI}_{CL}), \quad \forall t. \quad (\text{IV.15})$$

This constraint guarantees biodiversity sustainability and stands for a precautionary approach. We denote the ‘Population viability analysis’ (PVA) as the probability that the biodiversity constraints are satisfied according to uncertainties :

$$\text{PVA}(e) = \mathbb{P}\left(\text{Constraints IV.15 are satisfied.}\right), \quad (\text{IV.16})$$

- The food security constraint deals with the ability of the fishery to satisfy the local food demand. For this matching social constraint, we assumed an increase in the local fish demand at the annual rate of  $d = 3\%$ , according to the demographic scenario which predicts a doubling of the French Guiana’s population by 2030 (INSEE, 2011). Moreover, it was assumed that fish species can be substituted, in the sense that a drop in the consumption of one species can be compensated for, by a rise in the consumption of other species :

$$H(t) \geq H(2010) \cdot (1 + d)^t, \quad \forall t. \quad (\text{IV.17})$$

where  $d$  stands for the growth rate of the population and 2010 catches stand for the baseline. We name ‘Demand viability analysis’ (DVA) the probability of satisfaction of the food security constraint :

$$\text{DVA}(e) = \mathbb{P}\left(\text{Constraint (IV.17) is satisfied.}\right), \quad (\text{IV.18})$$

**The economic viability analysis scenario (EVA)** This scenario, related to the profitability constraint, aims to identify the combinations of harvesting level that ensure the economic viability for each fleet separately. The objective consists on maximizing the probability that each fleet activities generate profits all simulation long as defined in Equation (IV.14) :

$$\max_e \text{EVA}(e). \quad (\text{IV.19})$$

**The co-viability analysis scenario (CVA)** The purpose of this scenario is to provide a satisfactory balance over time between fleet profitability, biodiversity and local food demand. This strategy is assessed in terms of probability for these three objectives to be met over time. Thus the co-viability probability can be written as :

$$\text{CVA}(e) = \mathbb{P}\left(\text{Constraints (IV.13), (IV.15) and (IV.17) are satisfied.}\right), \quad (\text{IV.20})$$

and the viable efforts for the CVA scenario are those obtained by maximizing the co-viability probability (Equation IV.20) :

$$\max_e \text{CVA}(e). \quad (\text{IV.21})$$

**The economic scenario (NPV)** This scenario, more conventional, maximizes the present value of all the future profits aggregated among the fleets  $\pi(t)$  defined by Equation IV.10. The present value depends on fishing effort patterns as follows :

$$\text{NPV} = \mathbb{E}_\epsilon \left[ \left( \sum_{t=1}^{T-1} (1 + \gamma)^{1-t} \pi(t) \right) + \gamma^{-1} \cdot (1 + \gamma)^{1-T} \pi(T) \right],$$

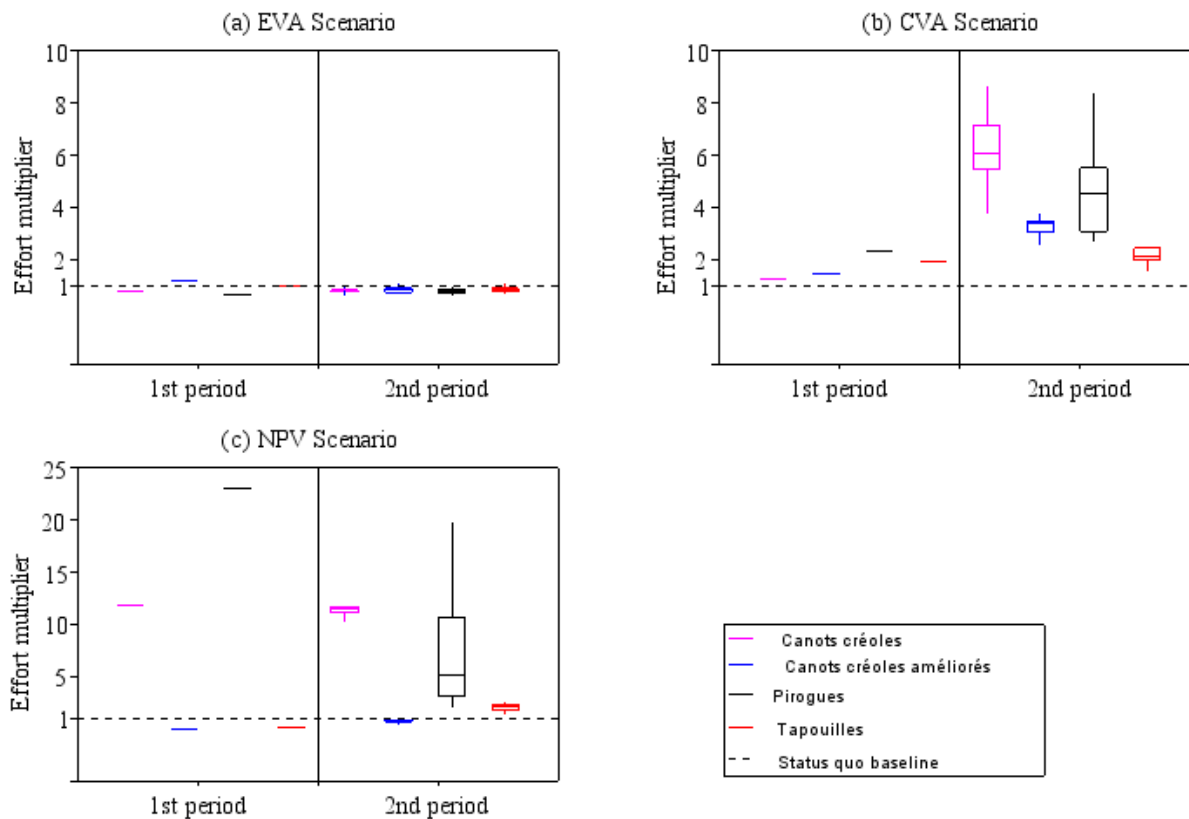
where  $\gamma$  is the discount rate set at  $\gamma = 3\%$ . We assume that profits continue indefinitely at the level corresponding to the one during the terminal year,  $\pi(T)$ . There is no guarantee of individual profitability or even maintaining all fleets in the fishery. Here, we adopt the viewpoint of a central planner pursuing the goal of maximizing the expected sum of discounted profits. This may favor the most efficient fleet. The optimal program underlying the NPV scenario is defined by

$$\max_e \text{NPV}(e). \quad (\text{IV.22})$$

The optimal effort  $e_f(t, \epsilon)$  solutions of the intertemporal programs defined above (Equations IV.19, IV.21 and IV.22) were approximated numerically by using once again an evolutionary algorithm, in particular the routine entitled ‘optim\_ga’ in Scilab.

## 4 Results

The numerical implementations of the model are carried out with the scientific software SCILAB 5.3.3<sup>10</sup>. Appendix (6.1) provides details on the quality of the calibration and appendix (6.2) reports the estimated parameters. Figure IV.2 displays the set of effort multipliers corresponding to each normative scenarios ( $u^{\text{EVA}}$ ,  $u^{\text{CVA}}$  and  $u^{\text{NPV}}$ ) for the two parts of the simulation. The box plots shown in the second part simulation exhibit the range of effort multipliers achieving the scenarios depending to uncertainties on growth and stochasticity. These effort multipliers are computed from the fishing levels<sup>11</sup> normalized by the status quo one which stands for the baseline. Ecological and economic indicators defined above have been computed for each scenario. The outcomes are presented below, according to the five selected scenarios. The different viabilities probabilities and the net present values of the scenarios are available in table (IV.2).



**Figure IV.2 – Fishing effort multipliers**, by scenario and fleet, based on the comparison between effort  $e_f(t)$  and the mean pattern of efforts  $\bar{e}_f$  between 2006 and 2010 :  $u_f(t) = \frac{e_f(t)}{\bar{e}_f}$ . The box plots in the second simulation period show the different prospective fishing efforts according to uncertainties.

10. SCILAB (<http://www.scilab.org>) is an open-source software dedicated to scientific calculus and well suited to the simulation of dynamic systems.

11. We assume that the number of vessels remain the same all simulation time ( $CC = 65$ ,  $CCA = 60$ ,  $P = 46$  and  $T = 9$ ) and the maximum feasible efforts per month by one vessel is 500 hours. Then, according to the mean efforts observed between 2006 and 2010, the effort multipliers can reach at most : 11.84 for CC, 3.81 for CCA, 24.04 for P and 2.56 for T.

**Tableau IV.2** – The viability probabilities and net present values of the different fishing scenarios.

Scenarios	EVA	PVA	DVA	CVA	NPV (M euros)
Closure	0	1	0	0	0
Status quo	0.4	1	0	0	42.8
Economic-viability	1	1	0	0	33.9 - 35.3
Co-viability	1	1	0.9	0.9	109.4 - 110.9
Economic	0	0	0.48	0	196.2

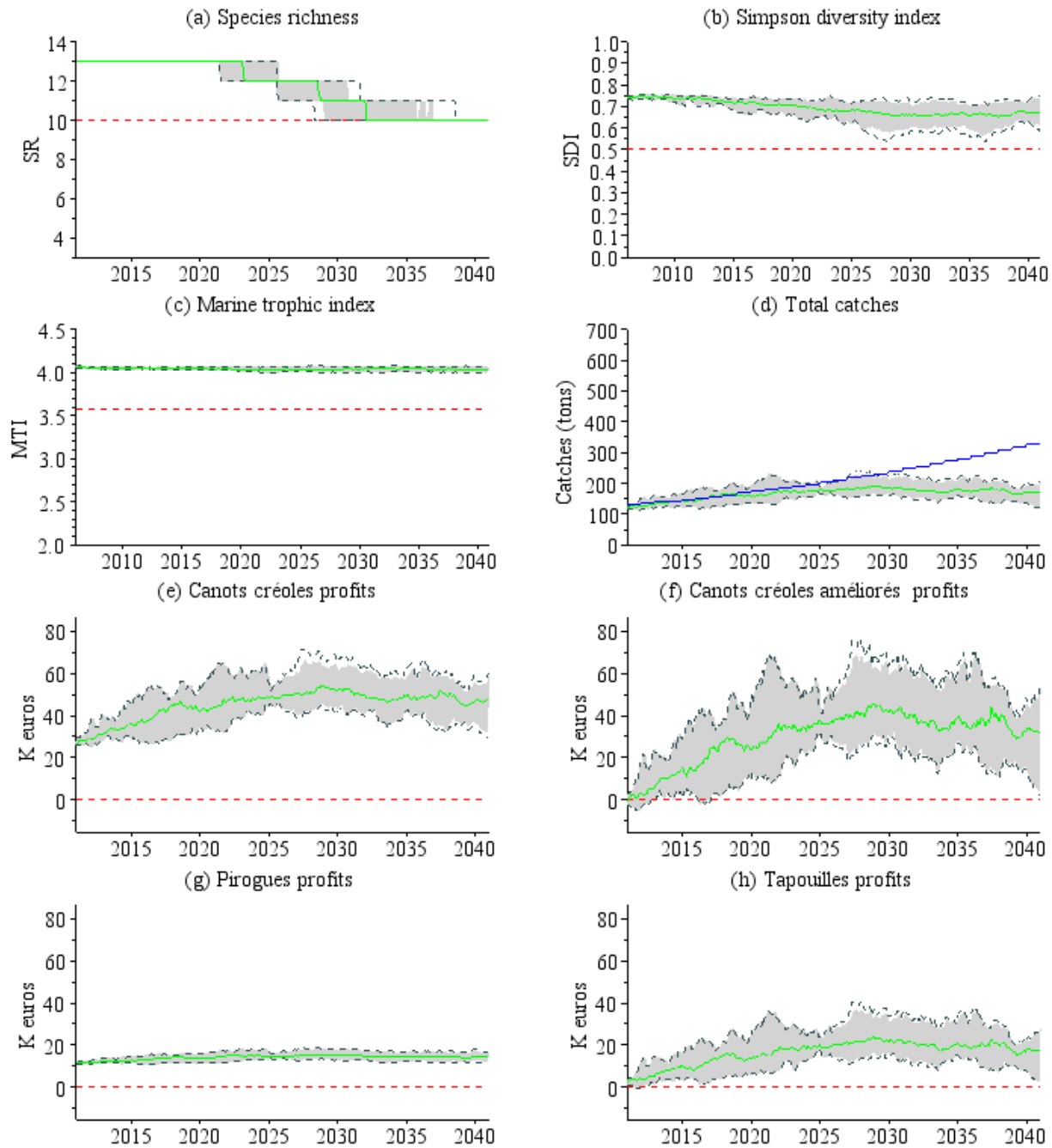
#### 4.1 Status quo scenario : Ecologically viable but weaken socially and economically

This scenario corresponds to the maintaining of fishing intensity at a level corresponding to those observed from 2006 to 2010 during 30 years. The corresponding effort multiplier is equal to 1 (figure IV.2). Figures IV.3 -a, b and c first shows that the biodiversity constraints are all fulfilled ( $PVA(u^{SQ}) = 1$ ). The species richness fall to the 10 viability threshold, species like *sharks*, *Gillbacker catfish* and *Goliath Grouper* vanish. The Simpson index declines slowly as some species disappear but remains above the threshold and the marine trophic index stays stable<sup>12</sup>. This scenario fails to satisfy the local fish demand requirement for all simulations ( $DVA(u^{SQ}) = 0$ ). From 2030, the maximum total catches is below the local fish demand curve. SQ scenario involves about 280 full time equivalent jobs (figure IV.4). Economically, there are 40 among the 100 runs for which the profitability constraints are violated ( $EVA(u^{SQ}) = 0.4$ ). This specially concerns the CCA and the T fleet during the first ten years of simulation. This scenario yields a net present value equals to 42.8 millions of euros.

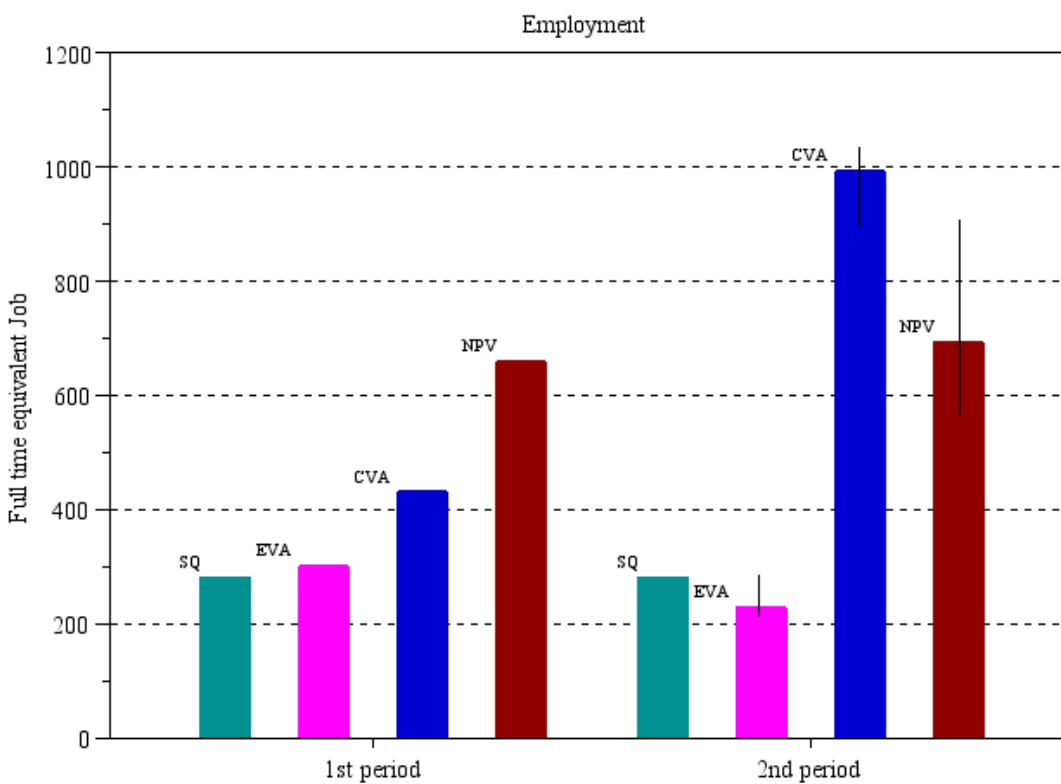
#### 4.2 Closure scenario : Ecologically viable but not economically neither socially

This no-take scenario places emphasis on stock conservation through the stop of fishing activities ( $u^{CL} = 0$ ). As expected, the closure scenario plainly satisfies the biodiversity constraints (figures IV.5-a, b and c) and exhibits the best ecological performances ( $PVA(u^{CL}) = 1$ ), specially for the species richness index as the thirteen species are maintained. Note that the Simpson and marine trophic conservatory thresholds are set from the minima of the CL scenario. However, This scenario is obviously not a satisfying solution neither in economic terms as the incomes are nils ( $EVA(u^{CL}) = 0$  and  $NPV(u^{CL}) = 0$ ), nor in social view point as jobs are destroyed ( $FTEJ = 0$ ) and there are no more fishes for local consumption ( $DVA(u^{CL}) = 0$ ). The negatives profits presented in sub-figures IV.5-e, f, g and h are due to fixed costs.

