



# ETUDE SUR L'ETAT DE L'ART DU ROLE DES AMP DANS LA GESTION DES PECHEES

## ***RAPPORT TECHNIQUE***

### ***« Volet socio-économie »***

**Version finale**

**Décembre 2011**



**Auteurs :** Jean Boncoeur (UMR Amure, Université de Brest- BRLi), Frédérique Alban (UMR Amure, Université de Brest- BRLi),

**Coordinateur :** David de Monbrison (BRLi)

**Equipe impliquée sur les documents « Etat de l'art du rôle des AMP sur la gestion des pêches :** Serge Garcia (UICN-EBCD), Didier Gascuel (Agrocampus), Laura Mars Hénichart (Agrocampus), Jean Boncoeur (UMR Amure, Université de Brest- BRLi), Frédérique Alban (UMR Amure, Université de Brest- BRLi), David de Monbrison (BRLi).

**Relecteurs et/ou contributeurs :** Les personnes suivantes ont apporté leur regard critique sur ce « volet Socio-économie » Philippe Tous (Oceanic Développement /CSRP), Hamady DIOP (CSRP).

**Financements :** Agence Française de Développement (AFD)-Commission Sous Régionale des Pêches (CSRP)

**Edition :** CSRP

# Table des matières

<b>1. INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
1.1 L'évaluation économique des services écosystémiques et des écosystèmes	1
1.2 L'approche économique des aires marines protégées (AMP)	2
1.3 Plan de l'étude sur la partie socio-économie	6
<b>2. METHODES D'EVALUATION ECONOMIQUE DES PROJETS.....</b>	<b>9</b>
2.1 Analyse coût-avantage vs. analyse multicritères	10
2.1.1 L'approche coût-avantage	11
2.1.2 L'approche coût-efficacité	12
2.1.3 L'approche multicritères	14
2.1.4 Avantages et inconvénients de chaque approche	15
2.2 Equilibre général vs. équilibre partiel	19
2.2.1 Evaluation d'un projet structurel	19
2.2.2 2.2. Evaluation d'un projet marginal	20
2.3 Méthode des prix de référence vs. méthode des effets	22
2.3.1 Méthode des prix de référence	23
2.3.2 Méthode des effets	25
<b>3. MODELISATION BIOECONOMIQUE DES AMP .....</b>	<b>29</b>
3.1 La modélisation en économie	29
3.2 L'analyse bioéconomique des pêches	33
3.3 La modélisation bioéconomique	37
3.3.1 Hypothèses	39
3.3.2 Variables	40
3.3.3 Equations du modèle	41
3.3.4 Fonctionnement du modèle	42
3.4 La modélisation bioéconomique appliquée aux aires marines protégées	49
3.4.1 Une typologie des modèles bioéconomiques d'AMP	49
3.4.2 Résultats et questions sur les modèles bioéconomiques	55
3.4.3 Un modèle bioéconomique simple d'AMP	57
3.5 Conclusion sur les modèles bioéconomiques	68
<b>4. INDICATEURS SOCIOECONOMIQUES DE PERFORMANCE OU DE SUIVI DES AMP .....</b>	<b>71</b>
4.1 La démarche indicateurs	71
4.2 Méthodologie IUCN	73
4.2.1 Vue d'ensemble	

4.2.2	Domaine socioéconomique	74
4.3	Méthodologie SocMon	78
4.3.1	Vue d'ensemble	78
4.3.2	Liste des indicateurs	80
4.4	Méthodologie EMPAFISH	82
4.4.1	Définition de la zone terrestre voisine de l'AMP	83
4.4.2	Estimation de la fréquentation annuelle de l'AMP par les pêcheurs professionnels et les usagers récréatifs	83
4.4.3	Estimation des revenus et emplois générés localement par la fréquentation de l'AMP	83
4.4.4	Résultats	84
4.4.5	Discussion	86
4.5	Méthodologie AMPHORE	88
4.5.1	Présentation des indicateurs	89
4.5.2	Illustration : le cas de l'AMP communautaire de Bamboung	91
5.	<b>EFFETS DES AMP SUR LES COMMUNAUTÉS DÉPENDANTES DE LA PÊCHE : ÉTUDES DE CAS</b>	<b>93</b>
5.1	Synthèse des effets socio-économiques des AMP sur la pêche	93
5.1.1	Un accroissement des captures controversé	94
5.1.2	Les phénomènes de report de l'effort de pêche, d'accroissement des coûts d'exploitation et d'effet prix	95
5.1.3	Perceptions des pêcheurs mitigées quant aux effets de l'AMP sur leur activité	96
5.2	Mesures de compensation, d'accompagnement et autres activités alternatives génératrices de revenus (AAGR)	98
5.2.1	Mesures d'accompagnement en lien direct avec l'exploitation et la valorisation des ressources halieutiques	100
5.2.2	Enseignement des programmes d'aide à la sortie de flotte	101
5.2.3	Autres mesures d'accompagnement	102
6.	<b>RESUME DES PRINCIPALES CONCLUSIONS DE L'ÉTUDE SOCIOÉCONOMIQUE</b>	<b>105</b>
6.1	Généralités sur l'analyse socioéconomique des AMP	105
6.2	Analyse socioéconomique des AMP en tant qu'outils de gestion des pêches	106
7.	<b>RECOMMANDATIONS (VOLET SOCIO-ECONOMIQUE)</b>	<b>110</b>
7.1	Recommandations concernant l'évaluation de l'opportunité d'une AMP	110
7.1.1	Impact potentiel de l'AMP sur le secteur halieutique	110
7.1.2	Impact potentiel de l'AMP sur le développement économique des populations locales	111
7.1.3	Impact potentiel de l'AMP sur la gestion des conflits d'usage	112
7.1.4	Soutenabilité financière du projet	113
7.2	Recommandations concernant l'établissement de l'AMP	114
7.2.1	Préciser quels sont les objectifs de l'AMP, et quelle est leur hiérarchie	114

7.2.2	Etablir un état de référence de l'AMP	114
7.2.3	Définir, dans la mesure du possible, une « zone-témoin »	115
7.3	Recommandations concernant le dispositif de suivi des effets socioéconomiques de l'AMP	115
7.3.1	Dresser une liste d'indicateurs	115
7.3.2	Définir le mode d'appréhension de ces indicateurs	116
7.3.3	Prévoir une procédure d'audit régulière par une instance indépendante	117
<b>REFERENCES CITEES.....</b>		<b>119</b>

## TABLES DES FIGURES

Figure 1 : Coûts et avantages attendus des AMP du point de vue de l'aménagement des pêcheries.....	3
Figure 2 : Corrélation entre surface de l'AMP et coût de fonctionnement à l'hectare - Projet EMPAFISH (Alban et al., 2007).....	4
Figure 3 : Articulation des outils de l'évaluation des effets socioéconomiques d'une AMP.....	6
Figure 4 : Typologie des méthodes d'évaluation économique des projets.....	10
Figure 5 : Relation entre VAN et taux d'actualisation dans le cas simple.....	11
Figure 6 ; Discordance possible entre les critères de la VAN et du TRI.....	12
Figure 7 : Modèle « Marxan avec zones » : application au zonage du parc marin multi-usages de Rottneest Island, Australie Occidentale (Watts et al., 2009).....	13
Figure 8 : Pêcheries de la Manche : pondération des objectifs d'aménagement selon les acteurs (Le Gallic et al., 2005).....	14
Figure 9 : Pêcheries de la Manche : frontière d'efficacité rentabilité / emploi et préférences des acteurs (Le Gallic et al., 2005).....	15
Figure 10 : Valeur implicite des droits de pêche capitalisés dans la valeur des transactions sur les navires de pêche français d'occasion, 1990-1993 (Guyader et al., 2006).....	16
Figure 11 : Consentement à payer des touristes pour la création d'une réserve naturelle dans le Golfe du Morbihan. Méthode d'évaluation contingente (Voltaire, 2011).....	17
Figure 12 : Principe d'un projet structurel.....	19
Figure 13 : Analyse d'équilibre partiel : impact d'un projet accroissant l'offre d'un produit.....	20
Figure 14 : Vue schématique du modèle d'estimation du coût social des rejets d'araignées de mer (Maja squinado) capturées accidentellement par les chalutiers opérant dans le Golfe Normand-Breton en été (Boncœur et al., 2000).....	21
Figure 15 : Résultat de l'ACA concernant le projet d'interdiction saisonnière de chalutage dans le golfe Normand-Breton (Boncœur et al., 2000).....	22
Figure 16 : Articulation des effets directs, indirects et induits.....	27
Figure 17 : Le problème économique de la pêche : vue schématique.....	35
Figure 18 : Les deux fonctions de l'aménagement des pêcheries.....	36
Figure 19 : Vue schématique d'un modèle bioéconomique de pêche.....	38
Figure 20 : Dynamique naturelle du stock : loi logistique.....	41
Figure 21 : Modèle de Gordon-Schaefer : relation entre production soutenable et biomasse d'équilibre selon le niveau du taux de mortalité par pêche (taux croissant dans le sens des flèches).....	42
Figure 22 : Modèle de Gordon-Schaefer : équilibre biologique de la pêche, à effort de pêche donné.....	44
Figure 23 : Equilibre bioéconomique de la pêche, en libre accès (point rouge) et en régime de rente maximale (points bleus).....	45
Figure 24 : Comparaison de l'état des stocks halieutiques en 1974 et en 2006 (FAO, 2008).....	49
Figure 25 : Détermination des biomasses d'équilibre dans chaque zone de l'AMP selon le taux de mortalité par pêche (la flèche indique une augmentation du taux).....	60
Figure 26 : Captures d'équilibre et leurs composants et en fonction du taux de mortalité par pêche.....	62
Figure 27 : Influence de l'effort de pêche (E) sur le taux de mortalité par pêche, la biomasse totale, le transfert net de biomasse interzones, le volume des captures et le coût total de l'effort de pêche.....	65
Figure 28 : Influence du progrès technique sur le taux de mortalité par pêche (F), la biomasse du stock (X), les transferts interzones (T12) et les captures (Y) : libre accès aux deux zones (scénario a) vs. mise en réserve de la zone 1 (scénario b).....	67
Figure 29 : Projet EMPAFISH : revenus générés par les usages des AMP (Alban et al., 2007).....	85
Figure 30 : Déclarations des usagers récréatifs concernant l'influence du statut d'AMP sur le choix du site d'activité (Roncin et al., 2007).....	86
Figure 31 : Opinions des opérateurs commerciaux concernant l'impact de l'AMP sur leur activité (Roncin et al., 2007).....	87
Figure 32 : Principaux critères de choix d'un site d'activité (Roncin et al., 2007).....	87
Figure 33 : Principe du schéma de financement de l'AMPC de Bamboung.....	92

## TABLES DES TABLEAUX

Tableau 1 : Synthèse des forces et faiblesses des approches coût-avantage et multicritères.....	15
Tableau 2 : Typologie des incidences d'un projet sur le PIB prises en compte par la « méthode des effets ».....	26
Tableau 3 : Modèle de Gordon-Schaefer : valeurs d'équilibre bioéconomique selon le régime d'accès à la ressource et influence du progrès techniques sur ces valeurs.....	47
Tableau 4 : Buts généraux des AMP par domaine (Pomeroy et al., 2004/2006) .....	73
Tableau 5 : Buts et objectifs socioéconomiques des AMP (Pomeroy et al., 2004/2006) .....	74
Tableau 6 : Indicateurs socioéconomiques de performance des AMP (Pomeroy et al., 2004/2006).....	76
Tableau 7 : Matrice de correspondance objectifs / indicateurs socioéconomiques (Pomeroy et al., 2004/2006) .....	77
Tableau 8 : Indicateurs SocMon WIO par domaine (d'après Malleret-King et al., 2006) .....	80
Tableau 9 : Indicateurs SocMon WIO : domaines 6, 8 et 9 (d'après Malleret-King et al., 2006).....	81
Tableau 10 : Projet AMPHORE, AMPC de Bamboung : questions relatives aux indicateurs 1 à 4 .....	91
Tableau 11 : Inventaires des principales mesures de compensation, selon leur degré de pression sur les ressources halieutiques.....	99

## TABLE DES ENCARTS

Encart 1 : Quelques éléments de distinction entre modèles .....	31
Encart 2 : modèle d'AMP de Holland et Brazee .....	51
Encart 3 : modèle BEAMPA (BioEconomic Analysis of Marine Protected Areas).....	52
Encart 4 : modèle RUM (Random Utility Model) de répartition de l'effort de pêche .....	54
Encart 5 : Ce qu'il faut retenir sur la méthodologie Socmon.....	82
Encart 6 : Illustration d'une méthode d'enquête socio-économique: AMP communautaire de Bamboung .....	91
Encart 7 : ce qu'il faut retenir sur la méthodologie Amphore.....	92
Encart 8 : Mesures de compensation financière et programmes d'aide à la sortie de flotte (« buyback programs »).....	102
Encart 9 : Que faire dans un contexte d'incertitude ?.....	109



# 1. Introduction

## 1.1 L'évaluation économique des services écosystémiques et des écosystèmes

La définition de l'économie aujourd'hui acceptée par la majorité des professionnels de la discipline est centrée sur le concept de *rareté* (Robbins, 1932)<sup>1</sup>. Au sens économique du terme, est réputée *rare* toute ressource (matérielle ou immatérielle, naturelle ou artificielle, marchande ou non marchande) qui, dans des circonstances données, n'est pas disponible en quantité suffisante pour satisfaire pleinement les besoins humains (quelle que soit la nature de ceux-ci). Le corollaire de la rareté est la notion de *choix* : la rareté impose d'effectuer des choix, individuels ou collectifs, concernant l'allocation des ressources<sup>2</sup>.

Les économistes analysent les écosystèmes comme des capitaux générant, de façon échelonnée au cours du temps, des services (dits « services écosystémiques ») dotés d'une utilité sociale (Costanza ed., 1991)<sup>3</sup>. Dans cette optique, la « valeur économique totale » (VET) d'un écosystème n'est rien d'autre que la somme actualisée, sur un horizon en principe infini, des valeurs des divers services que cet écosystème rend à la société<sup>4</sup>.

Très simple dans son principe, cette approche se complique un peu lorsque l'on prend en compte la grande diversité des services que peut produire un écosystème :

- certains services sont liés à des *usages* de l'écosystème (agriculture, pêche, activités récréatives...) d'autres se traduisent par une production de valeurs de *non-usage* (valeur d'existence d'une espèce emblématique, valeur de legs ou d'option de la biodiversité...).
- certains services sont liés à des usages de type *extractif*, c'est-à-dire à des prélèvements sur l'écosystème (pêche, foresterie...), d'autres à des usages de type *non-extractif*<sup>5</sup> (écotourisme, plongée sous-marine...).
- certains services ont un caractère *marchand* (production de ressources pour la pêche commerciale...), d'autres non (production de ressources pour la pêche vivrière...).

Les principales difficultés d'appréhension de la VET d'un écosystème sont de trois ordres :

- <sup>1</sup> Selon cet auteur, « l'économie est la science qui étudie le comportement humain en tant que relation entre les fins et les moyens rares à usage alternatif ».
- <sup>2</sup> La délimitation du domaine des ressources rares n'est pas intangible : telle ressource, naguère surabondante, peut faire son entrée dans la sphère économique sous l'effet d'une diminution de sa disponibilité et/ou d'une augmentation des besoins (le phénomène inverse peut aussi se rencontrer). Les ressources naturelles sont très directement concernées, à des époques et à des rythmes divers, par ce changement de statut. Il en résulte de profondes modifications, à la fois du rapport de l'homme à la nature, et des rapports des hommes entre eux : lorsqu'une ressource devient rare, il ne suffit plus de l'exploiter, il faut la gérer (si possible dans la durée), et cela implique généralement des innovations institutionnelles (définition de droits d'usage individuels ou collectifs).
- <sup>3</sup> Cette approche constitue une simple extension à la notion d'écosystème de conceptions économiques relativement traditionnelles concernant les ressources naturelles, notamment les terres cultivables (cf. par exemple Walras, 1874/1900).
- <sup>4</sup> L'actualisation est une opération permettant de rendre comparables des flux économiques échelonnés dans le temps, à travers le calcul de leur « équivalent actuel » ou « valeur actualisée ». Si une opération  $Y_t$  (une recette par exemple) doit intervenir dans  $t$  années, et s'il est possible, d'ici là, d'emprunter ou d'effectuer des placements au taux d'intérêt annuel  $i$ , l'équivalent actuel de  $Y_t$ , est égal à  $Y_t(1+i)^{-t}$  : le placement à taux  $i$  d'une somme d'argent égale à  $Y_t(1+i)^{-t}$  permettrait en effet d'accumuler une valeur égale à  $Y_t$  au bout de  $t$  années. La valeur actualisée d'une somme future est d'autant plus faible que ce futur est lointain, et que le taux utilisé pour l'actualisation est élevé.
- <sup>5</sup> Ce qui ne signifie pas que leur impact sur l'écosystème est nul (cf. e.g. Zakai et Chadwick-Furman, 2002).

- La valeur de certains services est difficile à appréhender en termes monétaires (services liés à des usages non marchands, et, encore davantage, services se traduisant par des valeurs de non-usage).
- La grande variété des services écosystémiques et l'interdépendance qui existe entre bon nombre d'entre eux rendent difficile le passage de l'évaluation service par service à l'évaluation globale des services rendus par l'écosystème : les valeurs des services écosystémiques issus d'un recensement exhaustif (opération en soi délicate) ne sont pas forcément additives.
- Le passage de la valeur des services écosystémiques à la valeur de l'écosystème lui-même pose la question du choix du taux d'actualisation requis pour cette opération.

Le constat de la multiplication, depuis quelques années, d'études prétendant appréhender la VET de tel ou tel écosystème peut susciter des interrogations quant à la façon dont ces difficultés méthodologiques, souvent redoutables, ont été prises en compte par leurs auteurs, ou leurs commanditaires. Les inquiétudes en ce domaine sont renforcées lorsque la méthodologie de l'étude et les données de base utilisées pour celle-ci sont présentées de façon elliptique, comme c'est parfois le cas.