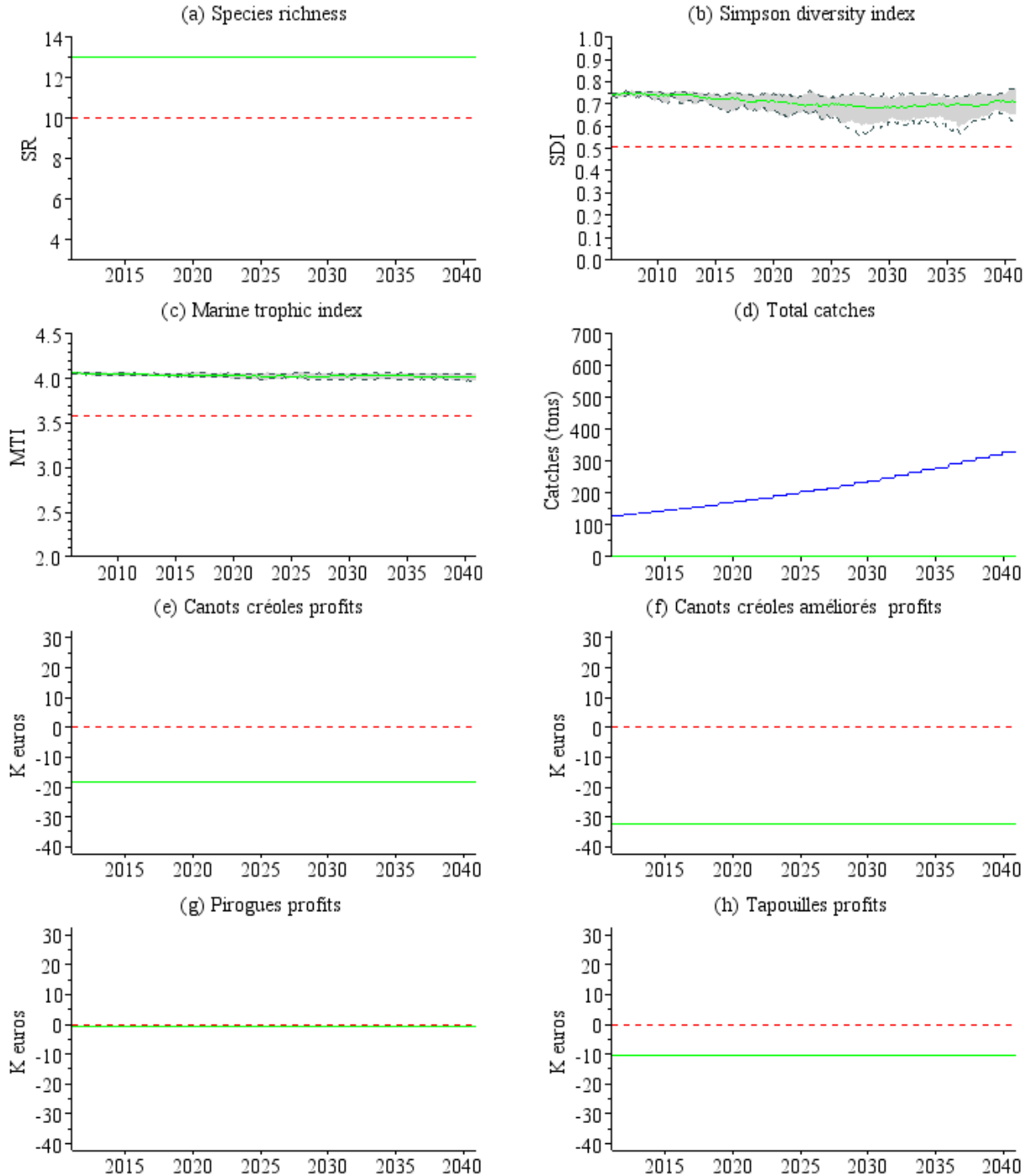
12. The relative stability of the computed marine trophic index for all scenarios is explained by high trophic level of the species accounting for the modeled ecosystem. In fact a recomposition of species abundances through simulation while have a lesser impact in this index as the dominant species still have the same trophic level.



**Figure IV.3 – Status quo scenario** main outputs with  $u_f^{SQ}(t) = 1$  : Evolution of the species richness (a), simpson index (b), marine trophic index (c), total catches (d) and profits by fleet (e,f,g,h). The dark dotted lines stand for the set of possibilities including the 100 simulated trajectories and the gray fields include 95% of the latters. The green lines represent the median values of the 100 trajectories. The red dashed lines stand for the viability thresholds. The blue line in sub-figure (d) is the local fish demand growth.



**Figure IV.4 – Employment level** expressed in terms of full time equivalent job by scenario for the both two simulation period. The error bars (vertical dashes) in the second period stand for the set of possible levels according to the different fishing efforts.



**Figure IV.5 – Closure scenario** main outputs with  $u_f^{CL}(t) = 0$  : Evolution of the species richness (a), simpson index (b), marine trophique index (c), total catches (d) and profits by fleet (e,f,g,h). The dark dotted lines stand for the set of possibilities including the 100 simulated trajectories and the gray fields include 95% of the latters. The green lines represent the median values of the 100 trajectories. The red dashed lines stand for the viability thresholds. The blue line in sub-figure (d) is the local fish demand growth.



### 4.3 Eco-viability scenario : Economically and Ecologically viable, but socially risky

This scenario gives priority to economic sustainability with profit constraints for each fleet separately. The corresponding effort multipliers ( $u^{EVA}$ ) are slightly below the status quo baseline except for the CCA fleet in the 1st simulation period (figure IV.2-a). Ecologically, this scenario is viable ( $PVA(u^{EVA}) = 1$ ) as shown in figures IV.6 -a, b and c with all biodiversity constraints fulfilled. In 50 among 100 simulations, this scenario yields a loss of three species, the same as for the status quo scenario. Also, economically, the profitability constraints are always fulfilled even if the CCA and T fleets come closer to their profitability limit at the beginning and the end of the simulations ( $EVA(u^{EVA}) = 1$ ). This scenario yields the lowest net present value which ranges between 33.9 and 35.3 millions according to the possible fishing efforts. Nevertheless the probability to satisfy the constraint of local fish demand is nil ( $DVA(u^{EVA}) = 0$ ). The level of harvesting is not able to provide sufficient catches, specifically in the second simulation period. The number of full time equivalent job involved in this scenario is upper to the status quo one in the first period (302) but lower in the the second (between 230 and 286, figure IV.4).

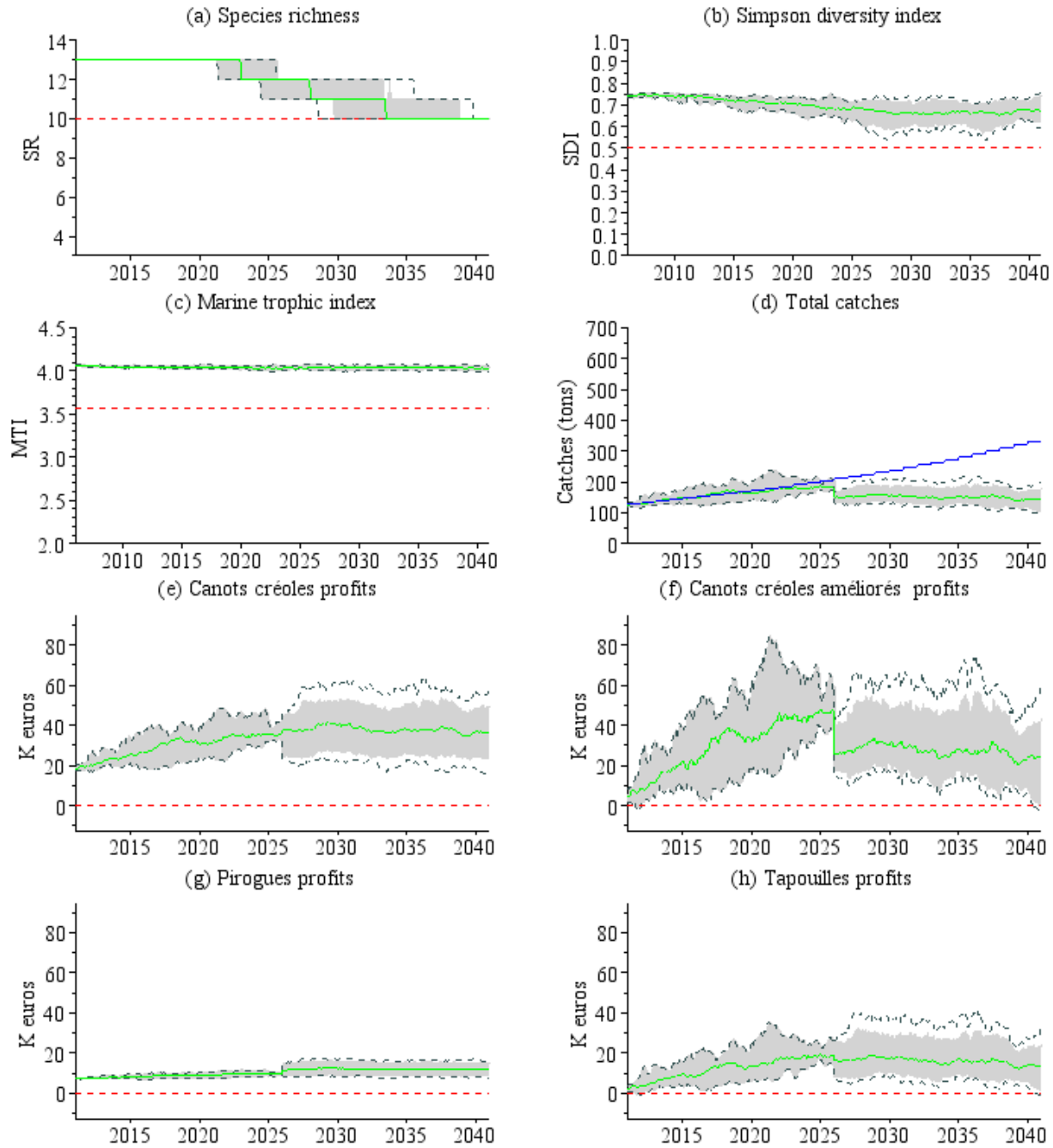
### 4.4 Co-viability scenario : a viable strategy from both economic, ecological and social viewpoints

The co-viability scenario aims at conciliating both EVA, PVA and DVA objectives and the ‘covable trajectories’ are reached by the  $u^{CVA}$  effort multipliers. These latter are higher than the status quo baseline (figure IV.2-b), they range from 1.25 to 2.3 in the first simulation stage and up to 8.6 and 8.3 for respectively CC and P in the second stage<sup>13</sup>. The PVA objectives are satisfied ( $PVA(u^{CVA}) = 1$ ) since the biodiversity indexes achieve the conservatory thresholds (figures IV.7-a, b and c). As for status quo and eco-viability scenarios three species collapse. No co-viability path maintaining the whole set of thirteen species was exhibited<sup>14</sup>. As expected, the profitability constraints are respected for all trajectories ( $EVA(u^{CVA}) = 1$ ). This scenario yields a net present value ranges between 109.4 and 110.9 millions according to the set of possible fishing efforts. Among the 100 runs, only 10 do not satisfy the local fish demand, specially for the last years of the simulation ( $DVA(u^{CVA}) = 0.9$ ), leading a probability to achieve all the constraints together (CVA) equal to 0.9. Then the co-viability probability matches with the intersection of PVA, EVA and DVA probabilities. The co-viability scenario entails a number of full time equivalent job around 430 in the 1st period and up to 1035 in the second (figure IV.4).

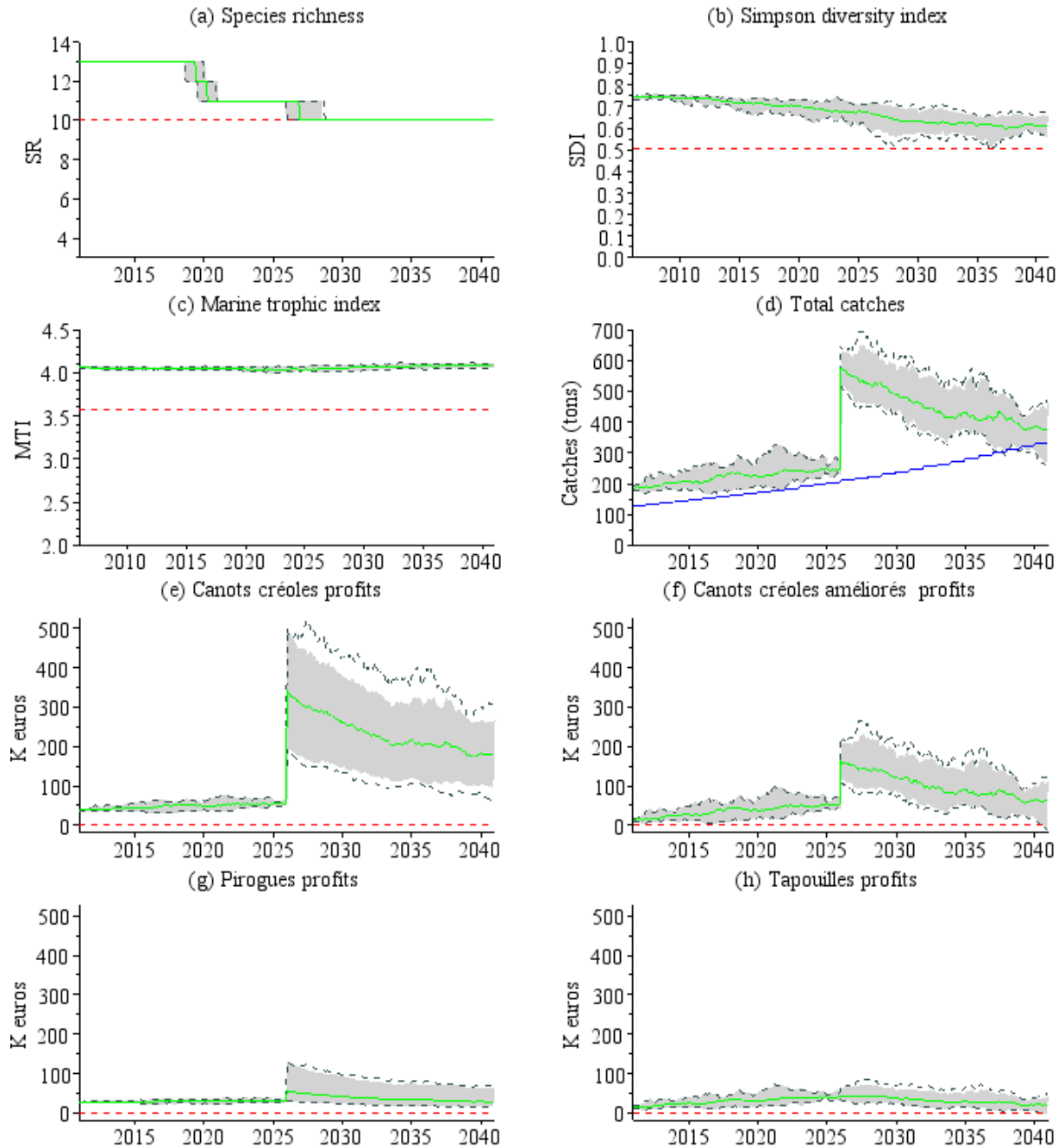
---

13. These high effort multipliers are consistent as the corresponding fleets are typically small scale with relatively low fishing efforts(less than 15 hours per week).