## 1.2 L'approche économique des aires marines protégées (AMP)

Dans la lignée de ce qui précède, une AMP peut être caractérisée, sur le plan économique, comme un *investissement de la société dans la conservation de son capital naturel* (Kelleher et Kenchington, 1992). Les motivations d'un tel investissement peuvent être diverses :

- la conservation peut être un objectif en soi, il s'agit alors de créer ou de préserver des valeurs de non-usage (valeurs d'existence, de legs ou d'option)<sup>6</sup> ;
- la protection de l'écosystème peut être un objectif intermédiaire visant à préserver la durabilité de certains usages de l'écosystème (pêche...) et/ou à développer de nouveaux usages supposés respectueux de l'environnement (écotourisme, activités éducatives...), et l'on est alors dans le domaine des valeurs d'usage, marchand ou non-marchand.

Il s'agit donc d'un objet relevant du champ de l'économie publique et de ses méthodes d'évaluation : une AMP bien conçue et bien gérée peut sans doute produire des bénéfices pour la société, mais elle génère aussi des coûts, en termes de restrictions d'usage et de gestion. Ces coûts peuvent être élevés, en particulier pour certains segments de la société, de sorte qu'il n'est pas indifférent pour le décideur public de savoir comment ils se répartissent, et dans quelle mesure les bénéfices générés par l'AMP sont de taille à les compenser (Hoagland *et al.*, 1995).

Cet état de l'art consacré à l'évaluation des effets socioéconomiques des AMP est centré sur les AMP en tant qu'outils de gestion halieutique. Pour autant, il ne peut faire totalement abstraction de leurs effets en dehors du champ strict de la pêche, car il existe des interactions importantes et nombreuses entre les différents services rendus par l'écosystème d'une AMP, ainsi qu'entre les activités humaines qui recourent à ces services. Ces interactions sont au cœur de « l'approche écosystémique des pêches » qui se développe depuis une décennie (FAO, 2003).

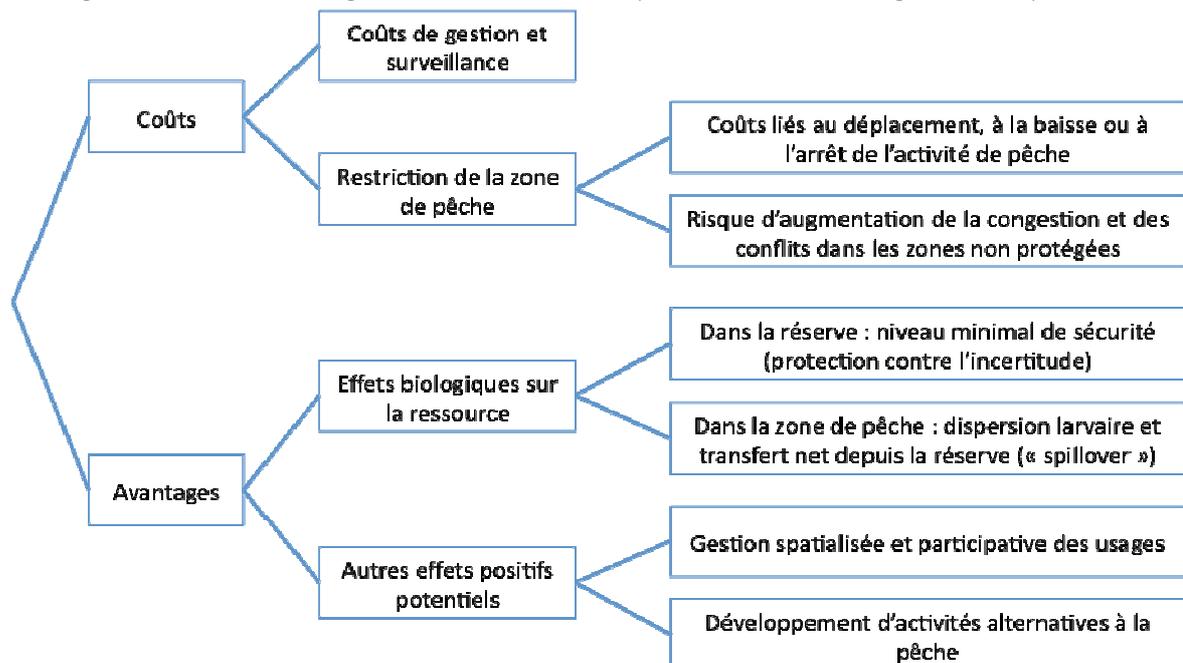
Selon une récente étude réalisée par la FAO, les AMP peuvent intéresser l'aménagement des pêcheries à plusieurs titres (FAO, 2011) :

<sup>6</sup> Il n'est pas toujours aisé de séparer les valeurs de non-usage des valeurs d'usage. Ainsi, un objectif fréquemment assigné à la création d'une AMP est le développement de la connaissance scientifique. L'objectif de conservation *per se* est alors mis au service d'un usage particulier, qui est l'activité scientifique.

- Contrôle de la mortalité par pêche sur les espèces sédentaires dans un contexte de rareté de l'information et/ou de difficulté à contrôler l'activité par les méthodes « classiques » ;
- Assistance à la gestion des pêcheries multispécifiques ;
- Réduction des captures accidentelles (captures accessoires indésirables) ;
- Protection des habitats et de la biodiversité ;
- Protection contre l'incertitude (rôle d'amortisseur en cas de choc aléatoire) ;
- Délégation de responsabilités et tâches de gestion à des communautés locales de pêcheurs, dans une optique de cogestion ;
- Protection des pratiques culturelles et droits d'usage traditionnels ;
- Protection et développement des moyens d'existence des pêcheurs locaux ;
- Résolution des conflits d'usage.

Nous proposons quant à nous de synthétiser les principaux coûts et avantages généralement attendus d'une AMP, du point de vue de la gestion des pêcheries, à travers le schéma suivant :

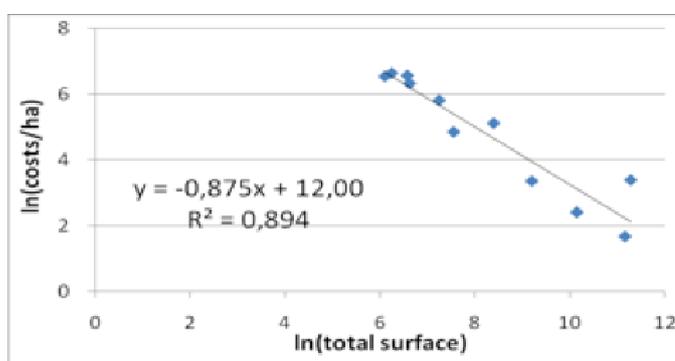
Figure 1 : Coûts et avantages attendus des AMP du point de vue de l'aménagement des pêcheries



**Commentaire :**

- Le fonctionnement d'une AMP engendre des coûts de gestion et de surveillance<sup>7</sup>. Ces coûts peuvent en principe être obtenus auprès des gestionnaires de l'AMP, mais la comparabilité des réponses est sujette à caution car le périmètre des coûts pris en compte peut varier d'un cas à l'autre. Selon les résultats d'une étude menée à l'échelle mondiale sur 83 AMP, le coût annuel de fonctionnement par km<sup>2</sup> avait une valeur médiane de 775 dollars US en 2000 (Balmford *et al.*, 2004). Très variable selon les cas, ce coût par unité de surface est positivement corrélé au niveau de revenu par habitant du pays d'accueil et à la proximité de zones littorales habitées, et négativement corrélé à la taille de l'AMP (cette dernière corrélation étant la plus nette). On retrouve ce dernier résultat dans une étude concernant 11 AMP d'Europe du Sud<sup>8</sup> (Alban *et al.*, 2007) :

Figure 2 : Corrélation entre surface de l'AMP et coût de fonctionnement à l'hectare - Projet EMPAFISH (Alban *et al.*, 2007)



- La création d'une réserve<sup>9</sup> génère un coût d'opportunité<sup>10</sup> pour les pêcheurs en réduisant leur périmètre d'activité. L'importance de cet inconvénient dépend de plusieurs facteurs :
  - importance de l'activité de pêche dans la zone mise en réserve.
  - degré d'inféodation des pêcheurs à cette zone.
  - coûts supplémentaires qu'entraîne pour eux le fait d'aller pêcher ailleurs.
  - effet de congestion et conflits que ce déplacement peut susciter dans les zones restant ouvertes à la pêche.
- Parallèlement, en protégeant une partie de la ressource des effets directs de la mortalité par pêche, la mise en réserve d'une zone y favorise une augmentation de la biomasse<sup>11</sup>, qui peut bénéficier à la pêche par trois canaux :

<sup>7</sup> Le coût de l'investissement initial peut être sensiblement plus élevé que le coût annuel de fonctionnement de l'AMP. Par exemple, dans le cas de l'AMPC de Bamboung (Sénégal), le coût du lancement du projet a été de 900 000 € (Gabrié *et al.*, 2010), alors que le coût annuel de fonctionnement est estimé à environ 50 000 €, dont plus de 80% pour le campement écotouristique créé au titre des Activités Alternatives Génératrices de revenu (Boncoeur *et al.*, 2011).

<sup>8</sup> Même si le coût par unité de surface est sensiblement plus élevé que dans l'étude précitée, ce qui, dans la logique de cette dernière, peut s'expliquer par la conjonction des trois facteurs suivants : petite taille des AMP considérées, proximité de littoraux fortement peuplés et localisation dans des pays à PIB par habitant élevé.

<sup>9</sup> Cette mise en réserve peut être totale (interdiction de pêcher) ou partielle (restrictions particulières imposées à l'activité de pêche).

<sup>10</sup> Le coût d'opportunité de l'affectation d'une ressource à un usage déterminé représente le revenu (monétaire ou non monétaire) auquel on renonce en affectant cette ressource à cet usage plutôt qu'à un autre. Il est donc égal au revenu que pourrait générer le meilleur usage alternatif de la ressource.

<sup>11</sup> Les effets généralement documentés sont les suivants : augmentation de la densité, du poids moyen, de la diversité spécifique et du niveau trophique moyen (FAO, 2011).

- constitution d'un « stock de sécurité » permettant d'accroître la résilience de la pêcherie au regard des incertitudes résultant des aléas naturels, mais aussi des erreurs ou insuffisances du contrôle de la mortalité par pêche dans les zones non protégées (Clark, 1996 ; Lauck et al., 1998 ; Sumaila, 1998 ; Anderson, 2002).
  - Exportation de biomasse exploitable depuis la réserve vers la zone de pêche (« spillover »).
  - Dispersion larvaire depuis la réserve, contribuant au renouvellement de la ressource exploitée.
- Ces bénéfices attendus des AMP dépendent de deux catégories de facteurs :
- La combinaison des paramètres biophysiques caractérisant la ressource et son habitat, et des paramètres de taille, localisation et configuration de l'AMP – notamment son éventuelle intégration dans un réseau d'AMP (Halpern, 2003 ; Sanchirico, 2004 ; Schnier, 2005 ; Botsford et al., 2006).
  - Le niveau atteint par la pression de pêche dans la zone restant ouverte à l'exploitation, lui-même largement dépendant du régime de régulation de l'accès à la ressource dans cette zone (Holland et Brazee, 1996 ; Hannesson, 1998 ; Sanchirico et Wilen, 2002).
- D'autres bénéfices pour la pêche peuvent également être attendus des AMP :
- Dans la mesure où elles favorisent une gestion participative et spatialisée des usages, les AMP peuvent contribuer à réduire les conflits d'usages à l'intérieur du secteur de la pêche, ainsi qu'entre ce secteur d'activité et d'autres usagers de la zone protégée ; par ce biais, les AMP peuvent contribuer au rapprochement des paradigmes de l'aménagement des pêcheries et de la gestion intégrée des zones côtières (Barley, 1993 ; FAO, 1996 ; Costanza et al., 1998 ; Lynch et al., 2004).
  - L'AMP peut favoriser le développement de sources alternatives de revenus pour les pêcheurs et les communautés locales, et par ce biais contribuer à l'allègement de la mortalité par pêche.
- Deux mécanismes peuvent contribuer au développement de ces « activités alternatives génératrices de revenus » (AAGR) :
- Les mesures de conservation adoptées dans le cadre de l'AMP sont susceptibles de développer certains attributs de l'écosystème qui sont valorisés par des usages non-extractifs de celui-ci, en particulier des usages à caractère récréatif tel que l'écotourisme, la plongée sous-marine... (Boncœur et al., 2002 ; Sarr et al., 2008).
  - Si elles sont convenablement orientées, les mesures de compensation qui peuvent être prises en faveur des pêcheurs lésés par la mise en réserve de leur zone d'activité traditionnelle peuvent les aider à développer des activités alternatives (Vogt, 1998 ; Alban et Boncœur, 2004).

Si le schéma qualitatif est relativement bien établi, l'évaluation quantitative des bénéfices sociaux générés par les AMP se heurte à plusieurs obstacles sérieux. Les plus critiques tiennent aux incertitudes scientifiques majeures qui pèsent sur l'ampleur (et parfois la nature) des effets biologiques de la mise en réserve d'une zone de pêche. En effet, si l'incidence de cette mise en réserve sur les peuplements à l'intérieur de la réserve est relativement bien documentée, il n'en va pas de même pour son impact sur la situation dans la zone non protégée :

- L'effet de dispersion larvaire depuis la réserve est généralement mal connu, et cette incertitude est amplifiée par celle qui pèse sur la relation stock-recrutement pour la majorité des espèces exploitées par la pêche (e.g. Mesnil, 2003). Evoquant la possibilité que les AMP concourent au soutien de la pêche par ce mécanisme, la récente synthèse de la FAO note prudemment que « l'évidence d'un tel résultat est limitée et ambiguë, bien qu'il soit raisonnable d'anticiper que cela puisse arriver dans certains cas » (OCDE, 2011).

- Il existe davantage d'éléments tangibles concernant le déversement de biomasse exploitable depuis la réserve (« spillover »), ne serait-ce que le phénomène bien documenté de concentration de l'effort de pêche en limite de la réserve (« fishing the line »). En revanche, il est beaucoup moins évident que l'effet positif de ce déversement sur les captures l'emporte sur l'effet négatif dû à la fermeture (partielle ou totale) d'une zone préalablement ouverte à la pêche. Selon la source précitée, « s'il existe des preuves selon lesquelles les déversements de poissons depuis les AMP vers les zones de pêche adjacentes peuvent contribuer à augmenter les captures dans ces zones, dans la plupart des cas il y a peu d'évidences empiriques que ces augmentations compensent les pertes de captures à l'intérieur des AMP (i.e. que l'effet de déversement depuis les AMP génère un accroissement net des captures) » (Ibid.).

Les incertitudes majeures sur le comportement des poissons sont renforcées par celles qui concernent le comportement des pêcheurs. En effet, ceux-ci ne restent généralement pas passifs face aux restrictions qui sont imposées à leur activité dans le cadre des AMP (Suuronen *et al.*, 2010), de sorte qu'il est indispensable d'intégrer dans l'analyse leur comportement d'adaptation si l'on veut comprendre l'effet réel d'une AMP sur la situation d'une pêcherie<sup>12</sup> (Wilen *et al.*, 2002). Cet exercice présente ses propres difficultés, mais, quelles que soient les avancées susceptibles d'être réalisées dans ce domaine, les résultats sont voués à rester modestes sur le plan de la connaissance empirique tant que les connaissances sur le comportement de mobilité spatiale des ressources halieutiques n'ont pas progressé de façon significative.

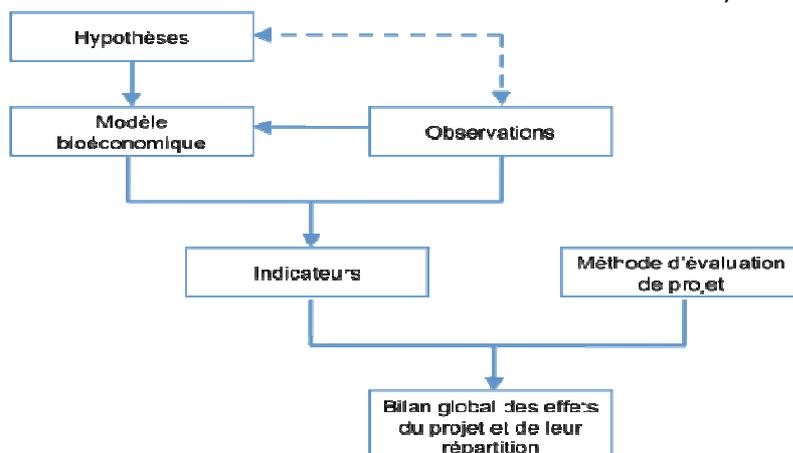
### 1.3 Plan de l'étude sur la partie socio-économie

L'étude qui suit est structurée selon trois grands types d'approches rencontrées dans l'évaluation socioéconomique des AMP :

- les méthodes d'évaluation économique des projets (dont l'analyse coût-avantage) ;
- la modélisation bioéconomique ;
- les indicateurs socioéconomiques de performance des AMP.

Conceptuellement, ces trois approches sont complémentaires plutôt que substituables (Fig.3) :

Figure 3 : Articulation des outils de l'évaluation des effets socioéconomiques d'une AMP



<sup>12</sup> Il se peut par exemple que le gradient de capture par unité d'effort depuis la limite de l'AMP qu'engendre normalement l'effet de spillover soit neutralisé (en tout ou partie) par la concentration de l'effort de pêche près de cette limite, ce qui est de nature à brouiller l'interprétation de cet indicateur.

- Les méthodes d'évaluation économique des projets sont des ensembles de procédures visant à l'établissement d'un bilan global des effets d'un projet pour la collectivité et de leur répartition au sein de cette dernière. Certaines méthodes utilisent un critère d'évaluation unique, généralement exprimé en termes monétaires, alors que d'autres font appel à une palette de critères hétérogènes. Les premières relèvent de l'analyse coût-avantage (ACA), les secondes de l'analyse multicritères (AMC).
- Quelle que soit la méthode retenue, l'établissement du bilan des effets d'un projet n'est possible que si l'on peut identifier avec précision les relations entre les mesures de politique publique caractérisant ce projet et les états de l'univers sur lequel il agit. Cette opération fait en principe appel à un modèle, c'est-à-dire à une construction intellectuelle représentant de façon simplifiée et cohérente les relations entre le projet et les états du monde. Dans le cas où ce projet concerne l'aménagement d'une pêcherie par l'intermédiaire d'une AMP, il s'agit normalement d'un modèle bioéconomique, c'est-à-dire combinant des représentations de la dynamique de l'écosystème exploité (aspect biologique) et de celle des activités d'exploitation (aspect économique).
- L'évaluation du projet s'effectue sur la base d'indicateurs caractérisant les niveaux des effets identifiés par l'analyse. Ces indicateurs peuvent être des variables de sortie du modèle ou le résultat d'observations directes.