14. This explains why the species richness required was relaxed to only ten species



**Figure IV.6 – Eco-viability scenario** main outputs with  $u_f^{EVA}(t)$  : Evolution of the species richness (a), simpson index (b), marine trophique index (c), total catches (d) and profits by fleet (e,f,g,h). The dark dotted lines stand for the set of possibilities including the 100 simulated trajectories and the gray fields include 95% of the latters. The green lines represent the median values of the 100 trajectories. The red dashed lines stand for the viability thresholds. The blue line in sub-figure (d) is the local fish demand growth.



**Figure IV.7 – Co-viability scenario** main outputs with  $u_f^{CVA}(t)$  : Evolution of the species richness (a), simpson index (b), marine trophic index (c), total catches (d) and profits by fleet (e,f,g,h). The dark dotted lines stand for the set of possibilities including the 100 simulated trajectories and the gray fields include 95% of the latters. The green lines represent the median values of the 100 trajectories. The red dashed lines stand for the viability thresholds. The blue line in sub-figure (d) is the local fish demand growth.

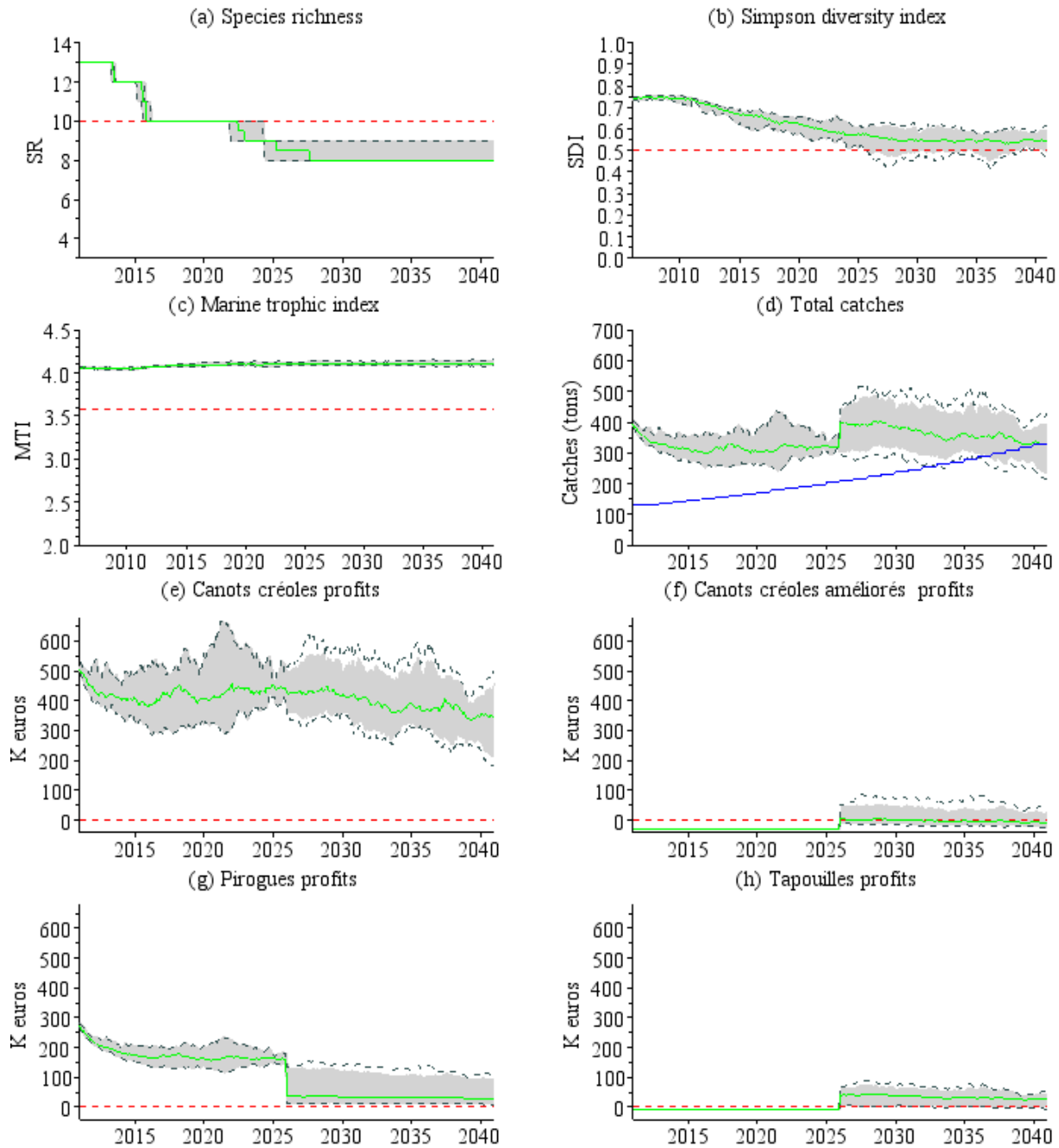
## 4.5 Economic (NPV) scenario : Ecologically, economically and socially unviable

This scenario relying on the maximization of discounted total rents, exhibits the highest effort multiplier, particularly for CC and P (figure IV.2-c). This scenario favors these two fleets for which the corresponding multipliers reach their maximums (respectively 11.8 and 23 in the first part and up to 11.8 and 19.7 in the second ) and significantly reduces CCA and T harvesting specially in the first period (respectively 0.01 and 0.11). Then, unsurprisingly, the profitability constraints are never fulfilled all simulation long for each fleet ( $EVA(u^{NPV}) = 0$ ) as shown in figures IV.8-f and h. This scenario yields the highest net present value, around 196.2 millions of euros. The NPV scenario entails bad ecological outcomes ( $PVA(u^{NPV}) = 0$ ). The species richness falls to 8 in the least desirable case (figure IV.8-a) and the Simpson index overlaps largely the critical threshold (figure IV.8-b). In addition to the species disappeared in the SQ, EVA and CVA scenarios, *fat snook* and *bressou catfish* vanish in turn. The high harvesting levels induced by this scenario allow a local fish demand satisfaction for only 48 out of 100 runs ( $DVA(u^{NPV}) = 0.48$ ). NPV scenario concerns about 660 full time equivalent jobs in the first period and 694 on average in the second period.

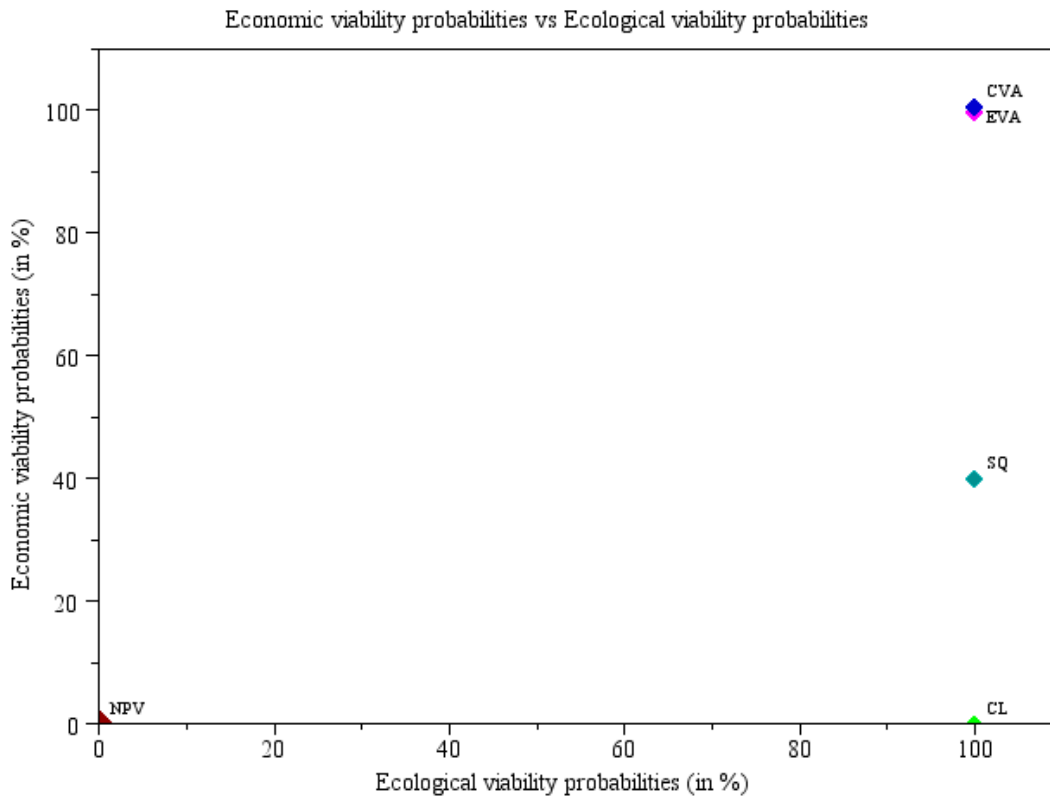
## 5 Discussion

### 5.1 Co-viability as a step towards sustainability

The closure scenario appears to be the most conservative in the ecological view point, but this scenario is not optimal regarding economic and social issues as pointed out in Larkin *et al.* (2011). The outcomes of the SQ scenario reveals that the current harvesting level is ecologically safe, economically risky (specially for CCA and T fleet) but socially unsustainable. The EVA scenario with lower fishing efforts compared to the SQ one, appears even more unsustainable socially. The weakness of these two strategies relies on their inability to comply with the local consumption challenge from around 15 years simulation. The effort level combinations suggested by the EVA scenario are both ecologically and economically safe (figure IV.9). In fact these lower fishing efforts related to the SQ scenario, reduce the CC and P profits but rise those of CCA and T over the profitability threshold for all trajectories, achieving hence economic sustainability for all fleet. The ecological safety of this scenario is consistent since the SQ scenario is and the harvesting level is lower.



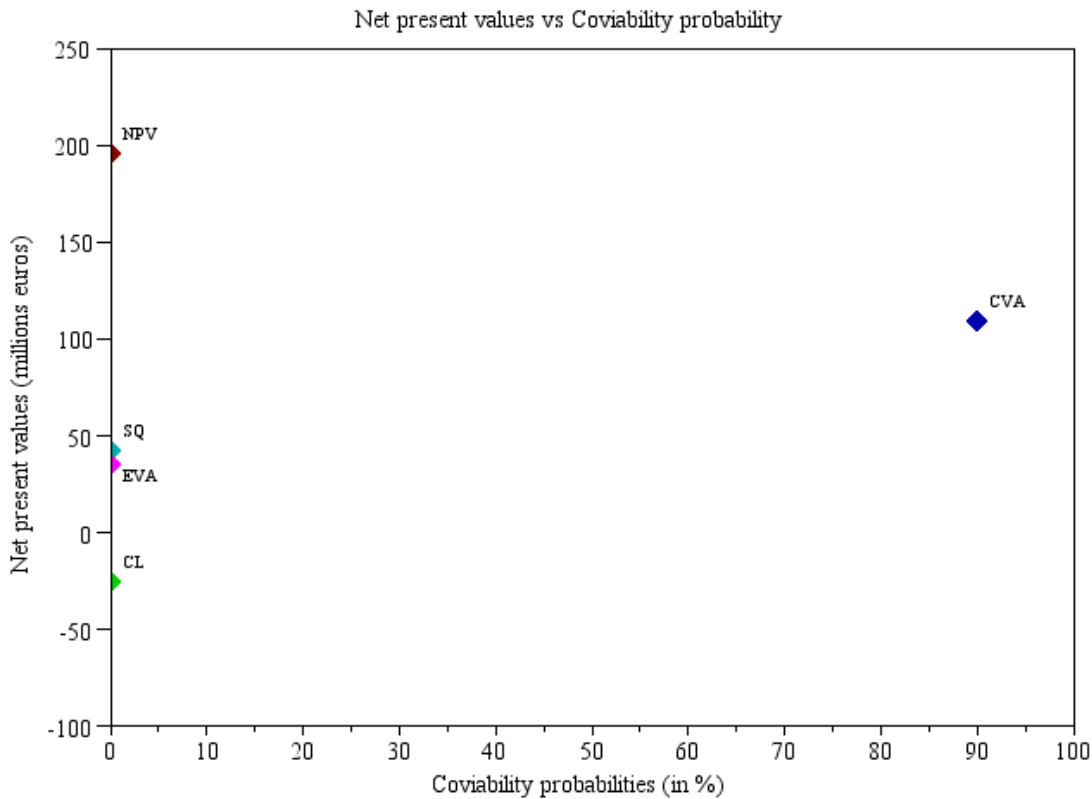
**Figure IV.8 – Economic scenario main outputs with  $u_f^{NPV}(t)$  :** Evolution of the species richness (a), simpson index (b), marine trophique index (c), total catches (d) and profits by fleet (e,f,g,h). The dark dotted lines stand for the set of possibilities including the 100 simulated trajectories and the gray fields include 95% of the latters. The green lines represent the median values of the 100 trajectories. The red dashed lines stand for the viability thresholds. The blue line in sub-figure (d) is the local fish demand growth.



**Figure IV.9** – Economic viability probabilities (EVA) versus Ecological viability probabilities (PVA) for each scenario.

Obviously, the so-called economic scenario maximizing the net present value yields the greatest NPV (figure IV.10) but is a no-win strategy because ecologically and economically risky (figure IV.9). As in Cissé *et al.* (2013) and Doyen *et al.* (2012), this scenario put emphasis on the most efficient fleets economically. Here the P and CC exhibits the best performing rate<sup>15</sup> even if their catches are the lowest. In fact these typical small scale vessels have the lowest fixed costs as the equipments involved are scanty and present the high selling prices as in the most cases, the shipowners sell directly their products to the consumers.

15. Note that prices and costs are those from 2010 which are relatively different from those collected in 2008 and used in Cissé *et al.* (2013).



**Figure IV.10** – Net present values (NPV) versus Co-viability probabilities (CVA) for each scenario.

The CVA scenario appears as the most conservative management strategy and the stochastic approach guarantee its sustainability in an uncertain context. This scenario exhibits an high probability to achieve the economic, ecological and social constraints together, moreover this strategy reveals good net present value outcome. The social results of this scenario go beyond the satisfaction of local food demand, indeed this scenario maintains all fleets in the fishery and involves a greater amount of labor.

The creation of conditions for sustainability from economic, environmental and social viewpoints is the major interest of the CVA strategy. As emphasized in Martinet and Doyen (2007) and De Lara and Doyen (2008), viability is closely related to the maximin (Rawlsian) approach with respect to intergenerational equity, sustaining ecosystem and services for humans over the long run. Moreover Baumgärtner and Quaas (2009) emphasize viability approach as a required for strong sustainability purposes since several criteria are taking into account and reached separately. In line with this our proposal appears relevant inasmuch as ecological, economic and social goals are considered and the meeting of their relative sustainability is pursued. Furthermore, accounting for uncertainties, the stochastic viability approach used in this work appears as a well suited way to operationalize sustainable small scale fishery.

## 5.2 Co-viability as a step towards EBFM

The need of robust and precautionary approach, favoring ecosystem, to tackle EBFM particularly where knowledge is insufficient is admitted (Pikitch *et al.*, 2004). In such purpose, the viability approach appears as a well-suited modeling framework for EBFM (Cury *et al.*, 2005; Doyen *et al.*, 2012). Indeed, the viability approach, especially co-viability, simultaneously account for dynamic complexities, bio-economic risks and sustainability objectives balancing ecological, economic and social dimensions for fisheries. In particular, Cury *et al.* (2005) and Doyen *et al.* (2007) show how the method can potentially be useful for integrating ecosystem considerations for fisheries management. Mullon *et al.* (2004), Bene and Doyen (2008) and Chapel *et al.* (2008) emphasize the ability to address complex dynamics in this framework. The computational and mathematical modeling methods proposed in this paper through the CVA strategy are motivated by a similar prospect.

One major advantage of the co-viability approach is the fact that the viability framework is dynamic and thus makes it possible to capture the interactions and co-evolution of marine biodiversity and fishing. The dynamics can potentially include complex mechanisms such as trophic interactions, competition, metapopulation dynamics or economic investment processes. Here the focus is both on trophic and technical interactions through a multi-fleet and multi-species context as in Doyen *et al.* (2012) and Cissé *et al.* (2013).

This paper contributes to the guidance on how to operationalize EBFM specially in tropical small scale fishery, where data and reference points are often missing. As in Doyen *et al.* (2007) and Doyen *et al.* (2012), stochastic CVA allows to account for the complexities and uncertainties of mechanisms at play, particularly their nonlinearity. Ecological dynamics and technical interactions but also trophic webs, or environmental (habitat, climatic) uncertainties are addressed. In this paper inasmuch no reference points are available for species studied, we adopt a precautionary approach considering both three ecological indexes with reasonable chosen thresholds. The computed set of fishing efforts of normative scenarios by the nonanticipativity stochastic method, give high improvements compared to Cissé *et al.* (2013) because they rely on feedback controls and consequently more adaptive accounting for uncertainties affecting the exploited ecosystem.

## 5.3 Decision support for the French Guiana small-scale fishery

The first assessment of the French Guiana coastal fishery has been carried out by Cissé *et al.* (2013). The relative socio-economic importance of this fishery compared to the shrimp and red snapper fisheries has been exhibited as well as the lack of adapted management tools. In fact due to its status of European overseas territory, regulations tools are derived from commonly used national and European fisheries management systems. The technical management measures consist of maximum net length (2500 m), minimum mesh size (40 mm), marine protected area (8 km<sup>2</sup>) and trawl ban under 30 m deep. The access to the fishery is regulated by European and



regional licenses. There is no quota for catches and no limitations concerning exploited species and their size. The only aim of the current management strategy is to prevent fishing activity by unauthorized boats. Actually, up to now, as many tropical multi-species fisheries, there is no studies on the stock status for the main exploited species. The data monitoring system, implemented since 2006, does not present time series data enough longer to tackle such goals. Nevertheless the available data are satisfactory to bioeconomic modeling purpose as in Cissé *et al.* (2013).

The present study provides new insights in complement to Cissé *et al.* (2013), improving our understanding of the case study. First, fishing scenario outputs show that fishing performance, including food supply and fleets profitability, can be increased or sustained with lesser impact to marine ecosystem. Particularly CVA strategy aims to conciliate economic and ecological sustainability with the growing food demand contributing hence to food security, with an high probability. Secondly, it appears that except the closure scenario, the loss of species cannot be avoided. This loss of biodiversity could potentially alter some ecosystem services (not taken into account in the current model) and the outcomes of the fishery itself in the long run. Depending on the endangered stocks, conservation measures for the productive and reproductive capacities of these stocks should be taken. Banning fishing in nursery zones or promoting more selective fishing techniques could be an alternative. Lastly, the CVA scenario on the contrary to many study does not entails a severe reduction of harvesting. The fishing effort suggested by this scenario is relatively high compared to SQ one. Contrasted with SQ, CVA scenario gives two conclusions on the status of the French Guiana coastal fishery. Foremost the fishery is not currently fully exploited and may support higher fishing level without jeopardizing ecological and economic sustainability. This fishery does not suffer from overcapacity. Secondly, as shown by the EVA scenario, economic sustainability as well as ecological safety may be reached combining effort levels around to the SQ baseline, indicating that the high fishing levels required for the CVA scenario are mainly due to the social constraint of local fish demand. This finding leads to the issue of the suitability of this social constraint. Moreover the uncertainties underlying the model and the assumptions taken should temperate the ability of the fishery to support the rise of harvesting. In fact a more precautionary approach should consider alternative options to face the future local fish demand, as aquaculture. In the way to improve our knowledge in the complex ecosystem and thus the management plans, the methodological interest of sustaining the Fishery Information System of the French Guiana coastal fishery appears obvious.

## 5.4 Perspectives

The present paper is a step forward in the understanding and the assessment of the French Guiana coastal fishery inasmuch a robust approach based on stochastic viability methods is used. Therefore many improvements are noted. First of all, the uncertainty underling the model have been estimated within the calibration process of the unknown biological parameters

of the model, by least square method. A more accurate option is to calibrate the noise parameter ex post with for instance a Kalman filter for nonlinear process (see Kwasniok (2012)). Moreover, we are aware that the reliability of economic parameters (which are supposed to be the same over time) forecasts decreases with the length of the simulation. In that way, taking into account the demand mechanism through endogenous prices in an uncertainty context and stochasticity on costs are necessary to improve the predictions of the model. An other step will consist on considering the illegal fishing activity of foreign fleets (from Guiana, Suriname and Brazil), which are not yet taking into account in the study. Indeed, the first evaluation of this activity estimates that its product the double of those of the local fishers in the low scenario (Levrel (2012)). Furthermore, it will be fruitful to compared the present results with other simplified dynamic model, as Gompertz model for instance (see Mutshinda *et al.* (2009)). In fact there is no proof that the Lotka-Volterra dynamics used in this work is the more accurate for the French Guyana coastal ecosystem. Lastly, it would be interesting to extend the number of species in order to include the effects of fishing activities on the dynamics of other species (such as mammals, turtles or birds) and on plankton dynamics as suggested by Pikitch *et al.* (2004). Another interesting goal would be to include the effects of climatic changes, for instance sea surface temperatures (Thebaud and Blanchard, 2011). In any event, to pursue these investigations, it is essential to sustain the current data collection system.

## Acknowledgments

This work was carried out with the financial support of the ANR (French National Research Agency) under the ADHOC program, the ERDF (European Regional Development Fund) under the DEPECHE program, the FRB (Fondation Recherche Biodiversité) under the BIOMER project and IFREMER. We thank all the fishermen who agreed to provide economic data as well as all the observers who collected the other fishery data sets each day.

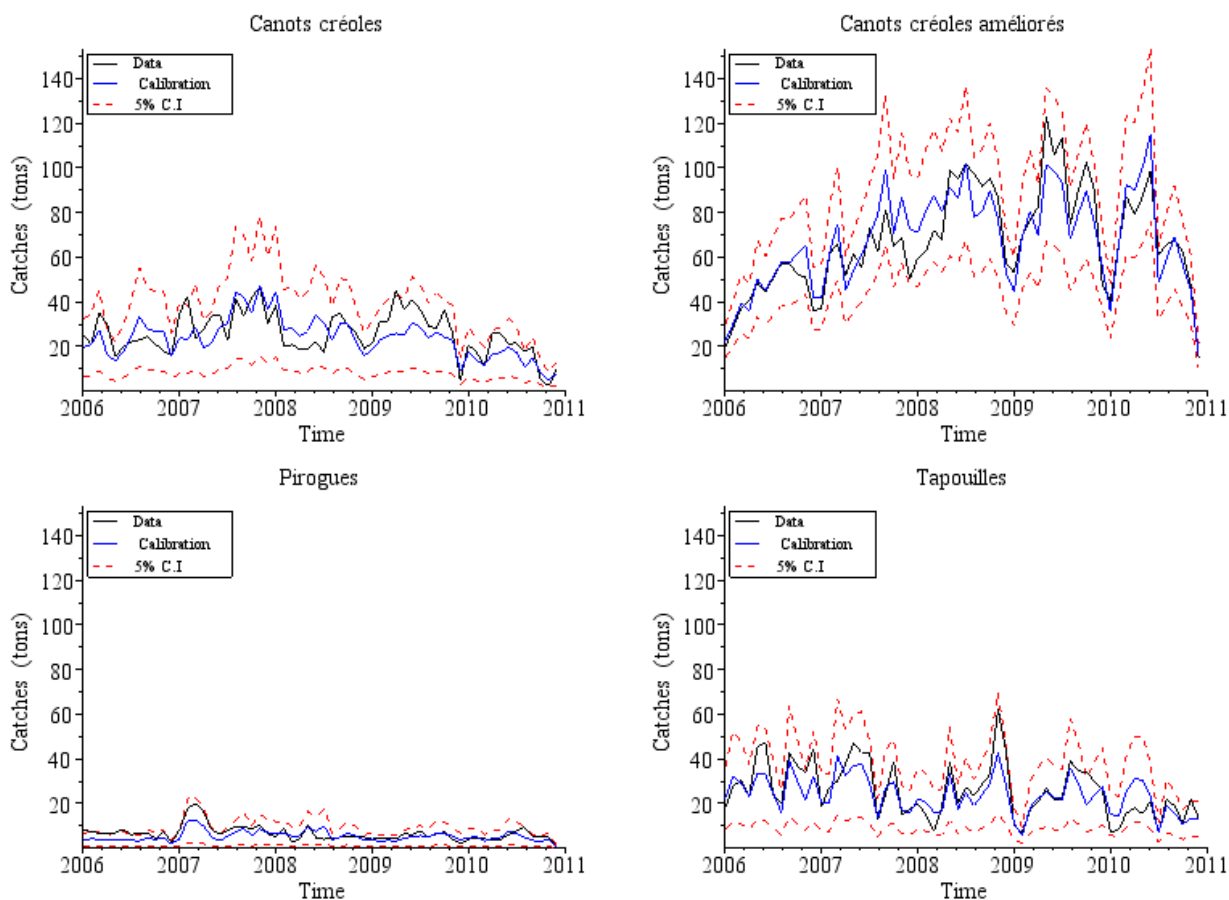
## 6 Appendix

### 6.1 Calibration results

Figure (IV.11) presents the historical and simulated catches by fleet, with 95% confidence intervals. For each fleet  $f$ , confidence intervals<sup>16</sup> were computed from the mean relative errors  $\Delta_f$ , in Euclidean or quadratic norm, between observed and simulated catches from January 2006 to December 2010,

$$\Delta_f^* = \sqrt{\frac{1}{60} \sum_{t=t_0}^{t_1-1} \left( \frac{(H_f^{data}(t) - H_f(t))}{H_f(t)} \right)^2} \quad (\text{IV.23})$$

where  $H_f(t) = \sum_i H_{i,f}(t)$  stands for catches by fleet  $f$  at time  $t$  over the whole 13 species  $i$ . The mean relative errors equal  $\Delta_1^* = 0.33$  for CC,  $\Delta_2^* = 0.17$  for CCA,  $\Delta_3^* = 0.40$  for P and  $\Delta_4^* = 0.32$  for T.



**Figure IV.11** – Comparison by fleet  $f$  between historical catches  $\sum_i H_{i,f}^{data}(t)$  (solid lines) and simulated catches  $\sum_i H_{i,f}(t)$  (dashed lines), with the confidence intervals at 95% (dotted lines).

16. For each month  $t$ , 95% confidence intervals are  $[1 - 1.96 * \Delta_f, 1 + 1.96 * \Delta_f] * H_f^{data}(t)$ .

## 6.2 Details on estimated biological parameters

**Tableau IV.3** – Initial stocks, intrinsic growth rates, catchabilities of selected species and uncertainty parameter from calibration.

Species( <i>i</i> )	Initial stocks (December 2005) $B_i(0)$ (tons)	Intrinsic growth rate ( $r_i$ ) (Fisbase) $*10^{-2}$ (/month)	Catchability fleet $f = 1$ $(q_{i,1})$ $*10^{-7}$ (/hour)	Catchability fleet $f = 2$ $(q_{i,2})$ $*10^{-7}$ (/hour)	Catchability fleet $f = 3$ $(q_{i,3})$ $*10^{-7}$ (/hour)	Catchability fleet $f = 4$ $(q_{i,4})$ $*10^{-7}$ (/hour)	Uncertainty parameter $\sigma^2$ (%)
A. weakfish	17,358	2.08	1.04	1.76	0.33	3.85	3.01
C. catfish	15,448	5.95	1.36	0.67	0.67	0.44	3.01
G. weakfish	7,111	0.16	1.61	1.50	0.93	3.56	3.01
C. snooks	390	4.21	14.35	8.09	10.98	1.64	3.01
Sharks	274	- 4.72	1 1.67	12.17	16.19	43.47	3.01
S. weakfish	2,301	0.64	1.50	1.43	1.56	0.	3.01
S. croaker	252	3.44	6.36	4.32	7.48	0.	3.01
Tripletail	476	9.34	9.72	9.29	5.28	3.01	3.01
G. catfish	93	2.59	29.89	35.19	33.80	17.22	3.01
B. catfish	214	4.21	7.92	2.65	23.39	0.	3.01
G. grouper	268	- 2.26	17.88	4.18	11.00	7.05	3.01
F. mullet	260	5.31	6.11	2.53	6.27	0.	3.01
P. mullet	187	7.03	9.61	1.41	15.63	0.	3.01

**Tableau IV.4** – Trophic relations matrix,  $s_{i,j}$  ( $*10^{-12}$  /kg) from calibration. Values given are the trophic effect of species ( $i$ ) on species ( $j$ ) : positive if  $j$  is a prey of  $i$  and negative if  $j$  is a predator of  $i$ .

$(i)$	$(j)$	A. weak.	C. cat.	G. weak.	C. snoo.	Sharks	S.weak.	S. croa.	Triple.	G. cat.	B. cat.	G. grou.	F. mul.	P. mul.
A. weak.	- 330.20	1.0D-09	- 9.2D-04	- 8.5D-10	1.1D-04	- 8.2D-09	- 8.5D-10	2.1D-04	2.4D-04	- 4.2D-09	1.8D-04	- 4.2D-09	1.1D-09	1.0D-09
C. cat.	- 8.1D-09	- 4066.7	- 8.3D-04	- 1.0D-03	- 6.3D-09	- 4.7D-09	- 1.0D-03	- 8.1D-09	- 1.1D-03	- 5.2D-09	8.7D-10	- 5.3D-04	1.8D-04	2.6D-04
G. weak.	1.1D-04	1.0D-04	- 56.8	- 2.3D-09	1.5D-09	- 5.0D-09	- 2.3D-09	1.7D-09	1.0D-09	- 8.7D-04	1.2D-09	- 6.0D-09	1.2D-04	1.0D-09
C. snoo.	- 9.40-04	- 1.0D-08	- 1.2D-08	- 4.4D-09	14602.2	- 7.7D-04	- 4.4D-09	- 1.1D-03	- 5.3D-09	- 9.3D-04	1.1D-04	- 5.3D-04	5.6D-05	4.7D-05
Sharks	1.0D-09	5.8D-10	6.2D-10	8.7D-05	9.6D-05	12439.5	8.7D-05	3.1D-04	2.1D-04	9.5D-10	9.4D-10	- 4.4D-04	1.3D-04	1.2D-09
S. weak.	- 1.5D-08	1.2D-04	- 5.6D-09	- 690.4	5.5D-10	- 6.9D-04	- 690.4	1.3D-09	1.5D-04	- 9.9D-04	1.0D-09	- 7.7D-09	2.0D-04	4.1D-10
S. croa.	- 1.7D-03	- 3.3D-09	- 1.4D-08	- 1.1D-08	1.3D-04	- 2.5D-03	- 1.1D-08	- 4.1463.6	- 3.0D-09	- 4.8D-09	1.3D-09	- 2.6D-04	1.0D-09	2.9D-04
Triple.	- 1.9D-03	- 1.1D-03	- 8.0D-09	- 1.7D-03	- 3.3D-09	- 1.7D-03	- 1.2D-03	6.7D-09	- 183356.2	- 5.4D-09	6.8D-05	- 3.3D-09	5.7D-10	7.3D-05
G. cat.	5.3D-10	6.6D-10	1.0D-04	1.2D-04	1.1D-04	- 7.6D-09	1.2D-04	6.0D-10	6.8D-10	- 57697.8	5.3D-05	- 4.8D-09	1.5D-04	8.4D-10
B. cat.	- 1.4D-03	- 7.0D-09	- 1.0D-08	- 9.4D-04	- 9.4D-04	- 7.5D-09	- 8.2D-09	- 1.0D-08	- 5.5D-04	- 4.2D-04	- 180203.8	- 4.9D-09	0.	0.
G. grou.	5.2D-10	6.7D-05	7.5D-10	6.7D-05	6.7D-05	- 1.5D-03	9.6D-10	3.2D-05	4.1D-10	6.0D-10	6.1D-10	- 16485.4	5.8D-10	1.2D-09
F. mul.	- 8.8D-09	- 1.5D-03	- 1.0D-03	- 4.4D-04	- 4.4D-04	- 1.0D-03	- 1.6D-03	- 8.0D-09	- 4.6D-09	- 1.2D-03	0.	- 4.7D-09	0.	0.
P. mul.	- 8.4D-09	- 2.0D-03	- 8.2D-09	- 3.7D-04	- 3.7D-04	- 1.0D-08	- 3.2D-09	- 2.3D-03	- 5.8D-04	- 6.7D-09	0.	- 9.9D-09	- 169046.3	- 310836.5

### 6.3 Economic data

Tableau IV.5 – 2010 economic data (variable costs, fixed costs and selling prices).