En pratique toutefois, l'évaluation des effets socioéconomiques d'une AMP peut s'écarter sensiblement de ce schéma de principe :

- Tout d'abord, l'évaluateur ne dispose pas nécessairement d'un modèle opérationnel lui permettant de simuler les effets socioéconomiques de l'AMP. En l'absence d'un tel outil, il lui est difficile d'appréhender ce qui, dans les phénomènes et tendances qu'il observe, est vraiment imputable au projet considéré. Il doit alors se rabattre sur des palliatifs, comme des corrélations empiriques et des « dires d'expert ».
- En second lieu, les approches empiriques de l'évaluation des effets socioéconomiques des AMP peuvent rarement être considérées comme reflétant la mise en œuvre d'une véritable analyse coût-avantage ou multicritères. Chacune de ces deux méthodologies présente en effet des exigences qu'il est souvent malaisé de satisfaire en pratique : monétisation de tous les effets du projet dans le premier cas, pondération des différents critères d'analyse reflétant les préférences de la collectivité dans le second cas.

Aussi les évaluations empiriques reposent-elles souvent sur un « tableau de bord » plus ou moins diversifié d'indicateurs issus d'observations de terrain et/ou de statistiques administratives, et dont le suivi au cours du temps est censé donner une vue de l'évolution des performances de l'AMP au regard des différents objectifs qui lui ont été assignés. Une difficulté en ce domaine vient du fait que les objectifs assignés à une AMP peuvent être partiellement contradictoires et sont rarement hiérarchisés de façon claire. Ils peuvent en outre évoluer au cours du temps, de façon explicite ou implicite.

Après avoir présenté les questions méthodologiques soulevées par le recours à chacun des trois types d'outils mentionnés ci-dessus, nous proposerons une revue de littérature concernant une série d'études de cas.



## 2. Méthodes d'évaluation économique des projets

La mise en œuvre d'un projet public, par exemple une aire marine protégée, génère au sein de la société une série d'effets positifs et négatifs. Ces derniers tiennent au fait que le projet consomme des ressources rares (coûts d'usage), mais aussi immobilise des ressources rares qui auraient pu être utilement employées ailleurs (coûts d'opportunité). Les bénéfices et les coûts liés au projet peuvent être de nature marchande ou non marchande. Ils sont inégalement répartis dans le temps, dans l'espace, et entre membres de la société.

L'évaluation de ces effets sociaux positifs et négatifs forme le domaine de ce que l'on appelle l'analyse, ou évaluation économique des projets (Little et Mirlees, 1974 ; EDI, 1996). Il s'agit de permettre au décideur public d'apprécier l'intérêt d'un projet sur deux plans :

- celui de l'*efficacité*, c'est-à-dire de la capacité du projet à générer un surplus de bien-être pour la collectivité ;
- celui de l'*équité*, qui concerne la façon dont les effets positifs et négatifs du projet se répartissent au sein de la société.

Si l'appréciation du projet sur le plan de l'efficacité relève pleinement du champ de l'économie, il n'en est pas de même pour son appréciation en termes d'équité. Les critères permettant de juger de l'équité d'un projet public sont en effet d'ordre politique et éthique. En matière d'équité, la compétence de l'économiste se borne à identifier les effets possibles du projet selon des critères qui lui sont fixés de l'extérieur (par exemple à établir l'incidence du projet sur la répartition des revenus au sein d'une collectivité donnée).

Cette différence de statut ne devrait pas être interprétée comme une incitation pour les économistes à délaisser les questions d'équité posées par la mise en œuvre des projets publics. Ces questions sont cruciales en économie publique, pour deux raisons :

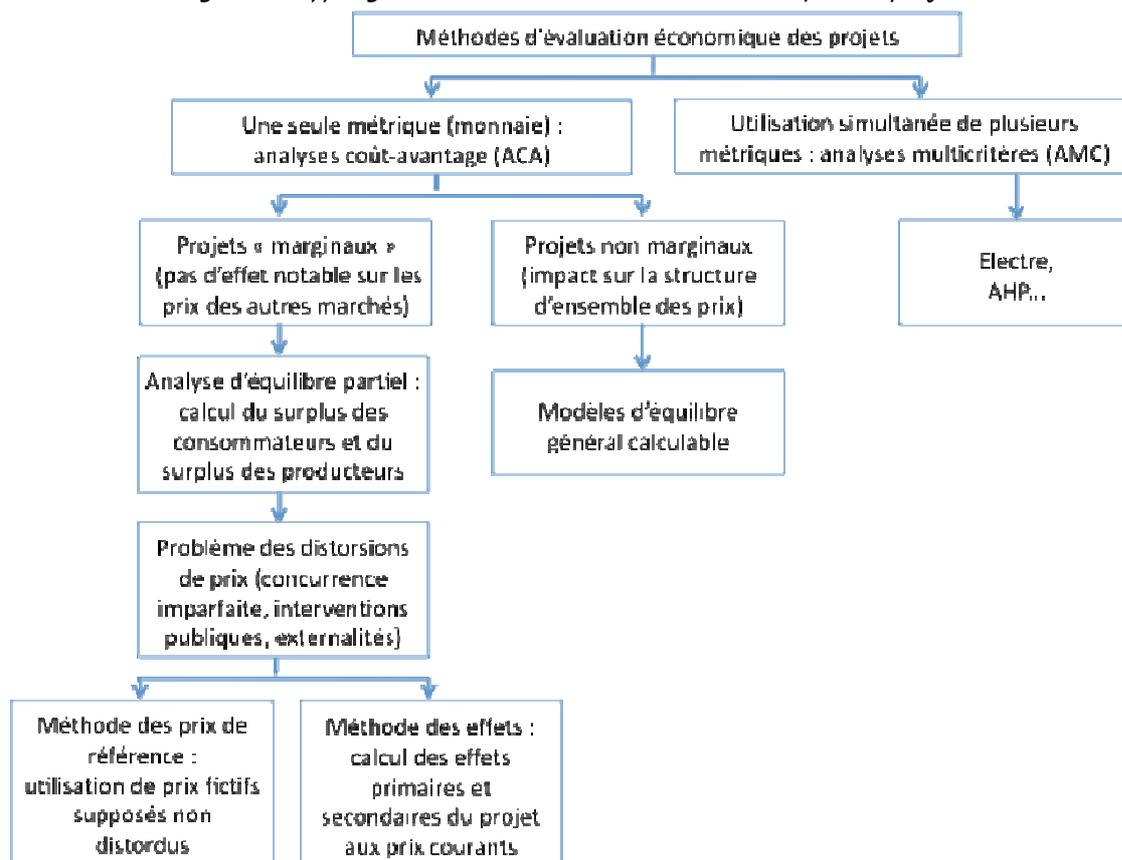
- L'économie publique, dans sa version appliquée, a pour objet principal l'élaboration d'outils d'aide à la décision pour le décideur public ; or, pour celui-ci, les aspects distributifs d'un projet public constituent souvent un paramètre de décision majeur ; en ce domaine la compétence de l'économiste est requise, dans la mesure où l'élucidation des effets distributifs de la mise en œuvre d'un projet public est rarement triviale.
- Quelle que soit son utilité analytique, la distinction efficacité/équité ne signifie pas que ces deux dimensions de l'action publique sont sans relation l'une avec l'autre : un projet peut, en pratique, perdre toute efficacité si ses effets distributifs sont considérés comme inacceptables par une fraction significative du corps social<sup>13</sup>.

<sup>13</sup> La question de la répartition des bénéfices et des coûts se pose souvent de façon aiguë, voire conflictuelle, dans le cas des AMP. Elle rejoint largement celle de la gouvernance (e.g. Aussedat, 1995 ; Davis *et al.*, 1995 ; Mondardini, 1998 ; Dobrzynski et Nicholson, 2000 ; Polunin *et al.*, 2000 ; Chuenpagdee *et al.*, 2002 ; Sanchirico *et al.*, 2002 ; Frangoudes et Alban, 2004 ; Boncoeur *et al.*, 2007 ; Weigel *et al.*, 2007 ; Fabinyi, 2008).

Les méthodes d'évaluation économique des projets peuvent être mises en œuvre *ex ante* (avant la réalisation du projet) ou *ex post* (une fois le projet mis en fonctionnement). Dans le premier cas, elles sont utilisées comme aides à la décision, en ce qui concerne la réalisation du projet<sup>14</sup> et les éventuelles mesures de compensation vis-à-vis de ceux qui pourraient être lésés par sa mise en œuvre. Dans le second cas, elles permettent d'apprécier le degré de conformité des réalisations aux attentes, et peuvent aider à formuler d'éventuelles mesures d'ajustement.

Le schéma ci-dessous dresse une typologie sommaire des principales méthodes d'analyse des projets, qui servira de trame aux développements qui suivent.

Figure 4 : Typologie des méthodes d'évaluation économique des projets



## 2.1 Analyse coût-avantage vs. analyse multicritères

Les méthodes d'évaluation économique des projets peuvent être rangées en deux grandes familles, selon le type de métrique utilisé dans le processus d'évaluation :

- les analyses de type coût-avantage (ACA), qui utilisent une seule métrique, la monnaie, pour évaluer l'ensemble des effets du projet ;
- les analyses multicritères (AMC), qui utilisent des métriques différenciées.

<sup>14</sup> Cette opération s'appuie généralement sur la comparaison d'un certain nombre de variantes du projet, l'une d'entre elle étant le statu quo (non-réalisation du projet).

### 2.1.1 L'approche coût-avantage

L'ACA<sup>15</sup> est issue des travaux de l'ingénieur français Jules Dupuit (1804-1866), père de la théorie de la tarification publique et inventeur du concept de surplus du consommateur (Dupuit, 1844 ; Dupuit, 1849). Sous sa forme moderne, elle a commencé à se développer aux Etats-Unis dans la première moitié du XXème siècle, à l'occasion de la programmation de travaux publics (River and Harbor Act, 1902 ; Flood Control Act, 1936). De nos jours, l'ACA est largement utilisée dans le domaine de la gestion environnementale (Hanley et Spash, 1993). Elle est souvent préconisée, et parfois mise en œuvre, pour l'évaluation économique des AMP (e.g. Dixon et Sherman, 1990 ; Hoagland *et al.*, 1995 ; Emerton, 1999 ; Sanchirico, 2000 ; Parrish *et al.*, 2001 ; Carter, 2003 ; Pascal, 2011).

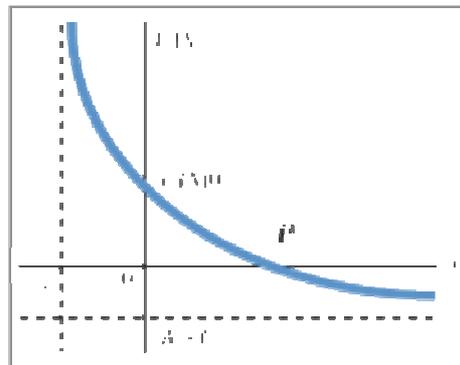
Dans une ACA, l'évaluation de l'efficacité d'un projet repose sur un critère unique, censé synthétiser l'ensemble de ses avantages et de ses coûts. Ce critère est classiquement la valeur actualisée nette du projet (VAN) définie comme la somme algébrique de ses coûts et avantages actualisés<sup>16</sup> (les avantages étant notés positivement et les coûts négativement) :

$$VAN = \sum_{t=0}^n \frac{A_t - C_t}{(1+i)^t}$$

où ( $t = 0$ ) représente l'année de démarrage du projet,  $n$  sa durée de vie,  $A_t$  et  $C_t$  les évaluations monétaires de ses avantages et coûts relatifs à l'année  $t$ .

Une des difficultés de l'utilisation de la VAN comme critère d'évaluation des projets est sa sensibilité au choix du taux d'actualisation, opération délicate et controversée dans le cas des projets à long terme. Un autre critère, utilisé par certains bailleurs de fonds pour évaluer le bilan des AMP dont ils ont financé la création (Clément *et al.*, 2010 ; Pascal, 2011)<sup>17</sup>, est le taux de rendement interne du projet (TRI). Défini comme le taux d'actualisation  $i^*$  annulant la VAN du projet, ce critère présente l'avantage de ne pas dépendre d'un taux d'actualisation fixé a priori. Une difficulté relative à son utilisation est le fait que l'équation permettant de déterminer  $i^*$  peut, en théorie, admettre jusqu'à  $n$  racines réelles distinctes. Toutefois, dans les cas les plus simples, la relation entre VAN et taux d'actualisation est strictement décroissante et l'équation du TRI admet une seule racine réelle :

Figure 5 : Relation entre VAN et taux d'actualisation dans le cas simple



où :  $A_0 - C_0 < 0$

et :

$$A_t - C_t > 0 \quad (t = 1, \dots, n)$$

( $i^*$  = TRI du projet)

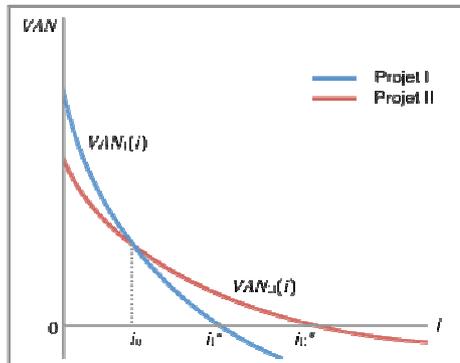
<sup>15</sup> Voir par exemple Boardman *et al.* (2006) pour un exposé de la méthode et de ses applications, et Mishan (1994), pour une présentation non mathématique.

<sup>16</sup> Pour la définition du concept d'actualisation, voir supra, introduction de l'étude socioéconomique.

<sup>17</sup> Les TRI calculés dans le cadre de ces évaluations peuvent atteindre des niveaux vertigineux : 25% pour l'AMP de Bamboung au Sénégal, 31% pour l'AMP de Quirimbas au Mozambique, 57% pour l'AMP de la Soufrière à Ste-Lucie (Clément *et al.*, 2010), 41% en moyenne pour 5 AMP au Vanuatu (Pascal, 2011). Ces taux interrogent sur les méthodologies utilisées pour évaluer les coûts et avantages générés par les AMP étudiées.

Par ailleurs, le TRI ne fournit pas nécessairement des résultats concordants avec la VAN : selon la valeur du taux d'actualisation, il se peut qu'un projet I ait une VAN plus faible qu'un projet II, alors même que son TRI est plus élevé.

Figure 6 : Discordance possible entre les critères de la VAN et du TRI



Dans le cas ci-contre, on a :

$$i < i_0 \Rightarrow VAN_I > VAN_{II}$$

alors que :

$$i_1^* < i_2^*$$

## 2.1.2 L'approche coût-efficacité

L'analyse coût-efficacité (ACE) constitue une variante affaiblie de ACA, dans laquelle la comparaison porte seulement sur les coûts de différents projets permettant d'atteindre un objectif donné. Dans ce cas, seuls les coûts sont exprimés en termes monétaires. L'ACE peut être utilisée, notamment, pour optimiser la configuration d'une AMP. C'est l'objet de la méthode Marxan<sup>18</sup> (Ball et Possingham, 2000), que l'on décrit ci-dessous.

Marxan se présente comme un modèle d'optimisation<sup>19</sup>, dont la fonction-objectif consiste à minimiser le coût total requis pour obtenir un niveau de protection donné d'un ensemble de caractéristiques écologiques. A cet effet, on décompose l'ensemble de l'aire d'étude en « unités de planification » (UP) sur lesquelles peuvent être prises des mesures de protection différentes, et entre lesquelles existent des connexions écologiques plus ou moins fortes. L'idée de base de la méthode est que le coût des mesures de protection prises dans une UP dépend non seulement des caractéristiques propres de l'UP, mais aussi du fait que les UP avec lesquelles elle est connectée sont protégées ou non : lorsqu'une UP  $i_1$  est en connexion avec une UP  $i_2$ , le coût de la protection de  $i_1$  est plus faible si  $i_2$  est également protégée.

La technique d'optimisation utilisée par Marxan est la programmation linéaire en nombres entiers. Dans sa version initiale, ce programme linéaire se présente comme suit :

- Soit  $m$  le nombre d'UP et  $n$  le nombre de caractéristiques écologiques à protéger.
- Les inconnues du modèle sont les UP à mettre en réserve. Formellement, ces inconnues s'écrivent  $(x_1, \dots, x_m)$ , où  $x_i$  ( $i = 1, \dots, m$ ) est une variable binaire égale à 1 si l'UP  $i$  est mise en réserve, à 0 dans le cas inverse.
- Les contraintes sont les niveaux minimaux  $(t_1, \dots, t_n)$  des  $n$  caractéristiques à protéger.
- Le paramètre  $a_{ij}$  ( $i = 1, \dots, m; j = 1, \dots, n$ ) représente le niveau de protection de la caractéristique  $j$  procuré par la mise en réserve de l'UP  $i$ .
- La fonction-objectif consiste à minimiser le coût total de la mise en réserve, qui se compose de la somme des coûts de mise en réserve propres à chaque UP et des coûts de connectivité. Ces deux types de coûts s'écrivent respectivement :

<sup>18</sup> Acronyme de *marine spatially explicit annealing*.

<sup>19</sup> Pour plus de détail sur les modèles d'optimisation et notamment les programmes linéaires, cf. chap.2 infra.

$$\sum_{i=1}^m c_i x_i$$

où  $c_i$  représente le coût « interne » de mise en réserve de l'UP  $i$ .

$$\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m cv_{i,j} x_i (1-x_j)$$

où  $cv_{i,j}$  représente le coût de connectivité résultant de la mise en réserve de l'UP  $i_1$ , mais pas de l'UP  $i_2$ .