	Fleets			
	'canots créoles' (fleet $f = 1$ )	'canots créoles améliorés' (fleet $f = 2$ )	'pirogues' (fleet $f = 3$ )	'tapouilles' (fleet $f = 4$ )
2006-2010 average boats number	64.6	59.4	45.6	8.8
Variable costs $c_f^v$ (EURO/fishing hour)	3.19	8.19	1.61	14.85
fixed costs per boat $c_f^v$ (EURO/annum)	3398	6530	195	13880
Selling prices $p_{i,f}$ (EURO/kg)				
A. weakfish	2.73	2.17	3.41	2.30
C. catfish	1.12	0.89	1.40	0.98
G. weakfish	2.01	1.34	3.45	1.38
C. snooks	3.18	2.22	2.72	2.29
Sharks	1.05	0.74	1.28	0.65
S. weakfish	3.16	2.21	3.43	2.21
S. croaker	3.86	1.87	1.85	1.85
Tripletail	1.46	1.34	2.72	1.38
G. catfish	1.93	2.02	3.53	1.93
B. catfish	1.58	1.09	1.91	1.09
G. grouper	3.11	2.41	1.6	1.6
F. mullet	2.79	2.38	4.58	2.38
P. mullet	2.55	2.01	3.40	2.01

---

## Références bibliographiques

- Baumgärtner, S. and M. F. Quaas (2009), ‘Ecological-economic viability as a criterion of strong sustainability under uncertainty’, *Ecological Economics* **68** : 2008 – 2020.
- Bellail, R. and C. Dintheer (1992), ‘La pêche maritime en Guyane Française, flottilles et engins de pêche’, Technical report, Ifremer.
- Bene, C. and L. Doyen (2008), ‘Contribution values of biodiversity to ecosystem performances : A viability perspective’, *Ecological Economics* **68** : 14–23.
- Béné, C., L. Doyen, and D. Gabay (2001), ‘A viability analysis for a bio-economic model’, *Ecological Economics* **36** : 385–396.
- Chapel, L., G. Deffuant, S. Martin, and C. Mullon (2008), ‘Defining yield policies in a viability approach’, *Ecological Modelling* **212** : 10–15.
- Cheung, W. W. and U. R. Sumaila (2008), ‘Trade-offs between conservation and socio-economic objectives in managing a tropical marine ecosystem’, *Ecological Economics* **66** : 193 – 210.
- Cissé, A., S. Gourguet, L. Doyen, F. Blanchard, and J.-C. Péreau (2013), ‘A bio-economic model for the ecosystem-based management of the coastal fishery in French Guiana’, *Environment and Development Economics* **18** : 245–269.
- Cury, P. A. and V. Christensen (2005), ‘Quantitative ecosystem indicators for fisheries management - Introduction’, *Ices Journal of Marine Science* **62** : 307–310.
- Cury, P. M., C. Mullon, S. M. Garcia, and L. J. Shannon (2005), ‘Viability theory for an ecosystem approach to fisheries’, *Ices Journal of Marine Science* **62** : 577–584.
- De Lara, M. and L. Doyen (2008), *Sustainable management of natural resources : mathematical models and methods*, Springer Verlag.
- Doyen, L., M. De Lara, J. Ferraris, and D. Pelletier (2007), ‘Sustainability of exploited marine ecosystems through protected areas : A viability model and a coral reef case study’, *Ecological Modelling* **208** : 353–366.
- Doyen, L., O. Thébaud, C. Béné, V. Martinet, S. Gourguet, M. Bertignac, S. Fifas, and F. Blanchard (2012), ‘A stochastic viability approach to ecosystem-based fisheries management’, *Ecological Economics* **75** : 32 – 42.
- Eisenack, K., J. Scheffran, and J. P. Kropp (2006), ‘Viability analysis of management frameworks for fisheries’, *Environmental Modeling & Assessment* **11** : 69–79.

- FAO (2012), *The state of world fisheries and aquaculture*, State of World Fisheries and Aquaculture (FAO), Rome.
- Garcia, S., C. Zerbi, A. and Aliaume, T. Do Chi, and G. Lasserre (2003), *The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook*, FAO, Fishery Resources Div., Rome (Italy).
- Gourguet, S., C. Macher, L. Doyen, O. Thébaud, M. Bertignac, and O. Guyader (2013), 'Managing mixed fisheries for bio-economic viability', *Fisheries Research* **140** : 46 – 62.
- Grafton, R. Q., T. Kompas, and R. W. Hilborn (2007), 'Economics of overexploitation revisited', *Science* **318** : 1601–1601.
- Hall, S. J. and B. Mainprize (2004), 'Towards ecosystem-based fisheries management', *Fish and Fisheries* **5** : 1–20.
- INSEE (2011), 'Projections de population à l'horizon 2040, Plus d'un demi-million de Guyanais', Technical report, INSEE.
- Jennings, S. (2005), 'Indicators to support an ecosystem approach to fisheries', *Fish and Fisheries* **6** : 212–232.
- King, J. R. and G. A. Mcfarlane (2006), 'A framework for incorporating climate regime shifts into the management of marine resources', *Fisheries Management and Ecology* **13** : 93–102.
- Kwasniok, F. (2012), 'Estimation of noise parameters in dynamical system identification with Kalman filters', *Physical Review E* **86**.
- Larkin, S. L., S. Alvarez, S. G., O. A. Harte M. Adeogun, P. O. Abohweyere, H. K. Ogunbadejo, A. Tanko, and L. Jim-Saiki (2011), 'Practical Considerations in Using Bioeconomic Modelling for Rebuilding Fisheries', *OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers* **38**.
- Leopold, M. (2004), *Guide des poissons de mer de Guyane*, Ifremer.
- Levrel, A. (2012), 'Estimation de la pêche illégale étrangère en Guyane Française', Technical report, Ifremer.
- Magurran, A. E. (2007), 'Species abundance distributions over time', *Ecology Letters* **10** : 347–354.
- Marasco, R. J., D. Goodman, C. B. Grimes, P. W. Lawson, A. E. Punt, and T. J. Quinn (2007), 'Ecosystem-based fisheries management : some practical suggestions', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64** : 928–939.
- Mardle, S. and S. Pascoe (2000), 'Use of evolutionary methods for bioeconomic optimization models : an application to fisheries', *Agricultural Systems* **66** : 33–49.
- Martinet, V. and L. Doyen (2007), 'Sustainability of an economy with an exhaustible resource : a viable control approach', *Resource and Energy Economics* **29** : 17–39.
- Mullon, C., P. Cury, and L. Shannon (2004), 'Viability model of trophic interactions in marine ecosystems', *Natural Resource Modeling* **17** : 71–102.



- Mutshinda, C. M., R. B. O'Hara, and I. P. Woiwod (2009), 'What drives community dynamics?' *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* **276** : 2923–2929.
- Pauly, D. and R. Watson (2005), 'Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity', *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **360** : 415–423.
- Pikitch, E. K., C. Santora, E. A. Babcock, A. Bakun, R. Bonfil, D. O. Conover, P. Dayton, P. Doukakis, D. Fluharty, B. Heneman, E. D. Houde, J. Link, P. A. Livingston, M. Mangel, M. K. McAllister, J. Pope, and K. J. Sainsbury (2004), 'Ecosystem-Based Fishery Management', *Science* **305** : 346–347.
- Plaganyi, E. (2007), *Models for an ecosystem approach to fisheries*, Fisheries Technical Paper (FAO) No. 477.
- Péreau, J.-C., L. Doyen, L. Little, and O. Thébaud (2012), 'The triple bottom line : Meeting ecological, economic and social goals with individual transferable quotas', *Journal of Environmental Economics and Management* **63** : 419 – 434.
- Rice, J. C. (2000), 'Evaluating fishery impacts using metrics of community structure', *Ices Journal of Marine Science* **57** : 682–688.
- Sanchirico, J. N., M. D. Smith, and D. W. Lipton (2008), 'An empirical approach to ecosystem-based fishery management', *Ecological Economics* **64** : 586–596.
- Sathianandan, T. V. and J. Jayasankar (2009a), 'Managing marine fishery in Kerala through simulation using surplus production model, genetic algorithm and spectral methods', *Indian Journal of Fisheries* **56** : 163–168.
- Sathianandan, T. V. and J. Jayasankar (2009b), 'Simulation Model for Evaluating the Response of Management Options on the Demersal Resources of Tamil Nadu Coast', *Asian Fisheries Science* **22** : 681–690.
- Shapiro, A., D. Dentcheva, and A. Ruszczyński (2009), *Lectures on Stochastic Programming*, Society for Industrial and Applied Mathematics.
- Thebaud, O. and F. Blanchard (2011), *Fishing the Food Web : integrated analysis of changes and drivers of change in fisheries of the Bay of Biscay*, Wiley-Blackwell, pp. 90–104.
- Ye, Y., K. Cochrane, G. Bianchi, R. Willmann, J. Majkowski, M. Tandstad, and F. Carocci (2012), 'Rebuilding global fisheries : the World Summit Goal, costs and benefits', *Fish and Fisheries* .



---

---

## Chapitre V

---

Cooperative and non-cooperative harvesting in a  
multi-species fish war model

# Cooperative and non-cooperative harvesting in a multi-species fish war model

JC. Péreau<sup>a</sup>, A.A. Cissé<sup>b,c</sup>, N. Sanz<sup>c</sup>, F. Blanchard<sup>b</sup>, L. Doyen<sup>d</sup>

*a*GRETHA UMR CNRS 5113, Avenue Léon Duguit, 33608 Pessac, France.

*b*IFREMER, Domaine de Suzini, BP 477, 97331 Cayenne, French Guiana, France.

*c*CEREGMIA, 2091 route de Baduel, BP 266, 97326 Cayenne, French Guiana, France.

*d*CNRS, CERSP, MNHN, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France.

*Accepted at EAERE 2013 conference.*

## Abstract

This paper investigates the role played by cooperation for the sustainable management of an exploited ecosystem. To achieve this, a bio-economic model based on a multi-species Gompertz dynamics with trophic interactions is considered. A comparison between the non cooperative and cooperative optimal outcomes is done. It is first proved under which condition fishing intensity is larger in the non cooperative case. Then it is show how the properties of the ecosystem depends on the species interaction and harvesting strategies. An application to the small scale fishery in French Guiana illustrates the results.

# 1 Introduction

The issue of cooperation is crucial for the sustainable management of renewable resources and biodiversity as stressed by the tragedy of open-access (Hardin, 1968). Game theory is a particularly relevant tool to study such issues and the governance of exploited ecosystems. However as pointed out by Bailey *et al.* (2010), the majority of game-theoretic analyses have been applied to single stocks. Notable exceptions exist with the study of predator-prey models (Mesterton-Gibbons, 1996) but the use of game theory in broader ecosystem-based context remains an open research field.

In the extensive game theory literature applied to fisheries, the dynamic model of Levhari and Mirman (1980) provides a solid framework for analyzing the consequences of the users' strategies on the resource in an open-access fishery. These authors show that the non cooperative equilibrium yields a higher fishing mortality rate and a smaller steady-state fish stock than the cooperative equilibrium. The non-cooperative outcome refers to a situation in which each user takes into account only its own intertemporal utility but does not care about other users' utility. In the cooperative case, users jointly define a harvesting strategy. The result of Levhari and Mirman (1980) illustrates the famous tragedy of overexploitation of the resource in open access fisheries (Hardin, 1968; Dutta and Sundaram, 1993). Between these two extreme cases, full cooperation and no cooperation, the existence of partial cooperation has been recently studied by Kwon (2006), Breton and Keoula (2012) or Doyen and Péreau (2012).

Based on Levhari and Mirman (1980), Fischer and Mirman (1992, 1996) allow for the interaction between two different species of fish, including prey-predator relations, symbiotic interactions and mutual competition. Contrary to Levhari and Mirman (1980), Fischer and Mirman (1992) assume that users doesn't compete for the same fish, each user is assumed to harvest only one species and interactions come from the biological externality. In Fischer and Mirman (1996), this assumption is relaxed since both users and species interact. In the case of positive or negative relations, results show that under noncooperation, there is always overfishing as compared to the cooperative case. Results are ambiguous in the case of the predator-prey relation, in particular concerning the prey. Datta and Mirman (1999) added another economic interaction through the market price.

Generalizing this approach to a multi-species framework is a important challenge in the area of fishery modelling and biodiversity management. This is especially relevant in the Ecosystem-Based Fisheries Management (EBFM) approach which advocates an integrated management of marine resources to promote sustainability.

In this perspective, the small scale Fishery of French Guiana constitutes a challenging case study. The continental shelf of French Guiana is a tropical ecosystem under the influence of the Amazon estuary. With 350 km of coastline, French Guiana benefits from an 130,000 km<sup>2</sup> exclusive economic zone including 50,000 km<sup>2</sup> of continental shelf. Annual landings have been estimated at approximately 2,700 tonnes for past few years. Since 2005, production and fishing

effort values are collected on a daily basis at the main landing points by observers from local communities. This monitoring concerns 75% of the fishing activity and each year, some 3,600 landings from January to December are recorded. For each landing, the production by species is estimated or weighed by the observers or reported by the fishermen. Of the numerous coastal species, thirty are exploited and about thirteen species, including weakfishes, catfishes and sharks, represent about 88% of the total landing from 2006 to 2010. This ecosystem of thirteen species is relatively small and closed. This ecosystem has already been studied by Cissé *et al.* (2013) and a trophic food web based on a Lotka-Volterra dynamics has been calibrated to evaluate different fishing scenarios.

To adapt the model of Levhari and Mirman (1980) for this small-scale artisanal and mostly informal fishery, it is considered that users are not countries competing for fish in the international sea but local fishermen who harvest species for their own consumption within a coastal state's exclusive economic zone. Contrary to Cissé *et al.* (2013) in which local fishermen differs in their harvesting cost and have different strategies in terms of profitability, our numerical application assumed identical agents with no harvesting cost. Their objective is to maximise their discounted utility derived from the consumption of all the species. Moreover, this analysis also differs by the use of a multi-species Gompertz dynamics instead of a Lotka-Volterra dynamics.

The paper is organized as follows. Section 2 presents the bio-economic model based on a multi-species Gompertz dynamics and analyses the noncooperative and cooperative fishing equilibrium. Section 3 presents fishing scenarios and output in the particular coastal fishery in French Guiana. Section 4 concludes.

## 2 The bio-economic model

### 2.1 The multi-species dynamics

We extend the two-species model of Fischer and Mirman (1992, 1996) to a multi-species general framework using a Gompertz population dynamics. Agents or users are denoted by  $i = 1, \dots, n$ , and species are denoted by  $j = 1, \dots, m$ . We assume that each user harvests and consumes all the species.

The one-period utility function for agent  $i$  from consuming all the species  $j$  is assumed to be logarithmic

$$U \left( \sum_{j=1}^m h_{ij} \right) = \sum_{j=1}^m a_j \ln h_{ij}, \quad (\text{V.1})$$

with  $U' > 0$  and  $U'' < 0$  and  $\forall j a_j > 0$ . More complex utility function dealing with consumer preferences for variety can be found in Quaas and Requate (2013). We assume no cost of harvesting (Mesterton-Gibbons, 1993) and no modelling of the market side in terms of prices and demand curves (Datta and Mirman, 1999).

The multi-species dynamics is given by a Gompertz function (Mutshinda *et al.*, 2009)<sup>1</sup>. For each species  $j = 1, \dots, m$ , we have

$$B_j(t+1) = G_j(B_1(t), \dots, B_m(t)),$$

with

$$B_j(t+1) = B_j(t) \exp \left\{ r_j + \sum_{k=1}^m s_{jk} \ln B_k(t) \right\}. \quad (\text{V.2})$$

The coefficient  $s_{jk}$  of interaction between species  $j$  and  $k$  replicates the per-capita effect on species  $k$  on the growth of species  $j$  from time  $t$  to time  $t+1$ . All the intraspecific coefficients  $s_{jj}$  are negative and such that  $-1 < s_{jj} < 0$ . When  $s_{jk}$  is positive (species  $k$  impacts positively the growth of species  $j$ ) and  $s_{kj}$  is negative (species  $j$  impacts negatively the growth of species  $k$ ), it means that species  $k$  is a prey for species  $j$ . When  $s_{jk}$  and  $s_{kj}$  are negative, the two species are in mutual competition. If both are positive, the two species are in symbiotic relation. All the trophic interaction coefficients are collected in the squared  $(m \times m)$  matrix  $S = \{s_{jk}\}$  and the intrinsic growth rate for species  $j$  in the vector  $r = \{r_j\}$ . It is generally assumed that top predator have negative intrinsic growth rate.

When the resource is exploited, the dynamics of species  $j$  become

$$B_j(t+1) = (B_j(t) - H_j(t)) \exp \left\{ r_j + \sum_{k=1}^m s_{jk} \ln (B_k(t) - H_k(t)) \right\}, \quad (\text{V.3})$$

where  $H_j = \sum_{i=1}^n h_{ij}$  stands for the harvest of species  $j$  by all the agents. Since harvesting reduces the fish stocks, the term  $(B_j - H_j)$  measures the amount of species  $j$  available for growth and trophic interactions into the next period. Since harvest cannot exceed the stock, the scarcity constraint  $0 \leq H_j \leq B_j$  holds. The total harvest of one user  $i$  is denoted by  $H_i = \sum_{j=1}^m h_{ij}$ .

## 2.2 Optimal fishing mortality rate

Following Levhari and Mirman (1980) in the mono-species case or Fischer and Mirman (1996) in the two-species case, we are looking for optimal feedback or markov-perfect harvesting rules for each species  $j$  such that  $H_j(t) = F_j(t)B_j(t)$  where  $F_j$  measures the fishing mortality rate. The fishing mortality rate at the noncooperative and cooperative equilibria will be denoted by  $F^{nc}$  and  $F^c$  respectively.  $F$  stands for the  $(m \times 1)$ -size vector of fishing mortality rate such that  $F = (F_1, \dots, F_m)'$

---

1. Appendix 1 shows how our specification is a more compact reformulation of the dynamics introduced by Mutshinda *et al.* (2009).

### 2.2.1 Non-cooperative mortality rate

To obtain the Markov-perfect Nash equilibrium of this game, we assume that the maximization program of agent  $i = 1, \dots, n$  in the noncooperative equilibrium can be written as :

$$\max_{F_{ij}(t)} \sum_{t=1}^{\infty} \rho^t A' (\ln F(t)B(t)), \quad (\text{V.4})$$

subject to the dynamics (V.3) and the scarcity constraint  $0 \leq F_{ij} \leq 1$ .  $A = (a_1, \dots, a_m)'$  stands for the  $(m \times 1)$ -size vector of preference parameters of the utility function (V.1). The common one-period discount factor is  $\rho$  with  $0 < \rho < 1$ . We assume that player  $i$  believes that the other players use a stationary linear markovian strategy (Long, 2010). The Bellman equation corresponding to this optimization problem is

$$V_i(B) = \max_{F_{ij}} \{A'(\ln FB) + \rho V_i(G((1-F)B))\}.$$

Using dynamic programming, we can identify the optimal fishing mortality  $F_j^{nc}$  as follows<sup>2</sup>

**Proposition 2.1** *The aggregate noncooperative optimal fishing mortality rate for all species  $j = 1, \dots, m$  is given by*

$$F_j^{nc} = \frac{na_j}{na_j + \rho \left( (I_m + S)' D \right)_j}, \quad (\text{V.5})$$

where the terms  $D$  are solution of the system  $D = (I_m - \rho(I_m + S)')^{-1} A$ .

Let us note that when the aggregate fishing mortality rate increases with the number of player. For  $n \rightarrow \infty$  it turns out that  $F_j^{nc} \rightarrow 1$ . The collapse of the resource comes from the absence of harvesting cost.

### 2.2.2 Cooperative mortality rate

In the cooperative equilibrium, the program is given by

$$\max_{F_j(t)} \sum_{t=1}^{\infty} \rho^t A' (\ln F(t)B(t)), \quad (\text{V.6})$$

subject to the dynamics (V.3) and the scarcity constraint  $0 \leq F_j \leq 1$ .

Optimality conditions give the following mortality rates<sup>3</sup>  $F_j^c$ .

**Proposition 2.2** *The cooperative fishing mortality rate for all species  $j = 1, \dots, m$  is given by*

$$F_j^c = \frac{a_j}{a_j + \rho \left( (I_m + S)' D \right)_j}, \quad (\text{V.7})$$

---

2. See appendix 2.

3. See appendix 3.



where the terms  $D$  are solution of the same linear system than the noncooperative case.

### 2.3 How cooperation mitigates fishing

The scarcity constraint  $0 \leq F_j \leq 1$  holds for  $F_j^{nc}$  and  $F_j^c$ . A mortality rate below to one implies in both cases the condition  $0 \leq \rho \left( (I_m + S)' D \right)_j$ . Since  $0 < \rho < 1$ , it implies  $\left( (I_m + S)' D \right)_j > 0, \forall j$ . This term can be rewritten for a given species  $j$  as

$$(1 + s_{jj}) D_j + \sum_{k \neq j} s_{kj} D_k > 0, \quad (\text{V.8})$$

where the  $D$  terms depends on all the biological parameters, the growth rates and the trophic parameters. Assume that the values of the  $D_j$  terms are closed  $D_j \approx D_k$ , we obtain a similar condition to Fischer and Mirman (1992) stating that the sum of the direct effect given by  $(1 + s_{jj})$  and the indirect effect given by  $\sum_{k \neq j} s_{kj}$  on the evolution of the biomass of species  $j$  has to be positive. Since  $-1 < s_{jj} < 0$ , and providing that the terms  $D_j$  are positive, (V.8) always holds when all species are in symbiotic relation ( $s_{kj} > 0 \forall k$ ) but not for strong prey-predator relationships. With only one species, (V.8) implies that  $\ln K > r$ . Comparing the fishing mortality rate in both equilibrium yields the following proposition.

**Proposition 2.3** *Under condition (V.8), the non cooperative fishing mortality rate is larger than the cooperative mortality fishing rate for all species  $j$  :  $F_j^{nc} > F_j^c$  for  $n > 1$ .*

### 2.4 How cooperation performs better for biomasses

From the multi-species dynamics and using the harvest rule  $H_j(t) = F_j B_j(t)$ , we have

$$B_j(t+1) = (1 - F_j) B_j(t) \exp \left\{ r_j + \sum_{k=1}^m s_{jk} \ln \left( (1 - F_k) B_k(t) \right) \right\}.$$

At the steady state  $B_j(t+1) = B_j(t) = \bar{B}_j$ , it gives

$$\sum_{k=1}^m s_{jk} \ln \bar{B}_j = - \left( \left( 1 + \sum_{k=1}^m s_{jk} \right) \ln (1 - F_j) + r_j \right)$$

In matricial form, we obtain

$$\ln \bar{B}_j = -S^{-1} L \iff \bar{B} = \exp \left\{ -S^{-1} L \right\}$$

with  $L = r + (I_m + S) \ln (1 - F)$ .

The comparison between biomass in the cooperative  $\bar{B}^c$  and non cooperative  $\bar{B}^{nc}$  cases yields

$$\ln \bar{B}^c - \ln \bar{B}^{nc} = -S^{-1} (L^c - L^{nc}).$$

Substitute the the expression of  $L^c$  and  $L^{nc}$  yields the proposition.

**Proposition 2.4** *The comparison between  $\overline{B}^c$  and  $\overline{B}^{nc}$  relies on*

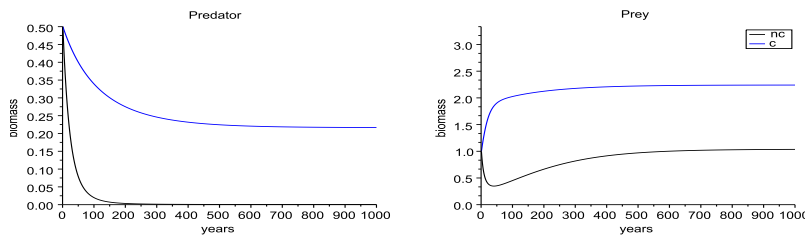
$$\text{sign}(\overline{B}^c - \overline{B}^{nc}) = \text{sign}\left(- (I_m + S) S^{-1} \ln\left(\frac{1 - F^c}{1 - F^{nc}}\right)\right), \quad (\text{V.9})$$

where  $\ln\left(\frac{1 - F^c}{1 - F^{nc}}\right) > 0$  since  $F^{nc} > F^c$  and since the logarithm function is increasing.

No general condition can be derived from this proposition since condition (V.9) depends on the trophic matrix. However, by simulation several possible configuration can be considered .

## 2.5 How cooperation promotes biodiversity

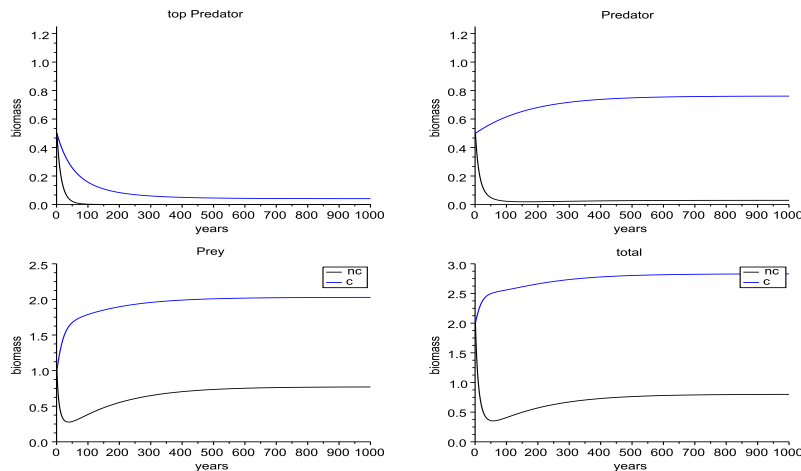
Considered the following stylized numerical example involving two species. Assume a predator (species 1)-prey (species 2) relationship with the biological parameters  $r_1 = 0.01$ ,  $r_2 = 0.1$ ,  $s_{11} = -0.0062133$ ,  $s_{12} = 0.0001243$ ,  $s_{21} = -0.0124267$  and  $s_{22} = -0.0621335$  with the same carrying capacities  $K_1 = K_2 = 5$ . The economic coefficients are  $a_1 = a_2 = 1$  and the discount factor  $\rho = 0.98$ . The aggregate fishing mortality rate in cooperative case are  $F_1^c = 0.0195326$  and  $F_2^c = 0.0710646$  while in the non cooperative case with  $n = 3$  players it yields  $F_1^{nc} = 0.0563948$  and  $F_2^{nc} = 0.1866634$ . It turns out that  $F_i^{nc} > F_i^c$   $i = 1, 2$ . For these values, (V.9) is satisfied and the steady states biomasses are higher in the cooperative case than in the non cooperative case  $\overline{B}_i^c > \overline{B}_i^{nc}$   $i = 1, 2$ . Over a time simulation of 1000 periods, Figure V.1 show that the cooperative biomass of the predator decreases from its initial value  $B_1(0)$  and converges towards a lower positive equilibrium level. On the contrary, the predator collapses in the non-cooperative case because the harvest on the prey is too excessive. Hence by reducing the mortality on the prey, cooperation allows the predator not to disappear. Hence cooperation favors biodiversity. Increasing the discount factor to  $\rho = 0.99$  reinforces this result.



**Figure V.1** – Cooperative and non cooperative trajectories for predator-prey system.

We also consider a three-species case with a top predator (species 1), a predator (species

2) and a prey (species 3). For the following set of parameters,  $n = 3$ ,  $\rho = 0.98$ ,  $r_1 = 0.01$ ,  $r_2 = 0.03$ ,  $r_3 = 0.1$ ,  $K_i = 5$  and  $a_i = 1$  for  $i = 1, 2, 3$ ,  $s_{11} = -0.0062133$ ,  $s_{12} = 0.0001243$ ,  $s_{13} = 0.0001243$ ,  $s_{21} = -0.0018640$ ,  $s_{22} = -0.0186400$ ,  $s_{23} = 0.0003728$ ,  $s_{31} = -0.0062133$ ,  $s_{32} = -0.0062133$  and  $s_{33} = -0.0621335$ ,  $F_1^c = 0.0296650$ ,  $F_2^c = 0.0412427$ ,  $F_3^c = 0.0798556$ ,  $F_1^{nc} = 0.0840106$ ,  $F_2^{nc} = 0.1143001$ ,  $F_3^{nc} = 0.2065745$ , (V.9) is satisfied. Figure V.2 shows that cooperation prevent the collapse of the top predator contrary to the non cooperative case.



**Figure V.2** – Cooperative and non cooperative trajectories for system with 3 species.

## 3 How cooperation fosters the ecosystem

### 3.1 The case-study

The model is calibrated on a monthly basis with thirteen species and fleets using catch and effort data from 2006 to 2010 derived from the Ifremer fishery information system. The thirteen exploited species (Table V.1) represent 88% of the total landing from 2006 to 2010. Values used to define the model parameters came from different sources. The literature (Leopold, 2004) and Fishbase provided qualitative trophic interactions concerning the sign of the relationship between species and intrinsic growth rates to start the calibration. In particular, only prey-predator relationships are considered in this multi-species Gompertz model. Initial stocks, carrying capacity, trophic intensities of this ecosystem were estimated through a least square method. The calibration approach is inspired by the one performed in Cissé *et al.* (2013). This method consisted in minimizing the mean square error between the monthly observed catches  $H_j^{data}$  and the estimated catches  $H_j$  simulated by the dynamic model (V.3) and the economic rule  $H_j = \sum_{i=1}^n h_{ij} = F_j B_j$

$$\min_{B_0, S, F} \sum_{t=t_0+1}^{t_1} \sum_{j=1}^m \left( H_j(t) - H_j^{data}(t) \right)^2 \quad (\text{V.10})$$

with  $t_0$  =December 2005 and  $t_1$  =December 2010. The nonlinear optimization problem (V.10) is solved numerically using the Scilab routine entitled ‘optim ga’ which relies on a evolutionary (or genetic) algorithm<sup>4</sup>. Figure V.7 shows the calibration result.

Here  $(B_0, S, F)$  is the set of parameters to identify.  $B_0 = B(t_0)$  is the vector  $(13 \times 1)$  of initial stocks,  $S$  the matrix  $(13 \times 13)$  of trophic interactions and  $F$  the vector  $(13 \times 1)$  of fishing mortality rate. Table V.2 gives for each species, the initial biomass, the intrinsic growth rates and the trophic level. Based on Fishbase information system, species 5 (sharks) and 11 (Goliath Grouper) have negative intrinsic growth rate. Table V.3 displays the matrix of the sign of the trophic relations based on prey-predator relations.

### 3.2 Fishing scenarios and model outputs

From the calibrated model, scenarios were simulated according to different fishing mortality rate over forty years. We distinguished four scenarios : closure (CL), status quo (SQ), non-cooperative (NC) and cooperative (C). The closure scenario corresponds to the implementation of a no fishing zone over the whole French Guiana coastal area. It yields  $F^{cl} = 0$ . The status quo scenario simulates a steady fishing mortality  $F^{sq}$  based on the mean pattern of the mortality between 2005 and 2010. The non-cooperative and cooperative scenari consist in the steady fishing mortality rule  $F^{nc}$  and  $F^c$  obtained by the theoretical model. In the non-cooperative case, we consider  $n = 4$  identical players<sup>5</sup>. Table V.4 gives the different fishing mortality rate for the discount factor  $\rho = 0.98$ . It turns out that the *SQ* scenario implies lower mortality rate than the cooperative case. It appears that the harvest rate of one non cooperative user is slightly less than the rate of the cooperative user. As expected, a rise in the discount factor reduces the fishing mortality rate.

Figures V.3 and V.4 present the logarithm of biomass trajectories for each species according the four scenari : closure (in green), statu-quo (in black), cooperative (in blue) and noncooperative (in red). Figure V.3 is for the case  $\rho = 0.98$  and Figure V.4 is for the case  $\rho = 0.99$ . Figures V.5 and V.6 provides the evolution of the species richness and the lost species in each cases respectively for the case  $\rho = 0.98$  and  $\rho = 0.99$ . It is assumed that a species disappears when its abundance falls below 1% of the initial biomass.

Whatever the scenario and the discount factor, the two species with negative intrinsic growth rate (species 5 and 11) vanishes. Between 2005 and 210, the observed catches strongly decrease. Simulation results show that for the discount factor  $\rho = 0.98$ , most of the species (11 over 13, except species 8 and 13) in the non cooperative case become extinct. However results show a group of species with positive growth in cooperation and negative growth in non-cooperation.

---

4. A genetic algorithm is a search heuristic that mimics the process of natural evolution. This heuristic is routinely used to generate solutions to nonlinear optimization. This type of numerical method has already been used for bio-economic purposes in Mardle and Pascoe (2000) for instance and for other tropical fisheries in Sathianandan and Jayasankar (2009).

5. This choice of four users corresponds to the four fleets in the real case-study (Cissé et al., 2013).

It concerns species 1, 2, 4, 7, 9, 10, 12, 13. It turns out that cooperation avoids the loss of these 8 specific species. The growth of species 3 and 6 is also declining in the cooperative case but these species only vanish in the long term. A discount factor of  $\rho = 0.99$  implies a lower fishing mortality rate in cooperative and non-cooperative cases. It implies that fewer species are lost in the non-cooperative case. In particular, species 2, 4, 10, 12 and 13 switch to the group of positive growth contrary to the  $\rho = 0.98$  case. Again cooperation is better and avoids the disappearance of 4 species (1, 7, 6 and 9).