Avec ces notations, on peut écrire le problème d'optimisation sous la forme suivante :

Déterminer :  $(x_1, \dots, x_m)$

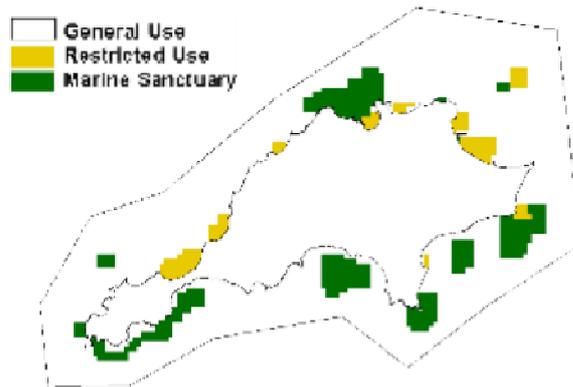
Tel que :  $\sum_{i=1}^m c_i x_i + \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m cv_{i,j} x_i (1-x_j) \rightarrow \min.$

Sous :  $\sum_{i=1}^m a_{ij} x_i \geq r_j \quad (j=1, \dots, n)$

$x_i \in \{0, 1\} \quad (i=1, \dots, m)$

Dans la version initiale de Marxan, l'alternative concernant une UP donnée se limite à sa mise en réserve ou non, et l'hypothèse sous-jacente est que les caractéristiques écologiques de cette UP ne peuvent être protégées que par sa mise en réserve. L'extension récente appelée « Marxan avec zones » (Watts *et al.*, 2009) permet d'envisager des schémas de conservation plus subtils et un zonage fondé sur la mise en œuvre de mesures de conservation diversifiées (interdiction de certaines activités de pêche dans certaines zones par exemple). Dans cette extension, les UP sont regroupées par zones, chaque zone étant caractérisée par un ensemble de réglementations donné. La carte ci-dessous fournit un exemple de zonage d'AMP réalisé à l'aide de « Marxan avec zones ».

Figure 7 : Modèle « Marxan avec zones » : application au zonage du parc marin multi-usages de Rottnest Island, Australie Occidentale (Watts *et al.*, 2009)



Dans l'exemple ci-dessus, la zone « Marine sanctuary » correspond à une réserve de pêche, la zone « Restricted use » est une zone où certaines activités de pêche sont autorisées, et la zone « General use » est une zone où s'applique la réglementation de droit commun des pêches.

### 2.1.3 L'approche multicritères<sup>20</sup>

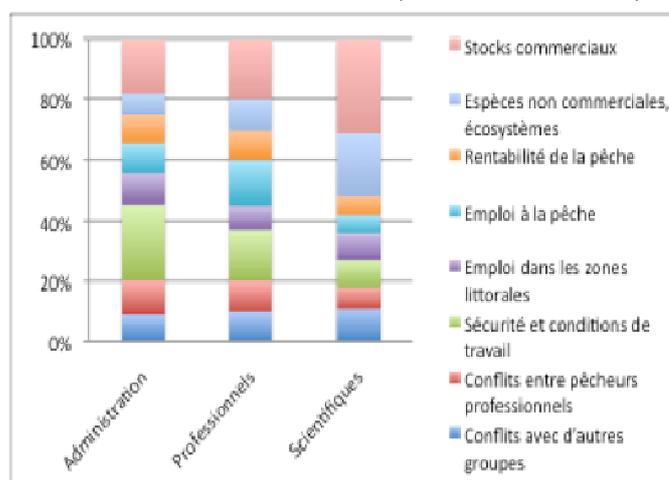
Les origines de l'AMC sont moins anciennes que celles de l'ACA. Elaborée dans les années 60, la méthode ELECTRE (Roy, 1968) est généralement considérée comme le prototype des méthodes d'analyse multicritères. Depuis lors, ces méthodes ont fait l'objet d'applications très diversifiées, notamment dans le domaine de la gestion environnementale. On trouvera dans Mardle et Pascoe (1999) une revue des méthodes multicritères appliquées au secteur halieutique. Quelques applications concernent les AMP (Brown *et al.*, 2001).

Dans l'approche multicritères, étant donné l'hétérogénéité des métriques utilisées pour les différents effets du projet, il convient de définir un algorithme permettant de classer les projets lorsque leurs performances selon les différents critères ne sont pas concordantes (par exemple lorsqu'un projet I présente une meilleure performance qu'un projet II selon le critère A, mais une moins bonne performance selon le critère B). Cet algorithme, caractéristique de la méthode considérée, repose généralement sur l'attribution aux différents critères de coefficients de pondération reflétant leur importance relative aux yeux du décideur.

A titre d'illustration, les deux graphiques ci-dessous présentent une application d'une méthode d'AMC aujourd'hui largement utilisée, la méthode AHP (Analytic Hierarchy Process ; Saaty, 1980), au domaine de l'aménagement des pêcheries (Le Gallic *et al.*, 2005).

Le premier graphique représente les coefficients de pondération attribués par trois groupes d'acteurs (administration, organisations de pêcheurs professionnels, scientifiques) à différents objectifs identifiés pour la gestion des pêcheries. Ces coefficients ont été obtenus par la voie d'une enquête menée, selon la méthode AHP, auprès de 202 personnes impliquées dans la gestion des pêcheries utilisées comme cas d'étude. Le second graphique présente une simulation décrivant la façon dont pourraient fonctionner ces pêcheries si elles étaient gérées conformément aux préférences exprimées par chaque groupe<sup>21</sup>. La simulation a été réalisée à l'aide d'un modèle bioéconomique couplé avec les structures d'objectifs obtenus par AHP.

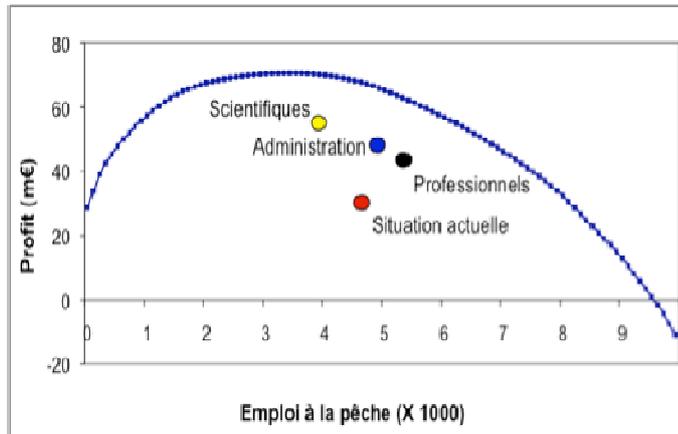
Figure 8 : Pêcheries de la Manche : pondération des objectifs d'aménagement selon les acteurs (Le Gallic *et al.*, 2005)



<sup>20</sup> Pour une présentation des méthodes d'analyse multicritères, voir par exemple Anon., 2009.

<sup>21</sup> La notion de frontière d'efficacité, illustrée par la partie décroissante de la courbe bleue de la figure 5, désigne le lieu géométrique des combinaisons efficaces (on dit aussi « Pareto-optimales ») d'un certain nombre d'objectifs (ici : la rentabilité des pêcheries et l'emploi à la pêche). Le fait qu'une combinaison d'objectifs appartienne à la frontière signifie qu'il n'est pas possible d'améliorer le niveau d'un objectif de la combinaison sans détériorer celui d'au moins un autre. Sur la figure 6, les états simulés de la pêcherie correspondant aux préférences de chacun des trois groupes d'acteurs considérés sont tous en deçà de la frontière d'efficacité rentabilité-emploi parce que cette frontière ne prend en compte qu'une partie des objectifs valorisés par les acteurs (cf. Fig.5).

Figure 9 : Pêcheries de la Manche : frontière d'efficacité rentabilité / emploi et préférences des acteurs (Le Gallic et al., 2005)



### 2.1.4 Avantages et inconvénients de chaque approche

Chacune des deux approches présente des avantages et des inconvénients, dont les principaux sont indiqués dans le tableau ci-dessous et sont développés dans les paragraphes qui suivent.

Tableau 1 : Synthèse des forces et faiblesses des approches coût-avantage et multicritères

	Analyses coût-avantage	Analyses multicritères
Principal atout	Facilité de comparaison des projets (critère unique)	Chaque critère est exprimé dans l'unité la plus adaptée
Principal inconvénient	Difficulté à monétiser les effets non-marchands	Difficulté à ordonner les projets (critères hétérogènes)

### FORCES ET FAIBLESSES DE L'APPROCHE ACA

Le recours à un critère unique, qui caractérise l'approche ACA, est de nature à simplifier l'évaluation des projets. Mais la construction de ce critère suppose que tous les effets attendus du projet aient été au préalable correctement exprimés en termes monétaires, ce qui peut poser de sérieux problèmes, en particulier lorsque le projet génère d'importants effets non-marchands (création / destruction de valeurs liées à des usages non-marchands et / ou de valeurs de non-usage). Cette situation caractérise notamment les AMP.

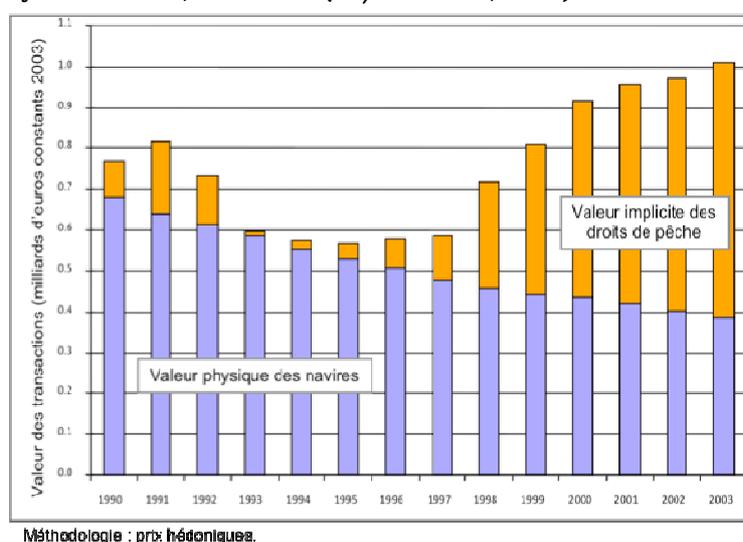
Plusieurs méthodes ont été élaborées pour exprimer des valeurs non-marchandes en termes monétaires. Les trois principales sont la méthode des coûts de transport (Clawson et Knetsch, 1966), la méthode des prix hédoniques (Rosen, 1974) et la méthode d'évaluation contingente (Ciriacy-Wantrup, 1947 ; Davis, 1963). Ces méthodes font l'objet d'applications importantes dans le domaine de la gestion environnementale (pour une présentation de ces applications, voir par exemple Desaignes et Point, 1993 ; Carson et Hanemann, 2005 ; Palmquist, 2005 ; Phaneuf et Smith, 2005 ; Bockstael et McConnell, 2007). Certaines applications concernent les AMP (Dhamaratne *et al.*, 2000 ; Bhat, 2003 ; Togridou *et al.*, 2006 ; Subade, 2007 ; Asafu-Adjaye et Tapsuwan, 2008 ; Peters et Hawkins, 2009 ; Voltaire, 2011).

Les méthodes des coût de transport et des prix hédoniques relèvent d'une approche en termes de « préférences révélées », et leur champ d'application est limité aux valeurs d'usage : il s'agit d'utiliser un support marchand associé à l'usage d'un bien ou service non-marchand, en vue d'amener les utilisateurs de ce dernier à révéler leur consentement à payer pour cet usage. Dans le cas de la méthode des coûts de transport (mise au point initialement en vue de déterminer la

valeur d'usage des parcs nationaux pour leurs visiteurs), on prend appui sur les coûts supportés par les usagers pour se rendre jusqu'au lieu de l'usage considéré. Dans le cas de la méthode des prix hédoniques, on prend appui sur les différences de prix que connaît un bien ou service marchand, selon qu'il permet plus ou moins de bénéficier de l'usage non marchand considéré (différences entre les prix des maisons selon la qualité de leur environnement par exemple).

A titre d'illustration, on présente ci-dessous une application de la méthode des prix hédoniques au secteur halieutique. L'objectif était ici de déterminer la valeur des droits de pêche implicites (légalement dénués de valeur marchande) incorporés dans les prix de vente des navires de pêche français d'occasion. Pour ce faire, des prix fictifs de ces navires ont été estimés à partir de leurs caractéristiques physiques (âge, tonnage, puissance, type de navire), et les droits de pêche qui, dans les faits, leur sont attachés ont été calculés par différence entre ces prix fictifs et les prix constatés sur le marché de l'occasion.

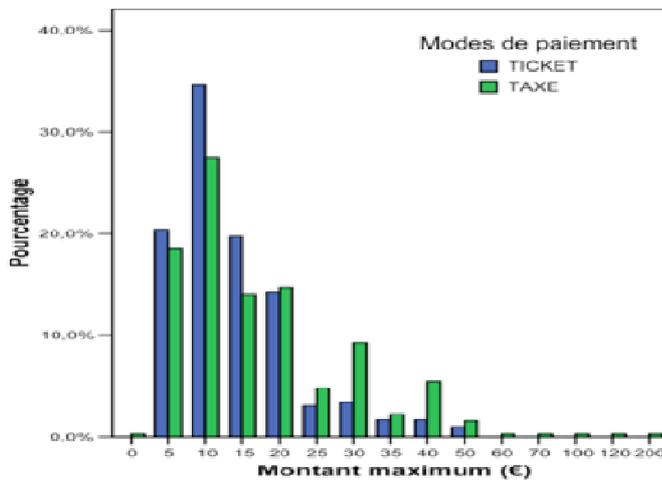
Figure 10 : Valeur implicite des droits de pêche capitalisés dans la valeur des transactions sur les navires de pêche français d'occasion, 1990-1993 (Guyader et al., 2006)



La méthode d'évaluation contingente (MEC) relève quant à elle d'une approche en termes de « préférences déclarées », et son champ couvre à la fois les valeurs d'usage et de non-usage (valeurs d'existence, de legs ou d'option) : elle consiste à interroger un échantillon de personnes concernées sur le montant hypothétique qu'elles seraient prêtes à payer pour pouvoir bénéficier de l'usage considéré (valeur d'usage), ou pour que la valeur de non-usage considérée soit préservée. Une variante consiste à interroger les personnes sur leur consentement à recevoir, c'est-à-dire sur le montant hypothétique qu'elles seraient prêtes à accepter en échange de la renonciation à la valeur d'usage ou de non-usage considérée.

A titre d'illustration, on présente ci-dessous une application de la MEC au cas d'un projet de création d'une réserve naturelle dans le Golfe de Morbihan (France). Dans cette étude, la population-cible était celle des touristes visitant le Golfe ou y séjournant, et la question étudiée portait sur leur consentement à payer pour la création hypothétique d'une réserve naturelle. La sensibilité des réponses au « véhicule de paiement » a fait l'objet d'une attention particulière (deux types de véhicules ont été testés : taxe de séjour et ticket d'entrée), et les implications en termes de source de financement possible de la réserve ont été analysées. Le graphique ci-dessous présente les réponses des personnes interrogées (649 au total), selon le véhicule de paiement proposé.

Figure 11 : Consentement à payer des touristes pour la création d'une réserve naturelle dans le Golfe du Morbihan. Méthode d'évaluation contingente (Voltaire, 2011)



Les méthodes qui viennent d'être présentées sont loin de constituer des panacées : leurs champs d'application respectifs sont limités, leurs méthodologies sont lourdes et relativement complexes, et les risques de biais dans l'interprétation de leurs résultats sont importants (voir Arrow *et al.*, 1993, pour une définition des conditions de « bon usage » de la méthode d'évaluation contingente). La pertinence même des tentatives visant à monétiser certaines valeurs non marchandes, en particulier les valeurs de non-usage, fait l'objet de controverses (Diamon et Haussman, 1994). Un problème fréquemment rencontré lorsque l'on applique une méthode de préférences déclarées (type évaluation contingente) à des questions environnementales est le fait que les personnes à qui l'on demande de révéler leurs préférences n'ont pas nécessairement une idée claire de ce qui est en jeu, ce qui peut générer de l'instabilité dans leur consentement à payer et d'autres biais. Aussi certains auteurs proposent-ils de recourir à un processus délibératif pour aider les répondants à construire leurs préférences (Lichtenstein et Slovic, 2006).

Les difficultés liées à l'estimation des valeurs non-marchandes, et tout particulièrement des valeurs de non-usage, expliquent que peu d'évaluations de type ACA appliquées aux AMP prennent en compte ces valeurs (Dharmaratne *et al.*, 2000; Bhat, 2003; Togridou *et al.*, 2006; Subade, 2007). Cette situation induit potentiellement une sous-estimation de la valeur des AMP, et peut créer un biais en faveur du développement des activités commerciales à l'intérieur des AMP (Salm et Clark, 1984).

Certaines études tentent de surmonter les difficultés d'application des méthodes d'évaluation du non marchand en recourant à la méthode des « transferts de bénéfices » (*benefit transfer*), qui consiste à importer dans le cas d'étude des valeurs qui ont été estimées dans des cas plus ou moins similaires (valeur d'existence de la biodiversité protégée par la mise en réserve d'un hectare de mangrove par exemple). Cette méthode est populaire auprès des agences gouvernementales et des bureaux de consultants, car elle permet d'économiser du temps et de l'argent. Elle pose cependant des problèmes, du fait de la spécificité de chaque site, tant du point de vue écologique que du point de vue social (Wilson et Hoehn, 2006). L'analyse de ces problèmes a conduit un panel d'experts réuni par l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) à recommander la plus grande prudence dans l'usage de la méthode des transferts de bénéfices (US Environmental Protection Agency, 2009). Cette mise en garde semble parfois être ignorée par les nombreuses tentatives récentes pour mesurer la « valeur économique totale »<sup>22</sup> de tel ou tel écosystème.

<sup>22</sup> Concept englobant l'ensemble des valeurs d'usage et de non-usage générées par un écosystème, et dont l'origine se trouve dans les travaux de Costanza *et al.* (1997).

## FORCES ET FAIBLESSES DE L'APPROCHE AMC

Les méthodes multicritères permettent d'exprimer chaque critère dans l'unité de mesure qui lui est la plus appropriée et, de ce fait, d'éviter les aléas de la monétisation des effets non-marchands.

Mais la contrepartie est l'incommensurabilité de critères qualitativement hétérogènes, qui constitue un obstacle au classement des projets dès lors que les classements partiels selon chaque critère ne sont pas concordants (cas en pratique des plus fréquents). Les algorithmes mis au point pour surmonter cet obstacle comportent inévitablement une part d'arbitraire.