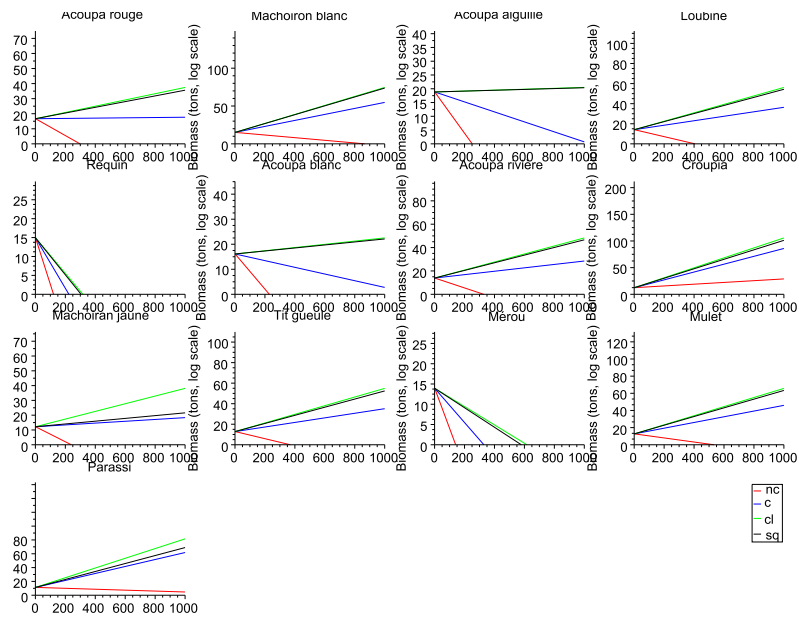


Figure V.3 – Biomass trajectories (in log) in each scenario for each species with  $\rho = 0.98$ .

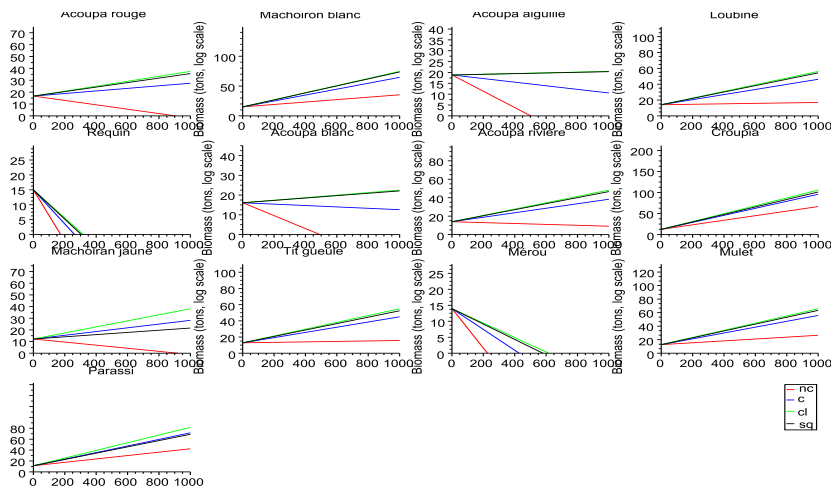


Figure V.4 – Biomass trajectories (in log) in each scenario for each species with  $\rho = 0.99$ .

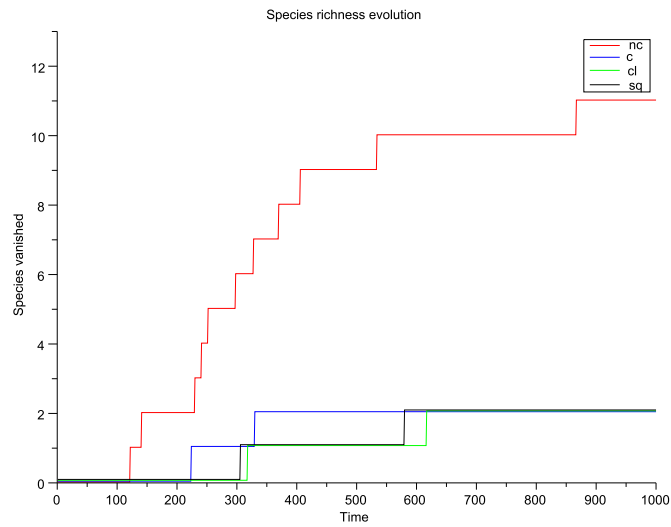


Figure V.5 – Lost species for each scenario with  $\rho = 0.98$ .

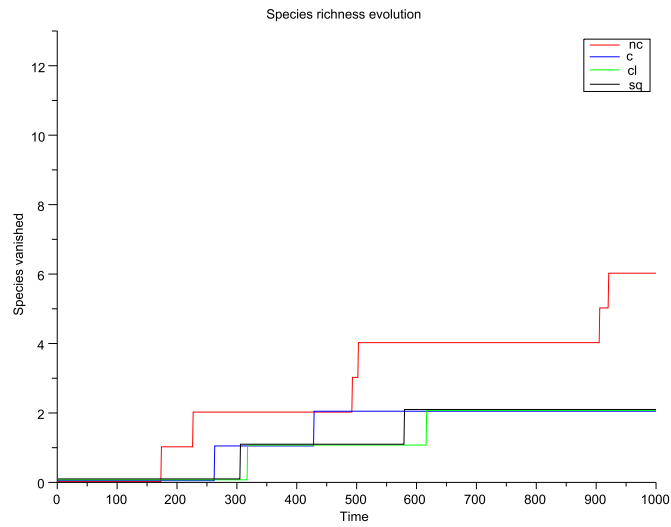


Figure V.6 – Lost species for each scenario with  $\rho = 0.99$ .

## 4 Conclusion

This paper provides a multi-species approach of the fish-war model of Fischer and Mirman (1992, 1996). The use of the multi-species Gompertz dynamics appears analytically tractable in the infinite horizon exponential-logarithmic difference game of Levhari and Mirman (1980). It enable us to compare both theoretically and empirically the impact of cooperative and non cooperative strategies on the ecosystem. Under specific conditions, results show that cooperation implies lower fishing mortality rate than non cooperation and as a consequence higher long term steady-state biomasses. Based on stylized cases involving predator-prey interactions, numerical results show that cooperation can promote biodiversity by allowing predator and top predators not to disappear as in the non cooperative case. Lastly, in a real case study involving 13 species, cooperation can limit the extinction of several species.

## 5 Appendix

### 5.1 Gompertz dynamics

The Gompertz dynamics (V.2) is a more compact reformulation of the dynamics introduced by Mutshinda *et al.* (2009)

$$G_j(B(t)) = B_j(t) \exp \left\{ r_j \left( 1 - \frac{\sum_{k=1}^m \gamma_{jk} \ln B_k(t)}{\ln K_j} \right) \right\}, \quad (\text{V.11})$$

where  $r_j$  and  $K_j$  stands for the intrinsic growth rate and the carrying capacity of species  $j$ . To get equation (V.2), we set  $s_{jk} = -r_j \gamma_{jk} / \ln K_j$ . It turns out that the sign of the interaction  $\gamma_{jk}$  are opposed to the parameters  $s_{jk}$ . Moreover, Mutshinda *et al.* (2009) assume all the intraspecific coefficients  $\gamma_{jj}$  are equal to one. Let us note that with top predator having negative intrinsic growth rate, the intraspecific coefficients  $s_{jj} = -r_j \gamma_{jj} / \ln K_j$  are positive.

### 5.2 Proof of proposition 1

Taking the logarithm of (V.2) gives in matricial form

$$x(t+1) = r + (I_m + S)x(t),$$

Taking the logarithm of (V.3) gives in matricial form

$$x(t+1) = r + (I_m + S) \ln(1 - F) + (I_m + S)x(t), \quad (\text{V.12})$$

where  $x = \ln B$  stands for a vector of biomass or abundances of size  $(m \times 1)$  such that  $x = (x_1, \dots, x_m)'$  and  $B = (B_1, \dots, B_m)'$ ,  $F$  stands for the  $(m \times 1)$ -size vector of fishing mortality



rate such that  $F = (F_1, \dots, F_m)'$ ,  $r = (r_1, \dots, r_m)'$  is a vector of size  $(m \times 1)$ ,  $I_m$  the identity matrix and  $S$   $(m \times m)$  the trophic matrix.

The Bellman equation corresponding to the optimization problem is

$$V_i(x) = \max_{F_{ij}} \{A'(x + \ln F) + \rho V_i(G((1 - F) B))\}.$$

Using the dynamics (V.3) and the fact that all users (indexed by  $i$ ) are identical, it gives

$$V_i(x) = \max_{F_{ij}} (A' \ln F + A'x + \rho V_i(r + (I_m + S) \ln(1 - nF) + (I_m + S)x)).$$

Assume that the value function take the form  $V_i(x) = C_i^{nc} + D_i'x$  where  $C_i$  and  $D_i$  are vectors of size  $(m \times 1)$ , we obtain

$$V_i(x) = \max_{F_{ij}} \left( \begin{array}{c} A' \ln F + A'x + \rho C_i^{nc} \\ + \rho D_i'(r + (I_m + S) \ln(1 - nF) + (I_m + S)x) \end{array} \right).$$

Optimality conditions give

$$\frac{a_j}{F_{ij}} = \frac{\rho \left( (I_m + S)' D \right)_{ij}}{1 - nF_{ij}} \Leftrightarrow F_{ij}^{nc} = \frac{a_j}{na_j + \rho \left( (I_m + S)' D \right)_{ij}}.$$

Since users are identical  $F_{ij} = F_j \forall i$  and  $D_i = D \forall i$ , the aggregate non-cooperative fishing rate is

$$F_j^{nc} = \frac{na_j}{na_j + \rho \left( (I_m + S)' D \right)_j}.$$

It gives a vector  $F^{nc}$  of size  $(m \times 1)$ . We have  $F_j^{nc} < 1$  for  $\rho \left( (I_m + S)' D \right)_j > 0$ .

The terms  $D$  are obtain by identification with the form of the value function  $V(x) = C^{nc} + D'x$ . We obtain<sup>6</sup>

$$A' + \rho D' (I_m + S) = D',$$

that gives the system to solve  $D = \left( I_m - \rho (I_m + S)' \right)^{-1} A$ .

To get connection with the papers of Fischer and Mirman (1992, 1996), assume  $m = 2$  species. The aggregate fishing mortality rate  $H_j(B_j) = F_j^{nc} B_j$  are

$$\begin{aligned} F_1^{nc} &= \frac{na_1}{na_1 + \rho \left( (1 + s_{11}) D_1 + s_{21} D_2 \right)}, \\ F_2^{nc} &= \frac{na_2}{na_2 + \rho \left( (1 + s_{22}) D_2 + s_{12} D_1 \right)}. \end{aligned}$$

6. The derivation of the term  $C^{nc}$  is omitted.

Substitute the values

$$D_1 = \frac{a_1 (1 - \rho (1 + s_{22})) + \rho s_{21} a_2}{(1 - \rho (1 + s_{11})) (1 - \rho (1 + s_{22})) - \rho^2 s_{21} s_{12}},$$

$$D_2 = \frac{a_2 (1 - \rho (1 + s_{11})) + \rho s_{12} a_1}{(1 - \rho (1 + s_{11})) (1 - \rho (1 + s_{22})) - \rho^2 s_{21} s_{12}},$$

yields

$$F_1^{nc} = \frac{n ((1 - \rho (1 + s_{11})) (1 - \rho (1 + s_{22})) - \rho^2 s_{21} s_{12})}{(n - (n - 1) \rho (1 + s_{11})) (1 - \rho (1 + s_{22})) + \rho s_{21} \left( \frac{a_2}{a_1} - (n - 1) \rho s_{12} \right)},$$

$$F_2^{nc} = \frac{n ((1 - \rho (1 + s_{11})) (1 - \rho (1 + s_{22})) - \rho^2 s_{21} s_{12})}{(n - (n - 1) \rho (1 + s_{22})) (1 - \rho (1 + s_{11})) + \rho s_{12} \left( \frac{a_1}{a_2} - (n - 1) \rho s_{21} \right)}.$$

It turns out that the fishing mortality rate depend both on the relative preference parameters and the sign of interaction between the two species where  $sign(\partial F_1^{nc} / \partial a_1) = sign(s_{21})$  and  $sign(\partial F_2^{nc} / \partial a_1) = sign(-s_{12})$ . Hence in a predator-prey relationship, for a given value of  $a_2$ , a rise in  $a_1$  decreases both  $F_1^{nc}$  and  $F_2^{nc}$ .

### 5.3 Proof of proposition 2

We proceed in the same manner than proposition 1. The value function associated to the Bellman equation is<sup>7</sup>

$$V(x) = \max_{F_j} (A' \ln F + A'x + \rho V(r + (I_m + S) \ln(1 - F) + (I_m + S)x)),$$

which can be rewritten as follows by assuming that the value function take the form  $V(x) = C + D'x$  with  $C$  and  $D$  vectors of size  $(m \times 1)$

$$V(x) = \max_{F_j} \left( \begin{array}{c} A' \ln F + A'x + \rho C \\ + \rho (D'r + D' (I_m + S) \ln(1 - F) + D' (I_m + S)x) \end{array} \right).$$

First optimality condition gives

$$\frac{\partial V(x)}{\partial F_j} = \frac{a_j}{F_j} - \frac{\rho \left( (I_m + S)' D \right)_j}{1 - F_j} = 0 \Leftrightarrow F_j^c = \frac{a_j}{a_j + \rho \left( (I_m + S)' D \right)_j}.$$

The condition  $F_j^c < 1$  gives  $\left( (I_m + S)' D \right)_j > 0$  where the terms  $D$  are solution of  $D = \left( I_m - \rho (I_m + S)' \right)^{-1} A$ . It gives a vector  $F^c$  of size  $(m \times 1)$ .

---

7. The expression of the constant term  $C^c$  is omitted.

In the case of two species, the fishing mortality rates are

$$F_1^c = \frac{(1 - \rho(1 + s_{11}))(1 - \rho(1 + s_{22})) - \rho^2 s_{12} s_{21}}{(1 - \rho(1 + s_{22})) + \rho s_{21} \left(\frac{a_2}{a_1}\right)},$$

$$F_2^c = \frac{(1 - \rho(1 + s_{11}))(1 - \rho(1 + s_{22})) - \rho^2 s_{12} s_{21}}{(1 - \rho(1 + s_{11})) a_2 + \rho s_{12} \left(\frac{a_1}{a_2}\right)}.$$

Static comparative results are the same than the non-cooperative case.

### 5.4 Proof of proposition 3

Using the linearity of the dynamics with  $x = \ln B$  for a given mortality rate  $F$

$$x(t + 1) = L + (I_m + S)x(t),$$

with  $L = r + (I_m + S) \ln(1 - F)$ , the solution is

$$x(t) = (I_m + S)^t x_0 + \sum_{\tau=0}^{t-1} (I_m + S)^\tau L.$$

The asymptotic behavior of the trajectories of this linear system in the variable  $x$  depends on the modulus of the eigenvalues of the squared matrix  $(I_m + S)$ . The asymptotic stability of the equilibrium state is ensure when the eigenvalues have modulus strictly less than one.

The comparison between biomass in the cooperative  $x^c$  and non cooperative  $x^{nc}$  cases yields

$$x^c(t) - x^{nc}(t) = \sum_{\tau=0}^{t-1} (I_m + S)^\tau (L^c - L^{nc}).$$

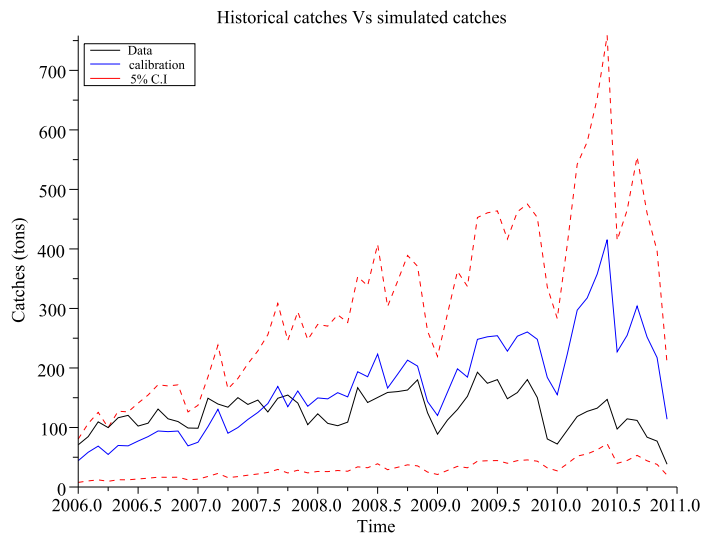
Substitute the the expression of  $L^c$  and  $L^{nc}$  gives

$$x^c(t) - x^{nc}(t) = \sum_{\tau=0}^{t-1} (I_m + S)^{1+\tau} \ln \left( \frac{1 - F^c}{1 - F^{nc}} \right).$$

At the steady state, we have for  $t \rightarrow \infty$   $\sum_{\tau=0}^{t-1} (I_m + S)^{1+\tau} = -(I_m + S) S^{-1}$  that gives proposition (3) in the text.

**Tableau V.1** – The thirteen selected species representing about 90% of the catches of the fishery.

Common name	Scientific name
Acoupa weakfish	<i>Cynoscion acoupa</i>
Crucifix sea catfish	<i>Hexanematichthys proops</i>
Green weakfish	<i>Cynoscion virescens</i>
Common snnoks	<i>Centropomus parallelus, Centropomus undecimalus</i>
Sharks	<i>Sphyrna lewini, Carcharhinus limbatus, Mustelus higmani</i>
Smaltooth weakfish	<i>Cynoscion steindachneri</i>
South american silver croaker	<i>Plagioscion squamosissimus</i>
Tripletail	<i>Lobotes surinamensis</i>
Gillbacker sea catfish	<i>Arius parkeri</i>
Bressou sea catfish	<i>Aspistor quadriscutis</i>
Goliath grouper	<i>Epinephelus itajara</i>
Flathead grey mullet	<i>Mugil cephalus</i>
Parassi mullet	<i>Mugil incilis</i>



**Figure V.7** – One agent calibration.

**Tableau V.2** – Biological parameters. For every species  $j$ ,  $B_j(0)$  stands for the initial stocks (in tons) in december 2005,  $r_j$  the intrinsic growth rate ( $\cdot 10^{-2}$ /month) and  $T_j$  the trophic level both from Fishbase.

Species\var	$B_j(0)$	$r_j$	$T_j$
A.weak.	17499.136	2.07	4.05
C.cat.	3750.9877	5.94	4.35
G. weak.	152129.27	0.16	4.03
C. snoo.	1327.8257	4.21	4.2
Sharks	3022.7456	-4.72	4.5
S.weak.	9904.3077	0.64	3.25
S. croa.	1113.1782	3.44	4.35
Triple.	244.97438	9.34	4.04
G. cat.	197.24279	2.59	4.11
B. cat.	382.91784	4.21	3.5
G.grou.	1116.4361	-2.26	4.09
F. mul.	330.22957	5.31	2.13
P. mul.	83.825933	7.03	2.01

**Tableau V.3** – Sign of the trophic relations matrix  $\{s_{jk}\}_{j,k=1,\dots,m}$

\	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	-	+	+	+	-	-	+	+	-	+	-	+	+
2	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+
3	-	+	-	+	-	-	+	+	-	+	-	+	+
4	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+
5	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
6	-	+	+	+	-	-	+	+	-	+	-	+	+
7	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+
8	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+	+
9	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+
10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
11	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	0
13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	0	-

**Tableau V.4** – Fishing mortality rate in % for the non cooperative case (with  $n = 4$ ) users ( $F^{nc}$ ), for the cooperative case ( $F^c$ ) and for the statu-quo ( $F^{sq}$ ).

Species\var	$F_{n=4}^{nc} (\rho = 0.98)$	$F^c (\rho = 0.98)$	$F^{sq}$	$F_{n=4}^{nc} (\rho = 0.99)$	$F^c (\rho = 0.99)$
A.weak.	7.4074035	1.9607832	0.1831367	3.8461497	0.9900979
C.cat.	7.4073125	1.9607577	0.0837724	3.8460525	0.9900721
G. weak.	7.4073974	1.9607815	0.0115001	3.8461432	0.9900962
C. snoo.	7.4073994	1.9607821	0.1826030	3.8461452	0.9900967
Sharks	7.4074052	1.9607837	0.1885264	3.8461515	0.9900984
S.weak.	7.4073991	1.960782	0.0423893	3.846145	0.9900967
S. croa.	7.4074197	1.9607877	0.1625486	3.8461669	0.9901025
Triple.	7.4073719	1.9607744	0.4525512	3.8461159	0.9900890
G. cat.	7.4073894	1.9607793	1.6416827	3.8461346	0.9900939
B. cat.	7.407419	1.9607876	0.2480826	3.8461662	0.9901023
G.grou.	7.4073992	1.960782	0.1458769	3.8461451	0.9900967
F. mul.	7.4074077	1.9607844	0.2402092	3.8461542	0.9900991
P. mul.	7.4074073	1.9607843	1.2543918	3.8461537	0.9900990



---

## Références bibliographiques

- Bailey, M., U. R. Sumaila, and M. Lindroos (2010), ‘Application of game theory to fisheries over three decades’, *Fisheries Research* **102** : 1 – 8.
- Breton, M. and M. Y. Keoula (2012), ‘Farsightedness in a Coalitional Great Fish War’, *Environmental and Resource Economics* **51** : 297–315.
- Cissé, A., S. Gourguet, L. Doyen, F. Blanchard, and J.-C. Péreau (2013), ‘A bio-economic model for the ecosystem-based management of the coastal fishery in French Guiana’, *Environment and Development Economics* **18** : 245–269.
- Datta, M. and L. J. Mirman (1999), ‘Externalities, Market Power, and Resource Extraction’, *Journal of Environmental Economics and Management* **37** : 233 – 255.
- Doyen, L. and J.-C. Péreau (2012), ‘Sustainable coalitions in the commons’, *Mathematical Social Sciences* **63** : 57 – 64.
- Dutta, P. and R. Sundaram (1993), ‘The tragedy of the commons?’ *Economic Theory* **3** : 413–426.
- Fischer, R. D. and L. J. Mirman (1992), ‘Strategic dynamic interaction : Fish wars’, *Journal of Economic Dynamics and Control* **16** : 267 – 287.
- Fischer, R. D. and L. J. Mirman (1996), ‘The Compleat Fish Wars : Biological and Dynamic Interactions’, *Journal of Environmental Economics and Management* **30** : 34 – 42.
- Hardin, G. (1968), ‘The Tragedy of the Commons’, *Science* **162** : 1243–1248.
- Kwon, O. (2006), ‘Partial International Coordination in the Great Fish War’, *Environmental and Resource Economics* **33** : 463–483.
- Leopold, M. (2004), *Guide des poissons de mer de Guyane*, Ifremer.
- Levhari, D. and L. J. Mirman (1980), ‘The Great Fish War : An Example Using a Dynamic Cournot-Nash Solution’, *The Bell Journal of Economics* **11** : pp. 322–334.
- Long, N. V. (2010), ‘A Survey of Dynamic Games in Economics’, *Surveys on Theories in Economics and Business Administration* **1**.
- Mardle, S. and S. Pascoe (2000), ‘Use of evolutionary methods for bioeconomic optimization models : an application to fisheries’, *Agricultural Systems* **66** : 33–49.
- Mesterton-Gibbons, M. (1996), ‘A technique for finding optimal two-species harvesting policies’, *Ecological modelling* **92** : 235–244.

- Mutshinda, C. M., R. B. O'Hara, and I. P. Woiwod (2009), 'What drives community dynamics?' *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* **276** : 2923–2929.
- Sathianandan, T. V. and J. Jayasankar (2009), 'Managing marine fishery in Kerala through simulation using surplus production model, genetic algorithm and spectral methods', *Indian Journal of Fisheries* **56** : 163–168.



---

## Table des figures

I.1	Evolution de l'état des stocks mondiaux depuis 1974 . . . . .	4
I.2	Le modèle bioéconomique de Gordon-Schaefer . . . . .	19
I.3	Synthèse de l'évolution temporelle de la modélisation . . . . .	20
I.4	Représentation schématique du noyau viabilité . . . . .	24
I.5	Le plateau des Guyanes . . . . .	30
I.6	L'évolution de la production des trois pêcheries en Guyane Française . . . . .	31
I.7	Les quatre types de navires de pêche côtière. . . . .	32
I.8	Production 2011 par espèce. . . . .	33
I.9	Rendements par type de navires 2010. . . . .	34
I.10	La production en valeur et en volume de la pêche côtière en 2010 . . . . .	35
I.11	Sensibilité de l'Excédent Brut d'Exploitation (EBE) par rapport au prix . . . . .	36
II.1	Two-dimensional ordination plots from the MDS analyses . . . . .	81
II.2	Sustainability performance rating for French Guyana coastal fisheries in four evaluation fields . . . . .	82
II.3	Leverage of attributes . . . . .	83
II.4	Overall French Guyana coastal fishery systems performance . . . . .	85
II.5	Overall sustainability performance by zone and fleet . . . . .	86
II.6	Kite representation of the evaluation . . . . .	88
III.1	Food web with the thirteen main exploited species . . . . .	100
III.2	Comparison between historical and simulated catches . . . . .	108
III.3	Sensitivity analysis . . . . .	109
III.4	Fishing effort multiplier by fleet and scenario . . . . .	110
III.5	Species richness evolution by scenario . . . . .	111
III.6	Marine trophic index by scenario . . . . .	112
III.7	Simpson diversity index by scenario . . . . .	113
III.8	Total catches versus local fish demand . . . . .	114
III.9	Profit by fleet for the SQ scenario . . . . .	115
III.10	Profit by fleet for the PV scenario . . . . .	116

---

III.11	Profit by fleet for the CVA scenario . . . . .	117
IV.1	Food web with the thirteen main species and the four fleets . . . . .	133
IV.2	Fishing effort multipliers by scenario and fleet . . . . .	140
IV.3	Status quo scenario main outputs . . . . .	142
IV.4	Employment level by scenario . . . . .	143
IV.5	Closure scenario main outputs . . . . .	144
IV.6	Eco-viability scenario main outputs . . . . .	146
IV.7	Co-viability scenario main outputs . . . . .	147
IV.8	Economic scenario main outputs . . . . .	149
IV.9	Economic viability probabilities versus Ecological viability probabilities . . .	150
IV.10	Net present values versus Co-viability probabilities . . . . .	151
IV.11	Comparison between historical and simulated catches . . . . .	155
V.1	Cooperative and non cooperative trajectories for predator-prey system. . . . .	170
V.2	Cooperative and non cooperative trajectories for system with 3 species. . . . .	171
V.3	Biomass trajectories (in log) in each scenario for each species with $\rho = 0.98$ . .	174
V.4	Biomass trajectories (in log) in each scenario for each species with $\rho = 0.99$ . .	174
V.5	Lost species for each scenario with $\rho = 0.98$ . . . . .	175
V.6	Lost species for each scenario with $\rho = 0.99$ . . . . .	175
V.7	One agent calibration. . . . .	180

---

# Liste des tableaux

I.1	Comparatifs entre pêcheries à grande échelle et petites pêcheries (d'après Jacques and Pauly (2008)) . . . . .	10
II.1	The 11 Fishing Systems . . . . .	78
II.2	List of attributes and scoring framework. . . . .	79
II.3	Kurkal's stress and RSQ for the different evaluation fields. . . . .	81
II.4	Scores of each fishery production system (FS) . . . . .	87
III.1	The thirteen selected species . . . . .	101
III.2	Initial stocks, intrinsic growth rates and catchabilities . . . . .	107
III.3	Trophic relations matrix . . . . .	107
III.4	2008 economic data . . . . .	113
IV.1	The thirteen selected species . . . . .	133
IV.2	The viability probabilities and net present values . . . . .	141
IV.3	Initial stocks, intrinsic growth rates, catchabilities and uncertainty parameter . . . . .	156
IV.4	Trophic relations matrix, . . . . .	157
IV.5	2010 economic data . . . . .	158
V.1	The thirteen selected species . . . . .	180
V.2	Biological parameters. . . . .	181
V.3	Sign of the trophic relations matrix $\{s_{jk}\}_{j,k=1,\dots,m}$ . . . . .	181
V.4	Fishing mortality rates. . . . .	181

## RESUMÉ

La nécessité d'une approche intégrée des pêches est actuellement largement affirmée, notamment par la FAO, en particulier dans le contexte des pêcheries artisanales tropicales. Ces pêcheries à petites échelles, souvent multi-spécifiques sont très importantes en termes d'emploi et de production, y compris pour la sécurité alimentaire. Néanmoins ces pêcheries et la biodiversité exploitées sont souvent marquées, d'une part, par le manque de données rendant difficile leur gestion dans le cadre d'une approche écosystémique, d'autre part, par la complexité des systèmes écologiques et économiques sous-jacents incluant interactions trophiques et techniques.

Cette thèse contribue à la mise au point d'outils bioéconomiques adaptés aux petites pêcheries tropicales dans la perspective d'une gestion durable des pêches fondée sur l'approche écosystémique. Dans cette perspective, la pêche côtière en Guyane Française constitue un cas d'étude particulièrement fécond. La thèse propose ainsi des évaluations multi-critères, des modèles bioéconomiques complexes et des scénarios de gestion viable pour cette pêche.

Dans un premier temps l'analyse statistique multivariée suggère un statut global satisfaisant de la pêche en termes de durabilité. Cependant des différences de performance sont notées au sein de la pêche, notamment au niveau des zones frontalières. Aussi des améliorations dans le mode de gestion sont proposées. Ensuite, à travers la modélisation bioéconomique, les projections des différents scénarios de pêche montrent qu'à long terme le niveau d'exploitation actuel peut ne pas être en adéquation avec la future augmentation de la demande locale et qu'une perte de biodiversité peut avoir lieu. Un scénario dit de "co-viabilité" conciliant des objectifs à la fois écologique, économique et social, avec une probabilité de réalisation satisfaisante, est mis en exergue. Enfin, la comparaison des comportements optimaux en situation coopératif et non coopératif, montre dans quelle mesure la viabilité est favorisée quand les acteurs coopèrent. Au-delà du diagnostic apporté pour le cas d'étude, la méthode utilisée s'avère prometteuse dans le contexte des petites pêcheries tropicales, tandis que l'approche de co-viabilité permet de trouver les modalités d'exploitation dans le cadre de compromis entre durabilité écologique et socio-économique, ce que les principes de gestion halieutiques traditionnels ne permettent généralement pas.

Mots clés : pêche tropicale à petite échelle, multi-flottes, multispécifique, approche écosystémique, analyse multivariée, interactions trophiques, modélisation bioéconomique, indicateurs bioéconomiques, analyse de viabilité, stochasticité, théorie des jeux.

## ABSTRACT

The need for an integrated approach to fisheries is now widely affirmed, including the FAO, in particular in the context of tropical artisanal fisheries. These small-scale fisheries, often multi-species are very important in terms of production, employment and food security. However these fisheries and the exploited resources are often characterized by a lack of data making difficult their management within an ecosystem approach, and by the ecological and economic system complexities including trophic and technological interactions.

This thesis aims to contribute to the development of bioeconomic tools for small tropical fisheries in a sustainable management perspective based on the ecosystem approach. In this perspective, the French Guiana coastal fishery constitutes an interesting case study. The thesis proposes multi-criteria evaluations, complex bioeconomic models and viable management scenarios for this fishery.

At first, multivariate statistical analysis suggests a satisfactory overall status of the fishery in terms of sustainability. However, some performance differences are noted within the fishery, particularly at border areas. Also, management improvements are proposed. Then, through bioeconomic modeling, projections of different fishing scenarios show that, in the long-term, the current exploitation level may not be consistent with the future increase of local demand and a loss of biodiversity may occur. A scenario called "co-viability" reconciling ecological, economic and social objectives, with a high probability of achievement is exhibited. Finally, the comparison of optimal behavior in cooperative and non-cooperative conditions, confirms that harvest levels are greater when actors do not cooperate. Furthermore, it is shown that the state of the ecosystem depends on the fishing strategies and the type of interaction between species. Beyond the diagnosis made for the case study, the method is promising in the context of small tropical fisheries, while the co-viability approach allows finding the exploitation conditions under which ecological and socio-economic sustainability are met, what the conventional fisheries management generally do not allow.

Keywords : tropical small-scale fishery, multi-fleet, multi-species, ecosystem approach, multivariate analysis, trophic interactions, bioeconomic modeling, bio-indicators, sustainability analysis, stochasticity, game theory.