La question des pondérations à attribuer aux différents critères d'évaluation pose deux types de problèmes :

- Un problème « politique », qui est celui de la composition du groupe de personnes appelées à se prononcer sur la hiérarchie des critères (gestionnaires ? usagers ? experts ?...)
- Un problème « technique », mis en évidence par Condorcet il y a plus de deux siècles, qui est celui de l'intransitivité des préférences collectivement exprimées par ce groupe (Condorcet, 1785) : si plusieurs personnes sont consultées sur la hiérarchie à établir entre trois critères A, B et C, il se peut que, dans leur majorité, ces personnes jugent A prioritaire par rapport à B, B comme prioritaire par rapport à C, mais cependant C comme prioritaire par rapport à A (« paradoxe de Condorcet »).

La résolution du premier problème est facilitée lorsqu'il existe une instance représentant les différents intérêts en cause et jugée légitime par les parties. Les membres de cette instance constituent alors le groupe privilégié qu'il convient de consulter pour faire ressortir les pondérations à attribuer aux différents critères. Ainsi, dans leur analyse multicritères de l'aménagement de la pêcherie pélagique de Hawaï, Leung *et al.* (1998) ont pu procéder à une consultation des membres du Conseil régional de gestion des pêches du Pacifique occidental (WPRFMC) pour obtenir un système de pondération des objectifs de la pêcherie. En revanche, l'analyse similaire menée par Le Gallic *et al.* (2005) à propos des pêcheries de la Manche n'a pas pu faire appel à une instance du même ordre<sup>23</sup>.

En ce qui concerne le second problème, différentes techniques ont été mises au point par les concepteurs des méthodes multicritères pour gérer les conflits provoqués par la non-transitivité des préférences collectives<sup>24</sup>. Toutefois, aucune de ces techniques ne constitue un antidote contre le paradoxe de Condorcet : il n'existe pas de méthode d'agrégation des préférences individuelles garantissant qu'un critère soit en position de « vainqueur de Condorcet »<sup>25</sup> vis-à-vis de tous ceux qu'elle a moins bien classés, résultat négatif connu sous le nom de théorème d'impossibilité d'Arrow (Arrow, 1951).

<sup>23</sup> La décision de créer des Conseils consultatifs régionaux dans le cadre de la Politique commune de la pêche a été prise en juillet 2004. Ces conseils n'étaient pas encore installés au moment de l'étude.

<sup>24</sup> La technique la plus simple, d'apparition bien antérieure aux méthodes modernes d'AMC, est celle des « scores de Borda » (Borda, 1781). Elle consiste à demander à chaque personne consultée de donner un score égal à  $n$  au critère qu'elle juge le plus important parmi un ensemble de  $n$  critères, un score égal à  $n - 1$  au critère qu'elle classe en seconde position, et ainsi de suite (des classements ex æquo sont possibles). A l'issue de la consultation, les notes accordées à chaque critère par les différents participants sont agrégées, et un score moyen est calculé pour chacun d'eux.

<sup>25</sup> Un critère A est considéré comme « vainqueur de Condorcet » par rapport à un critère B si, dans leur majorité, les personnes consultées considèrent A comme plus important que B.

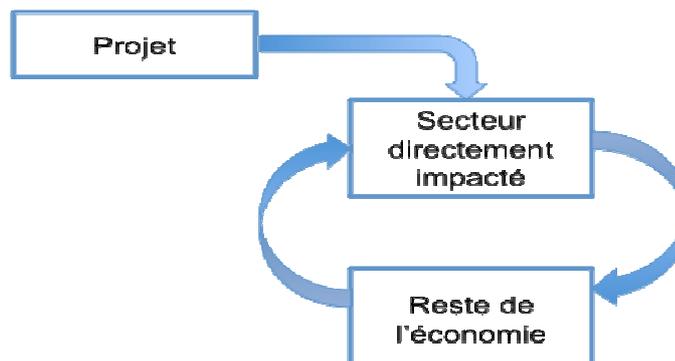
## 2.2 Equilibre général vs. équilibre partiel

Les développements qui suivent sont exclusivement consacrés aux analyses de type ACA. Parmi celles-ci, une distinction doit être faite selon que le projet à évaluer a un caractère « marginal » ou non. Par ce terme, on désigne tout projet dont la réalisation ne modifie pas sensiblement le système des prix, à l'exception (éventuellement) du secteur directement impacté par le projet. A contrario, un projet est considéré comme « non marginal », ou « structurel » (Lesourne, 1972), si sa réalisation est de nature à modifier sensiblement la structure des prix, au delà du secteur directement concerné par le projet. Les deux types de projet relèvent de méthodes d'évaluation différentes.

### 2.2.1 Evaluation d'un projet structurel

Dans le cas d'un projet structurel, il convient de prendre en compte les interdépendances s'exerçant par le biais du système de prix entre les différents secteurs de l'économie qui sont affectés, directement ou indirectement, par le projet. La perturbation induite par le projet dans un secteur donné se propage aux autres secteurs de l'économie, lesquels sont susceptibles à leur tour de rétroagir sur le secteur directement impacté par le projet :

Figure 12 : Principe d'un projet structurel



La théorie de l'équilibre général (Walras, 1874 ; Debreu, 1959) fournit un cadre conceptuel permettant de prendre en compte ces différents effets. Un modèle d'équilibre général est une représentation simplifiée de l'économie sous la forme d'un système de marchés interdépendants, supposés s'équilibrer simultanément par un mécanisme de type enchères publiques. Formellement, un modèle d'équilibre général se présente sous la forme d'un système d'équations interdépendantes représentant les conditions d'équilibre sur les  $n$  marchés formant le système économique considéré, et dont la résolution permet d'obtenir les prix d'équilibre<sup>26</sup>.

Si les modèles d'équilibre général sont restés cantonnés pendant longtemps au domaine strict de la théorie économique, on assiste depuis trois décennies au développement de modèles à visée opérationnelle, dits « modèles d'équilibre général calculables » (Dervis et al., 1982), ou « appliqués » (Harris, 1984 ; Shoven et Whalley, 1984). Leur utilisation permet d'évaluer les effets d'un projet s'exerçant sur les différents secteurs de l'économie par l'intermédiaire du système des prix. Ces modèles font notamment l'objet d'applications dans le domaine de l'économie de l'environnement (Beaumais et Schubert, 1996) ou du tourisme (English et Bergstrom, 1994, Dwyer et al., 2004).

<sup>26</sup> Un de ces prix doit être fixé de façon exogène : du fait de la loi de Walras (égalité des offres et des demandes agrégées), seules  $n-1$  équations sont indépendantes, de sorte que le système comporte un degré de liberté. Un modèle d'équilibre général détermine la structure des prix relatifs, mais non le niveau absolu des prix. Pour déterminer ce niveau, il faut fixer un numéraire.

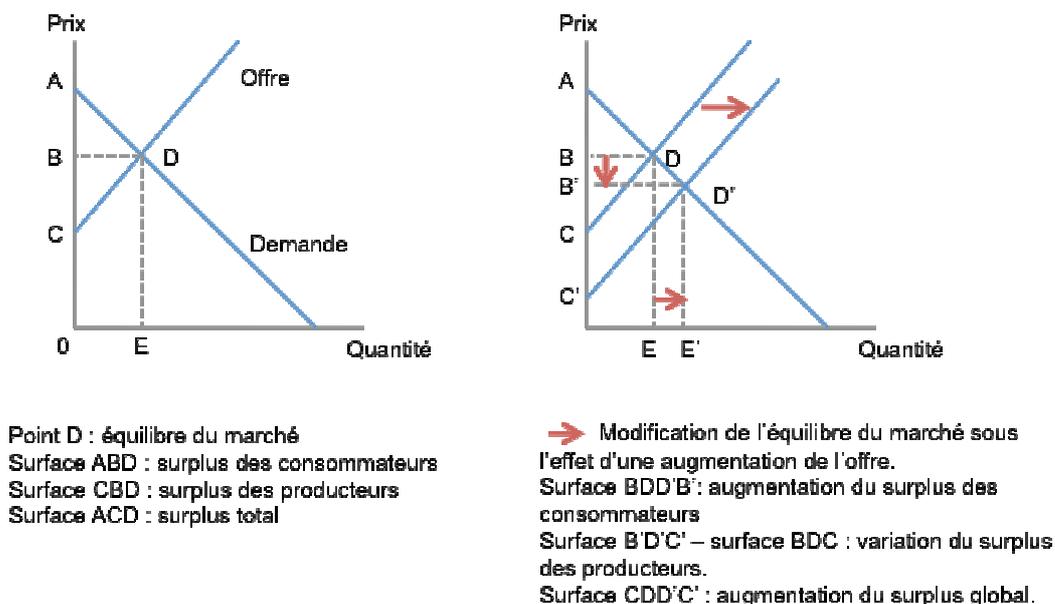
Soulignons toutefois que ce type de modèle repose sur une hypothèse forte : il suppose l'existence d'un mécanisme permettant à l'ensemble des marchés de s'équilibrer simultanément à tout moment. Une telle hypothèse est, notamment, incompatible avec l'existence d'un sous-emploi durable de type chômage « involontaire »<sup>27</sup>.

### 2.2.2 2.2. Evaluation d'un projet marginal

Pour un projet de caractère marginal, on peut raisonner en termes d'équilibre partiel, c'est-à-dire limiter l'évaluation au secteur directement impacté par le projet, sous l'hypothèse *toutes choses égales par ailleurs* (Marshall, 1890/1920).

L'évaluation de ce type projet repose sur les variations de surplus des producteurs et des consommateurs<sup>28</sup> qu'entraîne sa mise en œuvre (un troisième agent, l'Etat, peut également être pris en compte, lorsque le projet bénéficie de financements publics et/ou modifie les recettes fiscales). La figure ci-dessous illustre ces variations dans le cas simple d'un projet concernant un produit marchand, dont il permet de diminuer le coût de fabrication sur une période donnée (analyse statique). La mise en œuvre du projet entraîne une diminution du prix unitaire exigé par les producteurs pour fournir une quantité donnée de produit, ou prix d'offre<sup>29</sup>. Alternativement, on peut décrire ce mouvement comme une augmentation de la quantité offerte à la vente pour un prix unitaire donné (déplacement vers la droite de la courbe d'offre).

Figure 13 : Analyse d'équilibre partiel : impact d'un projet accroissant l'offre d'un produit



<sup>27</sup> La théorie économique distingue le chômage « volontaire » du chômage « involontaire ». Le premier correspond à la situation de personnes n'acceptant pas de travailler pour le salaire réel en vigueur, car elles le trouvent trop faible pour compenser la désutilité marginale du travail. Le second correspond à la situation de personnes acceptant de travailler pour le niveau de salaire réel en vigueur, mais ne trouvant pas d'embauche à ce niveau car l'offre d'emploi est insuffisante.

<sup>28</sup> Le surplus des producteurs est la différence entre la recette totale que tirent les producteurs de la vente de leur production et le coût total qu'ils supportent au titre de celle-ci. Le surplus des consommateurs est la différence entre la somme maximale que les consommateurs accepteraient de payer pour l'acquisition d'une quantité donnée de produit, et la somme qu'ils paient effectivement pour cette acquisition. Le surplus des consommateurs constitue une évaluation monétaire de l'utilité nette que leur procure la consommation d'une quantité donnée de produit à un prix unitaire donné. L'existence d'un tel surplus suppose que la demande ne soit pas parfaitement élastique par rapport au prix, c'est-à-dire, en d'autres termes, que le prix soit sensible à une variation de la quantité offerte (graphiquement, cela se traduit par une courbe de demande de pente négative).

<sup>29</sup> En concurrence pure et parfaite, ce prix est égal au coût marginal de la production (coût de la dernière unité produite).

Lorsque le marché est en équilibre (graphique de gauche), il existe à la fois un surplus des consommateurs (aire ABD) et un surplus des producteurs (aire BCD), dont l'addition forme le surplus global généré par l'activité considérée (aire ACD). La mise en œuvre du projet modifie les surplus des consommateurs et des producteurs, entraînant une hausse du surplus global égale à l'aire CDD'C' (graphique de droite). Le projet entraîne une augmentation du surplus des consommateurs, dans la mesure où il leur permet de payer le produit moins cher (ce qui les incite à consommer davantage). Pour les producteurs, le tableau est un peu plus complexe car la baisse de leur coût de production s'accompagne de celle du prix auquel ils vendent leur produit, ce qui signifie qu'une partie de l'augmentation du surplus des consommateurs s'effectue au détriment du surplus des producteurs.

L'analyse en termes d'équilibre partiel est d'emploi très fréquent dans l'évaluation des projets relatifs au secteur halieutique. Ce phénomène s'explique par le caractère souvent marginal des pêcheries à l'échelle de l'économie d'un pays, voire d'une région. A titre d'illustration, nous présentons ci-dessous un exemple d'ACA en équilibre partiel appliquée à un projet d'interdiction saisonnière de pêche au chalut dans le Golfe Normand-Breton (France), avec comme objectif de mettre fin aux captures accidentelles d'araignées de mer réalisées dans la zone par les chalutiers pendant l'été. La première figure décrit le modèle bioéconomique sous-jacent à l'ACA, la seconde présente ses principaux résultats.

Figure 14 : Vue schématique du modèle d'estimation du coût social des rejets d'araignées de mer (*Maja squinado*) capturées accidentellement par les chalutiers opérant dans le Golfe Normand-Breton en été (Boncœur et al., 2000)

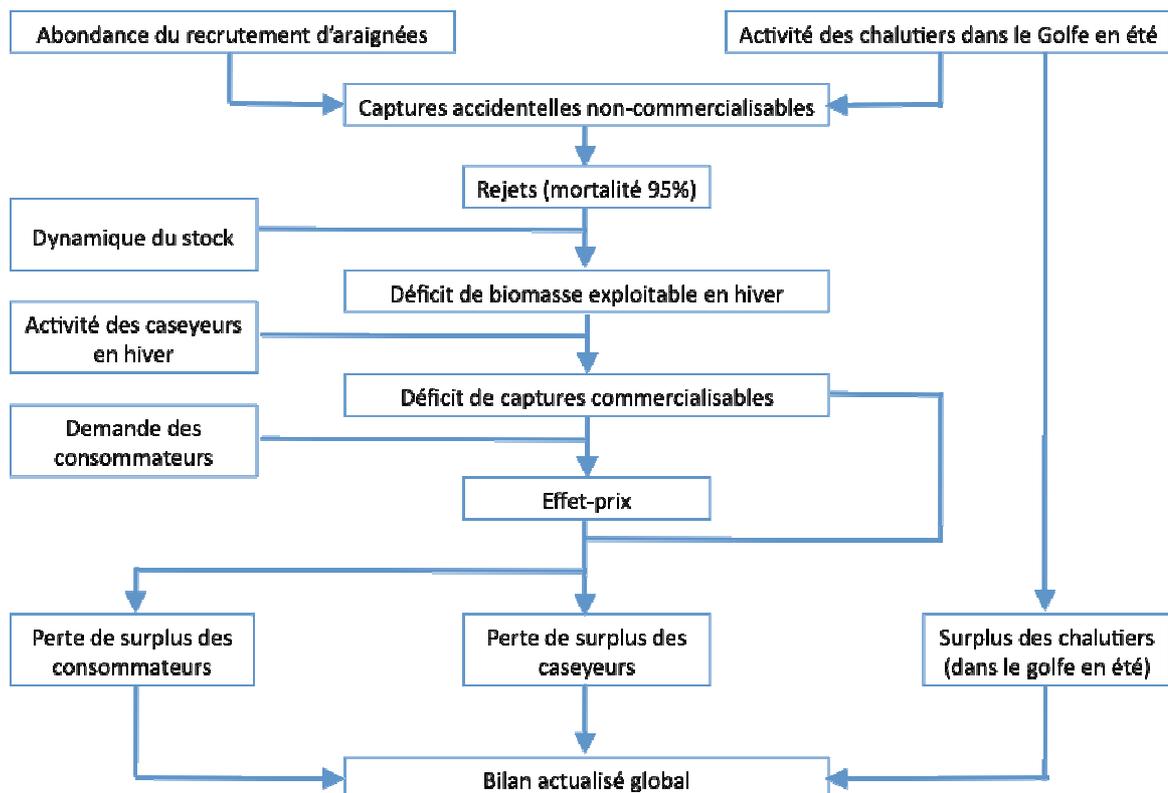
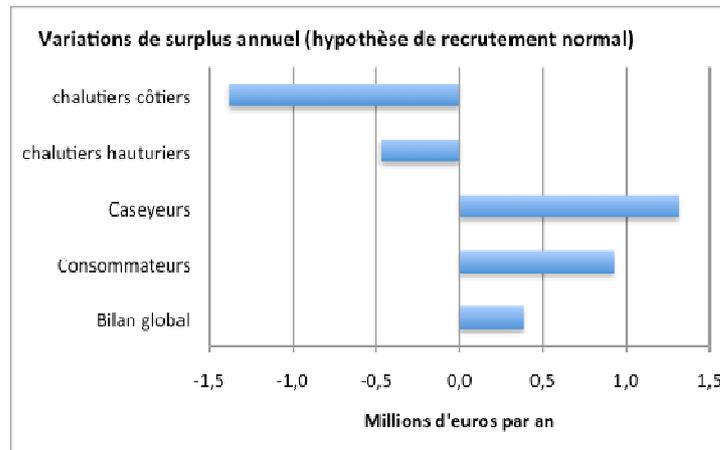


Figure 15 : Résultat de l'ACA concernant le projet d'interdiction saisonnière de chalutage dans le golfe Normand-Breton (Boncœur et al., 2000)



## 2.3 Méthode des prix de référence vs. méthode des effets

L'évaluation d'un projet non structurel par le biais d'une analyse d'équilibre partiel repose sur une hypothèse implicite : les prix en vigueur, utilisés pour mesurer les surplus des consommateurs et des producteurs, sont censés refléter les valeurs « réelles » des ressources et des produits pour la société. Si cette hypothèse est vérifiée, il n'est pas besoin de se préoccuper des effets du projet sur d'autres secteurs que celui qu'il impacte directement, car ces effets sont en quelque sorte « résumés » dans les prix sur lesquels s'appuie l'analyse d'équilibre partiel.

Par exemple, si un projet d'aménagement d'une pêcherie destiné à accroître la rente halieutique implique une diminution de l'effort de pêche impactant négativement l'emploi dans la pêcherie, il n'est pas nécessaire de se préoccuper, dans l'analyse du projet, du devenir des personnes qui perdent leur emploi et des implications que cela peut avoir sur d'autres activités économiques. En effet, le salaire des pêcheurs est supposé égal au coût d'opportunité de leur travail, ce qui signifie que, s'ils perdent leur emploi au sein de la pêcherie, ils sont censés pouvoir retrouver un emploi, au même salaire, dans un autre secteur d'activité.

Cet exemple suffit à mettre en évidence le caractère souvent très irréaliste de l'hypothèse selon laquelle le système de prix en vigueur fournit des informations correctes pour l'évaluation économique d'un projet, même marginal, du point de vue de la collectivité. Dans de nombreux pays où sévit un sous-emploi massif, la pêche est souvent un dernier recours pour des personnes à la recherche d'un emploi, de sorte que si elles perdent leur emploi dans ce secteur, elles se retrouvent à peu près totalement dénuées de possibilités d'emploi alternatives. En d'autres termes, dans une telle situation, le coût d'opportunité du travail à la pêche est proche de zéro, et ne saurait donc être assimilé au salaire perçu par les pêcheurs. La confusion parfois entretenue autour de ce point conduit à une estimation erronée de la rente halieutique et, d'un point de vue pratique, peut être à l'origine de préconisations très discutables en matière d'aménagement des pêcheries (Wilson et Boncœur, 2008).



La reconnaissance du fait que les prix en vigueur ne constituent pas nécessairement une base fiable pour l'évaluation d'un projet est ancienne. Les facteurs de distorsion les plus fréquemment mentionnés dans la littérature sont les suivants :

- imperfections de la concurrence (monopoles, cartels, positions dominantes...)
- interventions publiques altérant la structure des prix (taux de change et prix administrés, quotas d'importation, taxes non neutres, subventions...)
- effets externes (notamment les effets externes négatifs de type pollution, qui impliquent que certains agents économiques reportent sur d'autres une partie des coûts de leur activité, sans compensation par le système des prix).

Rappelons en outre que les biens et services non marchands n'ont, par définition, pas de prix de marché, et doivent faire l'objet d'une évaluation monétaire selon des méthodes spécifiques (voir supra, section 1).

Plus généralement enfin, la capacité d'une économie de marché concurrentielle à garantir le plein emploi est un sujet de controverse ancien<sup>30</sup>, mais que l'on ne peut considérer comme réglé aujourd'hui. Il est dans ces conditions hasardeux de faire l'hypothèse que les salaires observés reflètent les coûts d'opportunité du travail.

Face au constat de la fréquente inadéquation des prix en vigueur, deux méthodologies se sont développées dans le dernier tiers du XXème siècle pour asseoir l'évaluation économique des projets sur des bases plus solides :

- La méthode dite des « prix de référence », préconisée par plusieurs grands organismes internationaux : OCDE (OCDE 1972, Little et Mirlees 1974), ONUDI (ONUDI, 1973) et Banque Mondiale (Squire et Van der Tak, 1975).
- La méthode dite « des effets » développée par la SEDES<sup>31</sup> et mise en application au sein du ministère français de la coopération (Chervel et Le Gall, 1976/1981 ; Chervel, 1995).

### 2.3.1 Méthode des prix de référence

Selon les partisans de cette méthode, « on peut définir les prix de référence comme l'augmentation de bien-être consécutive à toute augmentation marginale de la quantité disponible de biens ou de facteurs de production » (Squire et Van der Tak, 1975). Pour mesurer les variations du bien-être à l'échelle de la société, il faut, ajoutent ces auteurs, disposer d'une fonction d'utilité collective nettement définie, représentant sous forme mathématique les objectifs nationaux du développement économique et social (Ibid.).

La notion de fonction d'utilité collective (ou sociale) est relativement ancienne<sup>32</sup> (Bergson, 1938), et les obstacles théoriques et pratiques s'opposant à sa formulation sont considérables. Pour comprendre la logique des prix de référence, supposons néanmoins que cette fonction soit

<sup>30</sup> cf. la controverse des années 30 du XXème siècle entre Keynes et ses contradicteurs « classiques » : alors que, pour ces derniers, l'explication du chômage devait être recherchée dans les imperfections de la concurrence sur le marché du travail (rôle des syndicats, assurance-chômage dans certains pays), pour Keynes le chômage massif des années 30 résultait fondamentalement d'un effondrement de la demande globale de biens et services, sous l'effet conjugué de la chute de l'efficacité marginale du capital (perspectives de rentabilité des investissements privés), de la préférence pour la liquidité (hausse de la prime réelle exigée par les prêteurs face à la montée de l'incertitude radicale), du mécanisme du multiplicateur (chute de la consommation venant aggraver l'effet dépressif de la chute de l'investissement) et de politiques publiques inadéquates (notamment les politiques d'austérité budgétaire qui aggravent les effets de la contraction de la demande privée). Voir Keynes, 1936.

<sup>31</sup> Société d'Etudes pour le Développement Economique et Social (Paris).

<sup>32</sup> Ses origines conceptuelles trouvent leurs racines dans la philosophie utilitariste de Bentham (1748-1832).

disponible, et raisonnons dans un cadre extrêmement simplifié, où  $n$  produits ( $j = 1, \dots, n$ ) peuvent être obtenus au cours d'une période déterminée à l'aide de  $m$  ressources primaires ( $i = 1, \dots, m$ ). Appelons  $a_{ij}$  le coefficient de conversion de ressource  $i$  en produit  $j$ , c'est-à-dire la quantité de ressource  $i$  nécessaire à la production d'une unité de produit  $j$ , et supposons pour simplifier que tous les coefficients de conversion sont fixes. Soit  $A$  la matrice ( $m \times n$ ) de ces coefficients,  $K = (k_1, \dots, k_m)$  le vecteur des quantités disponibles des  $m$  ressources primaires,  $X = (x_1, \dots, x_n)$  le vecteur des quantités produites des  $n$  biens et services au cours de la période, et  $u(X)$  la fonction d'utilité sociale, que nous supposons dépendante de ces quantités produites. Par souci de simplification encore, nous admettrons que cette fonction est linéaire, et nous l'écrivons sous la forme  $u(X) = UX$ , où le coefficient  $u_j$  du vecteur  $U = (u_1, \dots, u_n)$  représente la contribution d'une unité de produit  $j$  au bien-être social, c'est-à-dire son utilité marginale sociale.

Avec ces hypothèses et notations, le problème de maximisation du bien-être social peut s'écrire sous la forme du programme linéaire<sup>33</sup> suivant :

$$\begin{aligned} \text{Déterminer : } & X \\ \text{Tel que : } & UX \rightarrow \max. \\ \text{Sous : } & AX \leq K \\ & X \geq 0 \end{aligned}$$

Le programme dual s'écrit quant à lui :

$$\begin{aligned} \text{Déterminer : } & R \\ \text{Tel que : } & RK \rightarrow \min. \\ \text{Sous : } & RA \geq U \\ & R \geq 0 \end{aligned}$$

où  $R = (r_1, \dots, r_m)$  est le vecteur des variables duales associées aux  $m$  contraintes de disponibilités en ressources.

Les relations d'exclusion entre les deux programmes s'écrivent :

$$\begin{aligned} r_i(A_{ij}X - k_i) &= 0 & (i = 1, \dots, m) \\ (R_i - u_j)X_j &= 0 & (j = 1, \dots, n) \end{aligned}$$

où  $A_i$  et  $A_j$  représentent la  $i$ -ème ligne et la  $j$ -ème colonne de la matrice  $A$  respectivement. La première de ces relations signifie que si une ressource n'est pas pleinement employée à l'optimum, la variable duale qui lui est associée est nulle. La seconde relation signifie que, si l'utilité marginale sociale du bien  $j$  ne peut couvrir son coût en ressources primaires (évalué en termes de variables duales), ce bien ne doit pas être produit à l'optimum.

Dans cet exemple très simplifié, les coefficients  $u_j$  et les variables duales  $r_i$  représentent les prix de référence des  $n$  produits et des  $m$  ressources respectivement. Le prix de référence du produit  $j$  correspond par définition à l'utilité marginale sociale de ce produit, et le prix de référence de la ressource  $i$  correspond à la productivité marginale sociale de cette ressource. On montre en effet que :

$$r_i = \frac{u_j A_{ij}}{A_{ij}}$$

<sup>33</sup> La programmation linéaire est une méthode d'optimisation inventée en 1939 par l'économiste et mathématicien russe Kantorovitch (prix Nobel d'économie en 1975). Pour un exposé en français de sa théorie, cf. Kantorovitch, 1959. La grande popularité acquise par la programmation linéaire dans le domaine de la recherche opérationnelle tient pour une bonne part à la mise au point d'algorithmes de résolution efficaces pour les programmes linéaires, tels que le simplexe. L'ouvrage des trois économistes américains Dorfman, Samuelson et Solow (1958) propose une reformulation de la théorie néoclassique en termes de programmation linéaire.



où  $u^*$  représente la valeur optimale atteinte par la fonction d'utilité sociale.

En combinant les relations primal-dual, on obtient l'égalité suivante, vérifiée à l'optimum :

$$UX = RK$$

Connue sous le nom de théorème fondamental de dualité, cette égalité signifie qu'à l'optimum, le produit intérieur brut (exprimé en prix de référence) est égal au revenu national au coût des facteurs (exprimé lui aussi en prix de référence).

Dans son principe, l'utilisation des prix de références dans l'évaluation d'un projet suppose donc que, préalablement, le problème d'optimisation (à l'échelle nationale) permettant de calculer ces prix ait été résolu. Cette opération risque fort de se heurter à des obstacles rédhibitoires, tant du côté de la définition de la fonction-objectif que de l'écriture des contraintes du problème d'optimisation. Aussi, en pratique, recourt-on généralement à une série d'ajustements ponctuels apportés à la structure des prix effectifs, de façon à leur permettre de mieux refléter les valeurs « réelles » des ressources et des produits pour la société.

Ainsi, pour reprendre l'exemple de l'aménagement d'une pêcherie utilisé supra, si les pêcheurs n'ont aucune opportunité d'emploi en dehors de celui qu'ils occupent dans la pêcherie considérée, le coût d'opportunité de leur travail devra être fixé à zéro. De même, en cas de production marchande générant des effets externes, les prix des produits devront être corrigés pour tenter d'intégrer les effets externes associés (prix revus à la baisse en cas d'effets externes négatifs, à la hausse en cas d'effets externes positifs). Par ailleurs, face aux distorsions de prix résultant d'imperfections de la concurrence sur le marché intérieur et/ou d'interventions publiques<sup>34</sup>, les partisans des prix de référence recommandent généralement le recours aux prix internationaux (corrigés des coûts de transport) pour tous les biens et services faisant l'objet, ou susceptibles de faire l'objet d'exportations ou d'importations.

### 2.3.2 Méthode des effets

Contrairement à la méthode des prix de référence, la méthode des effets utilise les prix en vigueur pour l'évaluation économique des projets, ce qui, étant donné les nombreuses distorsions qui caractérisent ces prix, lui a valu de sévères critiques au nom de l'orthodoxie économique (voir par exemple Bénard, 1985). Elle n'en est pas moins largement pratiquée, sous des appellations diverses, dans de nombreuses études d'impact économique de projets.

La philosophie de cette méthode est de ne pas s'en tenir aux effets « primaires » du projet, mais de remonter la chaîne des causalités qui relie la mise en œuvre du projet considéré aux autres secteurs de l'économie (effets « secondaires »). En d'autres termes, même dans le cas d'un projet « marginal » (i.e. ne modifiant pas sensiblement la structure des prix relatifs), l'analyse de projet ne reste pas confinée au cadre de l'équilibre partiel, mais embrasse potentiellement l'ensemble du fonctionnement du système économique national<sup>35</sup>.

<sup>34</sup> Les deux phénomènes sont souvent liés : une entreprise peut d'autant plus facilement bénéficier d'une rente de monopole sur le marché intérieur qu'elle est protégée de la concurrence étrangère par des mesures protectionnistes (droits de douane, quotas d'importation, taux de change fixé à un niveau artificiellement bas...).

<sup>35</sup> Notons qu'il en va de même, selon des modalités différentes, pour la méthode des prix de référence, dans la mesure où ces prix sont en principe déterminés comme solution duale d'un programme d'optimisation à l'échelle nationale.

Ces effets secondaires sont de deux types (e.g. Lindberg, 2001) :

- Les effets liés au fonctionnement des filières de production, parfois qualifiés d'effets « indirects » (par opposition aux effets « primaires », également qualifiés de « directs ») ; il s'agit ici de prendre en compte les effets du projet sur les secteurs qui, en amont, fournissent les biens intermédiaires nécessaires au fonctionnement du projet ; ces effets peuvent être calculés à l'aide d'un tableau input-output, ou tableau des entrées-sorties (TES)<sup>36</sup>, moyennant des hypothèses sur la stabilité (ou l'évolution) des « coefficients techniques », c'est-à-dire des ratios entre les consommations intermédiaires et la production de chaque branche de l'économie. Ce type d'outil a été utilisé, par exemple, pour calculer les effets indirects de la fréquentation du Parc marin de la Grande Barrière de Corail en Australie (KPMG, 2000), ou encore les effets indirects d'une interdiction de pêche aux îles Hawaï (2009).
- Les effets, parfois appelés « induits », qui sont liés à la distribution de revenus aux personnes impliquées, de façon directe ou indirecte, dans le fonctionnement du projet ; il s'agit ici de prendre en compte le fait qu'une partie de ces revenus additionnels se traduit par des dépenses additionnelles de consommation finale, qui vont à leur tour alimenter des activités de production additionnelles. Le calcul de ces effets requiert en principe la connaissance de l'élasticité-revenu des différentes catégories de biens et services consommés par les ménages. A une échelle locale ou régionale, il peut s'appuyer sur les concepts et méthodes de la théorie de la « base » économique (concept introduit par W. Sombart en 1916)<sup>37</sup>. Selon cette théorie, développée par Hoyt (1939) et North (1955), il existe à l'échelle d'un territoire deux catégories d'activités productives, les activités « de base » qui produisent pour des débouchés extérieurs au territoire, et les activités « hors base » qui produisent pour la demande locale. Cette partition permet, à l'échelle d'un territoire, de calculer des coefficients d'induction (Bloomquist, 1988, Laurent, 1995 ; Tanguy et Boncœur, 1997 ; Vollet, 2007 ; Garrabé, 2008 ; Vollet et Bretière, 2008), utilisables pour le calcul des effets induits par le développement d'une activité « de base ».

Les trois types d'effets qui viennent d'être décrits sont généralement mesurés en termes de contribution au produit intérieur brut (PIB), c'est-à-dire de valeurs ajoutées<sup>38</sup>. Ils sont schématisés dans le tableau et le graphique ci-dessous :

Tableau 2 : Typologie des incidences d'un projet sur le PIB prises en compte par la « méthode des effets »

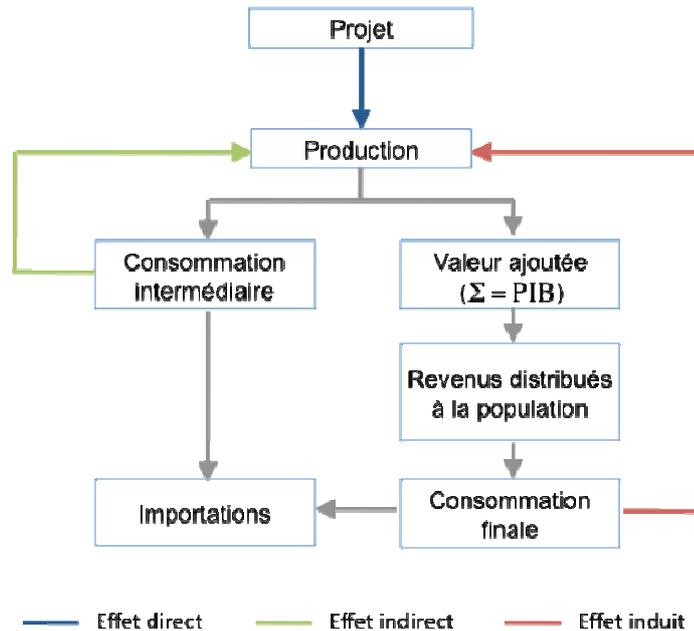
Effets primaires (ou directs)	Variation de la VA dans l'activité directement impactée par le projet	
Effets secondaires	indirects	Variation de la VA dans les activités fournissant des biens et services intermédiaires
	induits	Variation de la VA dans les activités fournissant des biens et services de consommation finale

<sup>36</sup> Le père de la méthode input-output est l'économiste américain d'origine russe Wassili Léontief, prix Nobel d'économie en 1973 (Leontief, 1941). Pour une présentation de la méthode et de ses diverses possibilités d'utilisation, voir Leontief, 1986. Les tableaux input-output ont été incorporés dans les systèmes de comptabilité nationale qui se sont développés dans le monde entier au cours de la seconde moitié du XXème siècle.

<sup>37</sup> Krumme, 1968. Voir Davezies (2009) pour une discussion récente du concept de base économique.

<sup>38</sup> La valeur ajoutée d'une activité productive est la différence entre la valeur de sa production et celles de ses consommations intermédiaires (biens non durables et services extérieurs consommés dans la production). Le PIB est la somme des valeurs ajoutées.

Figure 16 : Articulation des effets directs, indirects et induits



A ces contributions au PIB, il est possible d'ajouter d'autres types d'effets, notamment sur l'emploi, sur l'équilibre des finances publiques (via les financements publics éventuellement accordés au projet et les recettes fiscales induites) et sur l'équilibre de la balance des transactions courantes (le projet peut se traduire par une augmentation des exportations ; en sens inverse, une partie des consommations intermédiaires et finales additionnelles suscitées par le projet peut être importée).

Comme le montre le schéma ci-dessus, la prise en compte des effets secondaires (indirects et induits) du projet repose sur deux boucles de rétroaction :

- une « boucle Leontief », qui caractérise les effets indirects : pour produire davantage de biens ou de services sous l'effet direct du projet, il faut utiliser davantage de consommations intermédiaires, qui doivent être produites (ou importées) ;
- une « boucle keynésienne », qui caractérise les effets induits : les revenus additionnels versés aux ménages se traduisent par une demande additionnelle de biens et services de consommation finale, qui doivent eux aussi être produits (ou importés).

Ces deux boucles interagissent, dans la mesure où les consommations finales additionnelles nécessitent elles-mêmes des consommations intermédiaires additionnelles, dont la production donne à son tour lieu à distribution de revenus additionnels aux ménages. Le mécanisme des deux boucles et de leur interaction peut être représenté à travers un jeu de multiplicateurs, vis-à-vis desquels les importations jouent comme autant de « fuites » (de même que pour l'épargne des ménages, dans le calcul des effets induits).

La philosophie d'ensemble de ce mécanisme se présente comme clairement keynésienne, dans la mesure où le fonctionnement des multiplicateurs n'est possible que si des capacités de production sont disponibles au sein de l'économie. Toutefois, la prise en compte de limitations sur les capacités de production (main d'œuvre, capital fixe, ressources naturelles) est possible. Dans ce cas, ce sont les importations qui jouent le rôle de variables d'ajustement. D'autres contraintes peuvent être imposées, notamment en matière d'endettement public et/ou extérieur.



## 3. Modélisation bioéconomique des AMP

La modélisation bioéconomique est l'un des outils susceptibles d'être utilisés dans le cadre de l'évaluation des effets socioéconomiques des AMP. A ce jour, cet outil a surtout été utilisé pour l'investigation des potentialités des AMP en tant qu'instruments de gestion des pêcheries. Après avoir introduit les notions de modélisation en économie et d'analyse bioéconomique, nous présenterons successivement la modélisation bioéconomique des pêcheries et ses applications au cas des AMP.

### 3.1 La modélisation en économie

Aujourd'hui fréquemment utilisé en économie comme dans beaucoup d'autres disciplines scientifiques, le terme « modèle » y désigne généralement l'expression d'une théorie en langage mathématique<sup>39</sup>, habituellement l'algèbre<sup>40</sup>. Un *modèle économique* constitue donc une représentation formalisée, à la fois simplifiée et cohérente, d'un phénomène économique. Il se compose :

- de *variables* représentant les objets sur lesquels porte la théorie (la consommation des ménages, le taux de chômage, la production halieutique locale...);
- d'*équations* (ou parfois d'inéquations), représentant les relations présumées par la théorie entre ces objets (entre taux d'inflation et taux de croissance de la masse monétaire; entre captures, effort de pêche et abondance de la ressource...)

Les variables d'un modèle se classent elles-mêmes en deux catégories :

- les variables *exogènes*, qui sont fixées à l'extérieur du modèle (i.e. qui ne sont pas expliquées par la théorie considérée);
- les variables *endogènes*, ou *inconnues du modèle*, qui sont déterminées par celui-ci à partir des relations qu'il postule et des valeurs qui ont été préalablement assignées aux variables exogènes.

Parmi les relations structurant un modèle économique, on peut distinguer :

- les *relations de définition*, qui traduisent simplement la définition d'un terme (par exemple l'épargne est égale à la différence entre revenu et consommation);

<sup>39</sup> Il vaut mieux éviter de confondre théorie et modèle, même si de nos jours les théories économiques sont, très souvent, directement exprimées sous forme de modèles. Une théorie se compose d'un jeu d'hypothèses et de déductions visant à rendre intelligibles une classe de phénomènes, et ces hypothèses et déductions ne sont pas nécessairement exprimées sous forme mathématique. Il n'y a quasiment aucune équation dans la *Théorie générale* de Keynes par exemple (1936), et l'inventeur du « modèle keynésien » présent dans tous les modèles macroéconomiques élémentaires n'est pas Keynes mais Hicks (1937). La modélisation, c'est-à-dire l'expression de la théorie en langage mathématique, présente d'importants avantages qui contribuent à expliquer sa popularité : facilité de combinaison d'un nombre important d'hypothèses, exploration de toutes les effets produits par la combinaison des hypothèses, détection aisée des sophismes, aptitude à la réalisation de simulations numériques. Mais ces avantages n'excluent pas quelques inconvénients, en particulier le caractère souvent réducteur des modèles : les modélisateurs ont naturellement tendance à laisser de côté tout ce qu'ils ne parviennent pas à exprimer aisément dans le langage formel qu'ils ont choisi. Par ailleurs, il est à peine besoin de souligner que la sophistication de la formalisation ne se confond pas avec la qualité du modèle : la complexité mathématique ne peut suppléer à une carence dans le choix des hypothèses.

<sup>40</sup> Certains modèles utilisent d'autres langages mathématiques, notamment la topologie (e.g. Debreu, 1959).

- les *relations institutionnelles*, qui traduisent l'application d'une norme légale ou réglementaire (par exemple, si la consommation est taxée à un taux déterminé, le montant des recettes fiscales que cette taxe permet de prélever est égale au produit de ce taux par la valeur totale de la consommation assujettie à la taxe) ;
- les *relations comptables*, qui traduisent un nécessaire équilibre entre plusieurs variables résultant de l'application des principes comptables (par exemple, l'équilibre macroéconomique des opérations sur biens et services, selon lequel la somme des ressources constituées par la production intérieure et les importations est égale à la somme des emplois constituée par la consommation intérieure, l'investissement intérieur<sup>41</sup> et les exportations).
- les *relations de comportement*, qui visent à décrire la façon dont se comportent les agents du système considéré (relation entre revenu et consommation des ménages par exemple).

Les relations de comportement constituent le « cœur » du modèle, car elles traduisent les hypothèses faites par son concepteur sur la façon dont se comporte la réalité qu'il cherche à représenter. Ces relations ne s'imposent pas avec la force de l'évidence : elles doivent être *testées*, c'est-à-dire confrontées à la réalité empirique qu'elles prétendent saisir. Les économistes se heurtent ici à un problème, qui est la difficulté à réaliser des expériences « de laboratoire », c'est-à-dire des expériences contrôlées et reproductibles, en vue de tester leurs théories<sup>42</sup>. Cette difficulté, qui est souvent une impossibilité, résulte de la nature même de leurs investigations : on imagine mal, par exemple, le déclenchement d'une crise financière dans le but de vérifier si une théorie macroéconomique fonctionne bien. A défaut de pouvoir mener des expériences de laboratoire, les économistes se rabattent habituellement, lorsqu'ils veulent tester leurs théories, sur l'expérience *historique*, c'est-à-dire sur l'observation du passé : une « bonne » théorie économique est une théorie qui rend bien compte de ce qui s'est passé jusqu'à présent (ce qui ne garantit évidemment pas son aptitude à prédire ce qui va se passer demain). Pour traiter et analyser les données rétrospectives dont ils peuvent disposer, les économistes utilisent diverses méthodes statistiques regroupées sous le vocable *économétrie*<sup>43</sup>. L'objet de cette discipline est double : tester la vraisemblance des relations supposées par la théorie, et quantifier les paramètres intervenant dans ces relations (par exemple les paramètres de la relation revenu-consommation). En dépit d'une technicité aujourd'hui élevée, les méthodes économétriques ne parviennent pas toujours à départager clairement les théories concurrentes. Leur application est souvent limitée par l'insuffisance, quantitative et/ou qualitative, des données statistiques, et les relations entre variables à tester sont souvent perturbées par le jeu de facteurs difficilement contrôlables.

Les différents modèles utilisés en économie peuvent être classés selon plusieurs critères :

- Leur objet : on distinguera, par exemple, les modèles macroéconomiques et les modèles microéconomiques ; alors que les premiers visent à représenter le jeu des relations entre agrégats à l'échelle d'un pays ou d'une région (relation entre la création monétaire et le taux d'inflation par exemple), les seconds se concentrent sur le comportement des agents individuels (modèle d'équilibre du consommateur par exemple) .
- Leur horizon temporel : modèles de court terme (conjuncture) vs. modèles de long terme (croissance, développement).

<sup>41</sup> Y compris la variation de stocks.

<sup>42</sup> Une discipline spécialisée de développement récent, dite *économie expérimentale*, vise à combler cette lacune. Son champ d'application n'est toutefois pas général (il s'agit plutôt de tester des comportements microéconomiques), et ses présupposés font l'objet de débats (en particulier quant à la fiabilité des enseignements retirés des comportements observés, les « cobayes » sachant généralement qu'ils participent à une expérience et non à un épisode de la « vie réelle »).

<sup>43</sup> Du grec *metron*, mesure. Une technique de base de l'économétrie est la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO), qui vise à tester l'existence d'une corrélation linéaire entre variables.

- Leur inspiration théorique : en macroéconomie, on distinguera, par exemple, les modèles d'inspiration keynésienne<sup>44</sup> des modèles d'inspiration monétariste<sup>45</sup>.
- Leur rapport à la réalité empirique : alors qu'un modèle *théorique* (stricto sensu) est un modèle dont les relations n'ont pas fait l'objet de tests économétriques, un modèle *économétrique* est un modèle dont les relations ont été testées et les paramètres quantifiés à partir d'un matériau statistique donné<sup>46</sup>.

## Encart 1 : Quelques éléments de distinction entre modèles

La construction d'un modèle théorique ne conduit pas nécessairement à celle d'un modèle économétrique. Certains modèles sont purement théoriques, c'est-à-dire n'ont pas vocation à être testés économétriquement, soit parce que les faits qu'ils se proposent de représenter sont trop stylisés (concurrence pure et parfaite par exemple), soit parce que certaines des variables qu'ils comportent ne sont pas observables (utilité, anticipations...). La vocation de tels modèles est essentiellement heuristique et pédagogique, c'est-à-dire d'aider à la découverte et à la compréhension de mécanismes si possible non triviaux. C'est par exemple le cas du modèle d'équilibre général développé par Debreu (1959) dans son ouvrage précité.

D'autres critères de classification sont plus techniques :

- Distinction entre modèles statiques et modèles dynamiques :
  - Dans un modèle statique, toutes les variables se rapportent à la même période (s'il s'agit de flux) ou à la même date (s'il s'agit de stocks)<sup>47</sup>.
  - Dans un modèle dynamique, on introduit des décalages temporels entre certaines variables (par exemple, si l'on estime que la consommation des ménages au cours d'un mois donné dépend du revenu qu'ils ont perçu au cours du mois précédent)<sup>48</sup>.
- Distinction entre modèles de simulation et modèles d'optimisation :
  - Dans un modèle de simulation, la fixation des variables exogènes détermine de façon univoque les niveaux des variables endogènes, de telle sorte que l'on peut « simuler » le fonctionnement du système étudié pour différentes valeurs attribuées aux variables exogènes (construction de scénarios, du type : « que se passerait-il si le taux de pression fiscale augmentait de  $x\%$  ? », ou « que se passerait-il si le prix du baril de pétrole augmentait de  $y\%$  ? »). Formellement, le nombre de degrés de liberté dans un modèle de simulation est égal à zéro, ce qui exige que le nombre de variables endogènes soit égal au nombre d'équations du modèle.

<sup>44</sup> Selon la théorie keynésienne, le niveau du chômage dépend de celui de la demande effective, et le libre jeu du marché ne conduit pas spontanément au plein emploi. L'obtention de ce dernier requiert l'utilisation appropriée d'instruments de politique économique (politique budgétaire, politique monétaire).

<sup>45</sup> Selon la théorie monétariste développée par l'économiste américain Milton Friedman (1912-2006, prix Nobel d'économie en 1976), « l'inflation est partout, et toujours, un phénomène monétaire », et l'on ne peut durablement faire baisser le chômage au dessous d'un certain niveau, qualifié de « naturel » : toute tentative en ce sens débouche sur une inflation sans cesse accélérée.

<sup>46</sup> La distinction entre modèles théoriques et modèles économétriques peut prêter à confusion, en ce qu'elle peut laisser à croire que les seconds, à la différence des premiers, n'ont pas de contenu théorique. En réalité, tout modèle repose sur des présupposés théoriques, explicites ou non. Contrairement à une opinion naïve, « les faits ne parlent pas d'eux-mêmes » : pour devenir intelligibles, ils doivent être interprétés.

<sup>47</sup> Le terme *stock* désigne, en économie, toute grandeur mesurable à une date précise (la dette publique par exemple), alors que le terme *flux* désigne toute grandeur mesurable sur une période, c'est-à-dire un intervalle de temps (le déficit budgétaire par exemple).

<sup>48</sup> En ce qui concerne les modèles dynamiques, une seconde distinction doit être faite selon le mode de représentation formelle du temps. Dans les modèles en temps discontinu (ou discret), également appelés modèles de période, la variable temps prend des valeurs discontinues (généralement entières) : 0, 1, 2, 3... ; l'intervalle de temps qui sépare deux dates contiguës (0 et 1 par exemple) est appelé « période ». Dans les modèles en temps continu, la variable temps peut prendre

- Dans un modèle d'optimisation au contraire, il existe des degrés de liberté, i.e. la fixation des variables exogènes ne suffit pas à déterminer les valeurs des variables endogènes. Cela exige que le nombre d'équations soit inférieur au nombre de variables endogènes, ou encore que certaines équations soient remplacées par des inéquations (ce qui revient au même)<sup>49</sup>. La détermination des variables endogènes est alors obtenue par introduction d'une « fonction-objectif » qu'il convient d'optimiser (c'est-à-dire de maximiser ou de minimiser, selon le cas), tout en respectant les autres relations du problème (qualifiées de « contraintes »). Un modèle d'optimisation a toujours pour objet de déterminer « la meilleure situation possible », selon un critère prédéterminé, et compte tenu d'un ensemble de contraintes prédéterminées. Le modèle d'équilibre du consommateur est l'archétype des modèles d'optimisation : il s'agit de rechercher, pour un consommateur doté de goûts donnés et d'un budget donné, le « panier » de consommation maximisant sa satisfaction, compte tenu des prix des biens et services qu'il peut consommer. Dans le cas où toutes les fonctions intervenant dans un modèle d'optimisation sont des combinaisons linéaires des variables endogènes, le modèle porte le nom de programme linéaire<sup>50</sup>.

■ Distinction entre modèles déterministes et modèles stochastiques :

- Dans un modèle déterministe, rien n'est laissé au hasard : une fois le nombre de degrés de liberté ramené à zéro (ce qui, dans le cas d'un modèle d'optimisation, passe par la maximisation ou la minimisation de la fonction-objectif), la connaissance des valeurs attribuées aux variables exogènes permet de déduire de façon certaine (i.e. avec une probabilité égale à 1) les valeurs des variables endogènes.
- Dans un modèle stochastique au contraire, les variables endogènes ne sont connues qu'avec une probabilité inférieure à 1. Ce sont des *variables aléatoires*, c'est-à-dire des variables dont la valeur suit une loi de probabilité préétablie (loi normale par exemple). Dans de nombreuses circonstances, le passage d'un modèle déterministe à un modèle stochastique est censé accroître le réalisme de l'exercice de modélisation. Ainsi, la « nouvelle économie classique » qui s'est développée il y a une trentaine d'années en opposition à la macroéconomie keynésienne ambitionne-t-elle de régénérer l'ancienne théorie « classique » (pré-keynésienne) en abandonnant l'hypothèse d'information parfaite sur laquelle reposait cette dernière, et en traitant l'incertitude à l'aide de la théorie des « anticipations rationnelles »<sup>51</sup>. Selon cette théorie, formulée initialement par Muth (1961), les agents économiques forment leurs anticipations en faisant le meilleur usage possible de l'information disponible. Les événements incertains sont représentés sous forme de variables aléatoires, et les anticipations des agents sur ces événements sont assimilées aux espérances mathématiques de ces variables (de sorte qu'*en moyenne* les agents ne se trompent pas, ce qui conduit à réhabiliter, sous une forme renouvelée, nombre de théorèmes de l'ancienne théorie « classique »). Il convient de noter, toutefois, que ce genre de modèle est impuissant à saisir ce que l'on appelle parfois « l'incertitude

toute valeur réelle sur un intervalle donné. Cela revient à supposer que les stocks sont mesurables à tout instant  $t$ , et que les flux sont mesurables sur des intervalles de temps infiniment petits  $dt$  (à l'image de la vitesse instantanée affichée par le compteur d'un véhicule automobile).

<sup>49</sup> Remplacer une équation par une inéquation revient à introduire dans le modèle une inconnue supplémentaire, la variable d'écart permettant de saturer l'inéquation.

<sup>50</sup> L'intérêt pratique de cette classe de modèles est l'existence d'algorithmes efficaces de résolution numérique.

<sup>51</sup> Le recours à la théorie des anticipations rationnelles constitue la principale différence entre la « nouvelle économie classique » (Lucas, Barro, Grossman) et la théorie monétariste de Milton Friedman, dont par ailleurs elle est proche sur le plan doctrinal. Friedman avait en effet fondé son analyse des relations entre inflation et chômage sur l'hypothèse des anticipations dites « adaptatives », selon laquelle les agents forment leurs prévisions à partir de leurs prévisions antérieures, qu'ils corrigent progressivement au vu des erreurs constatées. Sous une forme dégradée parfois appelée « anticipations extrapolatives », la théorie des anticipations adaptatives est utilisée dans certains modèles bioéconomiques en vue de représenter le comportement des pêcheurs (choix de la zone de pêche par exemple).

radicale » (par opposition à l'incertitude modérée, ou risque), c'est-à-dire les événements incertains dont même la loi de probabilité n'est pas connue. Cette classe d'évènements est loin de jouer un rôle négligeable en économie, comme en témoignent les considérations développées par Keynes à l'appui de sa théorie de la préférence pour la liquidité.

## 3.2 L'analyse bioéconomique des pêches

Le terme « bioéconomie » désigne l'analyse économique appliquée aux activités productives qui opèrent sur des processus biologiques, telles que la foresterie, l'agriculture ou la pêche. Interdisciplinaire par nature, elle croise les concepts et méthodes de l'économie et de la biologie, en particulier, pour cette dernière, ceux de la *dynamique des populations*.

Bien que le terme soit récent, on peut considérer l'analyse bioéconomique comme assez ancienne, dans la mesure où les réflexions sur la dynamique des populations participent à l'émergence de l'économie politique classique à la charnière des XVIIIème et XIXème siècles. L'analyse de la croissance économique développée par les auteurs de cette école incorpore en effet une théorie démographique, formalisée par Malthus dans son *Essai sur le principe de population* (1798). Selon Malthus, toute population végétale ou animale a tendance à croître en progression géométrique<sup>52</sup> tant qu'elle n'est pas limitée par une contrainte environnementale (nourriture, espace, prédation...). Appliqué aux populations humaines, ce « principe de population » est à la base de la théorie classique du salaire naturel<sup>53</sup> et, combiné à la théorie des rendements décroissants du travail agricole formulée par Turgot (1768)<sup>54</sup>, il constitue le socle de la théorie ricardienne de la baisse du taux de profit et de l'état stationnaire comme horizon inéluctable de la croissance (Ricardo, 1817)<sup>55</sup>.

Toutefois, ce n'est pas avant la deuxième moitié du XXème siècle que se développe une véritable théorie bioéconomique de l'exploitation des ressources vivantes. Cette théorie utilise la pêche comme paradigme. Les travaux fondateurs sont ceux des économistes Gordon et Scott et du biologiste Schaefer (Gordon, 1954 ; Scott, 1955 ; Schaefer, 1957). Alors que les articles pionniers

<sup>52</sup> C'est-à-dire à taux constant. Dans son ouvrage, Malthus raisonne en temps discontinu, ce qui l'amène à utiliser le langage des suites (suite géométrique pour la population, suite arithmétique pour la production agricole). L'équivalent en temps continu d'une progression géométrique est une croissance exponentielle.

<sup>53</sup> Selon cette théorie, le salaire est inéluctablement ramené vers le minimum de subsistance par le mouvement démographique. Comme le notait déjà Smith dans sa *Richesse des nations*, cette conception laisse ouverte la question de la définition d'un « minimum de subsistance » pour les populations humaines (Smith, 1776).

<sup>54</sup> Selon Turgot, les doses supplémentaires de travail appliquées à la culture d'une terre donnée génèrent des suppléments de production de plus en plus faibles (en termes modernes, on dirait que la productivité marginale du travail est décroissante). Malthus transpose cette hypothèse en supposant que, lorsque le travail appliqué à la terre augmente en progression géométrique, la production agricole n'augmente qu'en progression arithmétique. Généralisée à un facteur de production quelconque, l'hypothèse de Turgot tient une place centrale dans le corpus de la théorie économique moderne. Elle joue par exemple un rôle fondamental dans le modèle de croissance de Solow, prix Nobel d'économie en 1987 (Solow, 1956). Les récentes théories de la *croissance endogène* (Barro, Lucas...) tentent de dépasser ce modèle en remettant en cause l'hypothèse de Turgot.

<sup>55</sup> Selon Ricardo, la croissance démographique qui va de pair avec la croissance économique exige la mise en culture de nouvelles terres et/ou l'intensification de l'exploitation des terres déjà cultivées. Mais le jeu des rendements décroissants ne peut manquer de faire croître les prix des produits agricoles, ce qui se répercute sur les salaires. Il en résulte une diminution à long terme du taux moyen des profits, c'est-à-dire un affaiblissement progressif du moteur de l'accumulation du capital et, partant, de la croissance économique. Largement disqualifiée, dès le milieu du XIXème siècle, par l'évidence selon laquelle le progrès technique était capable de contrecarrer durablement le jeu des rendements décroissants, cette analyse connaît (sous des formes nouvelles) un regain d'intérêt depuis le dernier tiers du XXème siècle, avec la prise de conscience croissante du caractère limité des ressources naturelles sur l'exploitation desquelles repose la croissance économique. Focalisées initialement sur l'épuisement des ressources non renouvelables (Meadows et al., 1972 ; mise à jour Meadows et al., 2004), les inquiétudes se sont élargies aux ressources renouvelables et aux capacités d'absorption de l'écosystème (pour une analyse économique des coûts du réchauffement climatique, voir Stern, 2006).

des années 1950 se situaient dans un cadre d'équilibre statique, l'ouvrage séminal du mathématicien Colin W. Clark (1976) donne une dimension véritablement dynamique à la théorie bioéconomique des pêcheries.

La focalisation de la théorie bioéconomique sur la question des ressources halieutiques s'explique par la particularité des problèmes économiques que pose leur exploitation.

Jusqu'au XX<sup>ème</sup> siècle, les économistes ne se sont guère intéressés à cette question, car ils considéraient que les poissons dans la mer n'entraient pas dans la catégorie des ressources rares<sup>56</sup>. Traitant de la question des rendements décroissants dans l'agriculture, Alfred Marshall se demande, dans ses *Principes d'économie politique*, si l'on retrouve un semblable phénomène dans le cas de la pêche. Se référant à une opinion alors commune, il évoque l'immensité des océans et la prolificité des poissons pour mettre en doute cette possibilité. Avec prudence, il note toutefois que « les opinions diffèrent » sur ce sujet, des baisses significatives de productivité ayant déjà été constatées dans certaines pêcheries fortement exploitées, « en particulier par des chalutiers à vapeur ». Et il conclut que « la question est importante, car la population mondiale sera, dans l'avenir, fortement affectée [...] par la disponibilité en poisson » (Marshall, 1890/1920, livre IV, chap. III)<sup>57</sup>.

Un siècle après Marshall, la rareté des ressources halieutiques est supportée par des évidences empiriques massives (voir par exemple Troadec *et al.*, 2003). Il en résulte une reconnaissance, largement partagée, du fait que l'exploitation de ces ressources doit s'accompagner de leur *gestion*. Appelée « aménagement des pêcheries » dans la terminologie de la FAO, cette gestion présente des spécificités qui résultent de celles des ressources sur lesquelles elle porte.

En effet, les ressources halieutiques sont non seulement des ressources renouvelables, mais aussi des *ressources communes*<sup>58</sup>. Par ce terme, les économistes désignent la réunion de deux caractéristiques quelque peu contradictoires : au sens économique, une ressource dite « commune » est à la fois *indivise et soustractive* (Berkes *et al.*, 1989 ; Ostrom, 1990<sup>59</sup>). Le premier de ces deux qualificatifs traduit le fait qu'il est en pratique très difficile de répartir *ex ante* une telle ressource entre exploitants : la pêche ne dispose pas d'équivalent du cadastre ou du fil de fer barbelé et, comme le notait naguère un ministre soviétique des affaires étrangères dans un rare mouvement de bonne humeur, « les poissons, comme les prolétaires, ne connaissent pas de frontières ». Par ailleurs, les ressources halieutiques ont un caractère soustractif, ce qui signifie simplement que le poisson capturé par un pêcheur n'est plus disponible pour un autre : la pêche, comme l'activité minière, est une activité « extractive », c'est-à-dire procède par prélèvement sur la ressource qu'elle exploite.

L'aspect le plus connu de l'aménagement des pêcheries est la *politique de conservation* des ressources, qui repose aujourd'hui sur un arsenal diversifié de mesures visant à limiter le prélèvement global sur les stocks (« total autorisé de captures », limitation du nombre de navires et du temps de pêche annuel...) et à assurer une certaine sélectivité des captures (tailles minimales de captures, réglementation des engins de pêche, fermetures saisonnières, protection des zones de nourricerie...). Cette politique trouve sa justification la plus évidente dans le caractère *renouvelable* des ressources halieutiques : pour qu'une exploitation durable de ces

<sup>56</sup> En revanche, la rareté des poissons d'eau douce était déjà un fait bien établi.

<sup>57</sup> Ce même auteur s'est intéressé de près la formation des prix du poisson en criée, qui lui sert à illustrer sa théorie « symétrique » de la valeur (Ibid., livre V, chap. V).

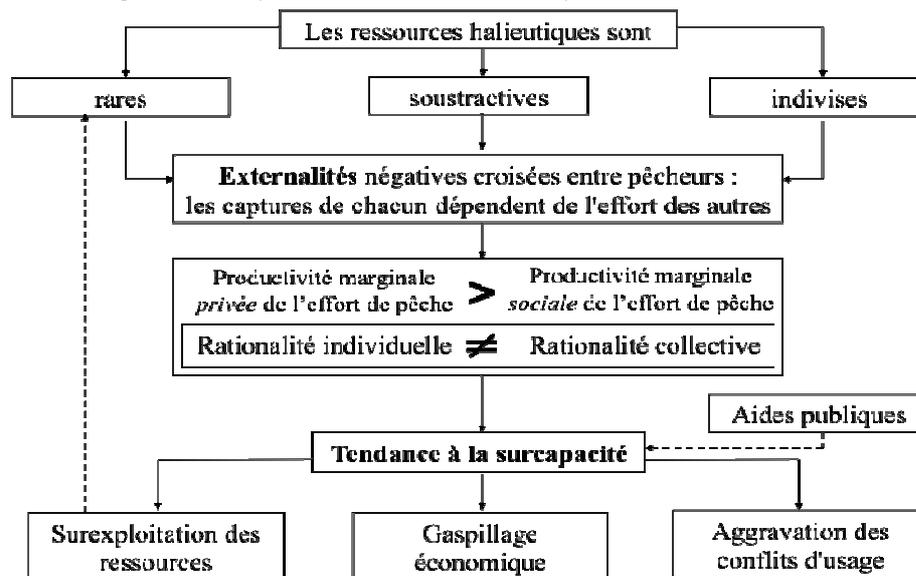
<sup>58</sup> Ce caractère n'est pas spécifique aux milieux aquatiques : la description du mécanisme de la « tragédie des communs » par Hardin (1968) s'appuyait sur un exemple de pâturages. Il y est toutefois beaucoup plus systématique qu'en milieu terrestre, pour des raisons matérielles : les enclosures ou le marquage du bétail peuvent difficilement trouver leur équivalent en mer.

<sup>59</sup> Politologue de formation, Elinor Ostrom a reçu (avec Oliver Williamson) le prix Nobel d'économie en 2009 « pour son analyse de la gouvernance économique, en particulier des ressources communes ».

ressources soit possible, il faut que leur renouvellement soit assuré dans de bonnes conditions, ce qui nécessite des niveaux et des modes d'exploitation adéquats.

Mais le caractère renouvelable des ressources halieutiques ne suffit pas à justifier les politiques de conservation. En agriculture également, les terres cultivables sont des ressources dont le renouvellement de la capacité productive peut être mis en danger par des pratiques d'exploitation inadéquates. Ce risque n'appelle pourtant pas des politiques publiques aussi systématiques que dans le secteur des pêches<sup>60</sup>. L'explication de cet écart tient à l'autre caractéristique des ressources exploitées par la pêche, c'est-à-dire au caractère *commun* de ces ressources. L'agriculteur qui endommage la capacité productive de ses terres par une exploitation inadéquate est généralement la première victime de son propre comportement, ce qui, au moins dans certaines circonstances, peut être considéré comme une incitation puissante à préserver cette capacité productive<sup>61</sup>. En revanche, le pêcheur qui pêche trop ou mal n'est qu'une victime parmi d'autres (généralement fort nombreuses) de ses propres pratiques. Et surtout, quelles que soient ses pratiques personnelles, il subit lui-même les conséquences de celles des autres pêcheurs exploitant la même ressource que lui. Désigné par les économistes sous le nom d'*effet externe*, ou *externalité*, ce phénomène est de nature à compromettre la bonne conservation des ressources (c'est le sens de la parabole de la « tragédie des communs » de Hardin), et explique l'existence très générale de mécanismes de régulation collective visant à préserver les stocks exploités par la pêche. Le schéma ci-dessous synthétise le raisonnement sous-tendant cette conclusion.

Figure 17 : Le problème économique de la pêche : vue schématique



Le terme « productivité marginale de l'effort de pêche » apparaissant dans le schéma ci-dessus désigne le supplément de capture généré par la mise en œuvre d'une unité d'effort

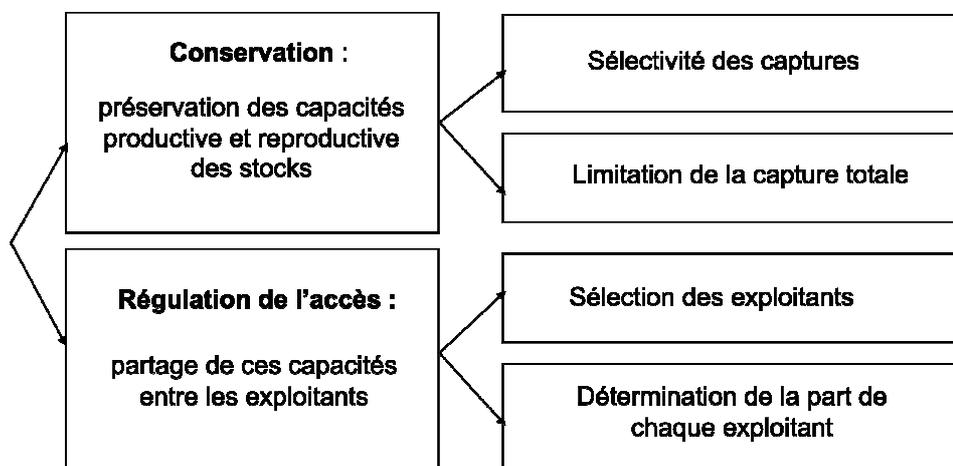
<sup>60</sup> Très développée dans le secteur agricole, l'intervention publique y a généralement pour objet principal d'assurer le soutien des marchés et de protéger les agriculteurs nationaux de la concurrence étrangère.

<sup>61</sup> Pour plusieurs raisons, il ne s'agit pas d'une garantie absolue. Si l'agriculteur n'est pas propriétaire de la terre qu'il exploite, son droit d'utilisation de celle-ci doit être exclusif et non précaire. Par ailleurs, il convient que son taux d'actualisation (ou taux de dépréciation du futur) ne soit pas trop élevé, ce qui suppose notamment qu'il ne vive pas dans la misère, et que le taux d'intérêt auquel il peut emprunter de l'argent (ou, éventuellement, placer ses liquidités) ne soit pas trop élevé. Enfin, il est nécessaire que ses propres pratiques ne soient pas susceptibles d'affecter les conditions d'exploitation des autres agriculteurs du voisinage, et réciproquement (il existe aussi des externalités en agriculture, même si elles sont moins systématiques qu'en pêche).

supplémentaire (toutes choses égales par ailleurs). La productivité marginale *privée* représente le supplément de capture *pour celui qui augmente son effort*, alors que la productivité marginale *sociale* représente l'effet de cette même opération *sur le volume global de capture de la pêche*. La différence entre les deux résulte de l'externalité entre exploitants de la ressource commune : le supplément de captures de celui qui augmente son effort s'effectue en partie au détriment des captures des autres, de sorte que la productivité marginale privée est supérieure à la productivité marginale sociale de l'effort. Dans un système non-coopératif, c'est la première, et non la seconde, qui oriente les décisions individuelles, d'où la tendance à la surcapacité : le niveau global d'effort résultant de la juxtaposition des décisions individuelles non concertées est chroniquement supérieur à ce qu'il devrait être du point de vue d'une gestion efficace de la pêche, entraînant à la fois gaspillage économique, surexploitation biologique et aggravation des conflits d'usage. En l'absence d'une réponse adéquate, ces problèmes ont tendance à s'aggraver d'eux-mêmes : le découplage entre rationalité individuelle et rationalité collective s'accroît au fur et à mesure que la ressource se raréfie, en même temps qu'il contribue à accélérer cette raréfaction.

Les politiques de conservation des ressources halieutiques font aujourd'hui l'objet de vifs débats. Pour certains, leurs résultats souvent décevants constituent l'argument principal en faveur du recours aux AMP comme outil d'aménagement des pêcheries. Cependant, les critiques adressées à ces politiques ne sont pas totalement justifiées car, bien souvent, ce qui leur est reproché est d'échouer à résoudre un problème qui n'entre pas dans leur champ : par nature, les politiques de conservation (« conventionnelles » ou non) ne s'attaquent pas à la racine du problème de la surcapacité, qui réside dans les externalités entre exploitants d'une ressource commune. Cette mission incombe à un autre volet de l'aménagement des pêcheries, qui est la politique de *régulation de l'accès aux ressources* (fig. suivante).

Figure 18 : Les deux fonctions de l'aménagement des pêcheries



Il apparaît de plus en plus clairement que les causes d'inefficacité de nombreux systèmes d'aménagement des pêcheries, et en premier lieu de leur incapacité à régler durablement la question de la surcapacité, sont à rechercher en priorité du côté des mécanismes de régulation de l'accès (Troadec et Boncœur, 2003 ; Costello et al., 2008). Quels que soient leurs mérites propres, les mesures de conservation, « conventionnelles » ou non, voient leur efficacité considérablement réduite tant que des mécanismes efficaces de régulation de l'accès aux ressources communes que sont les stocks halieutiques ne sont pas mis en place.



Etant donné la diversité des pêcheries à travers le monde, ces questions ouvrent un champ d'investigation considérable à l'analyse bioéconomique. En essor rapide depuis une cinquantaine d'années, celle-ci connaît actuellement une mutation, en phase avec l'évolution des préoccupations à l'échelle de la société. Au concept traditionnel d'exploitation de ressources considérées comme des entités isolées les unes des autres, se substitue progressivement celui de gestion d'écosystèmes, considérés comme des ensembles de populations et d'habitats entretenant des relations d'interdépendance et fournissant une pluralité de services qu'utilisent diverses activités humaines, dont la pêche<sup>62</sup>. Ce changement de paradigme contribue notamment à expliquer l'intérêt porté aux AMP en tant qu'instruments d'aménagement des pêcheries. Il constitue cependant un véritable défi. Défi d'ordre scientifique, dans la mesure où les écosystèmes marins et les services qu'ils rendent sont des systèmes complexes et mal connus, mais aussi défi d'ordre politique, qui renvoie à la capacité concrète des sociétés humaines à réguler les usages interdépendants d'un ensemble diversifié de services écosystémiques. A cet égard, on peut s'inquiéter de l'ampleur du décalage entre affichages et réalisations : même un problème relativement simple sur le plan technique, comme la réduction des surcapacités, est loin d'avoir été résolu dans la majorité des pêcheries mondiales (y compris celles des pays industrialisés – voir par exemple CE, 2009). Gérer de façon satisfaisante les écosystèmes marins alors que ce préalable n'est pas satisfait peut apparaître comme une gageure. La question des AMP ne peut être abordée sérieusement sans faire référence à ce contexte.

### 3.3 La modélisation bioéconomique

On peut définir un modèle bioéconomique comme une représentation simplifiée et formalisée de processus biologiques et économiques en interaction. Un tel modèle est habituellement composé de trois modules interdépendants :

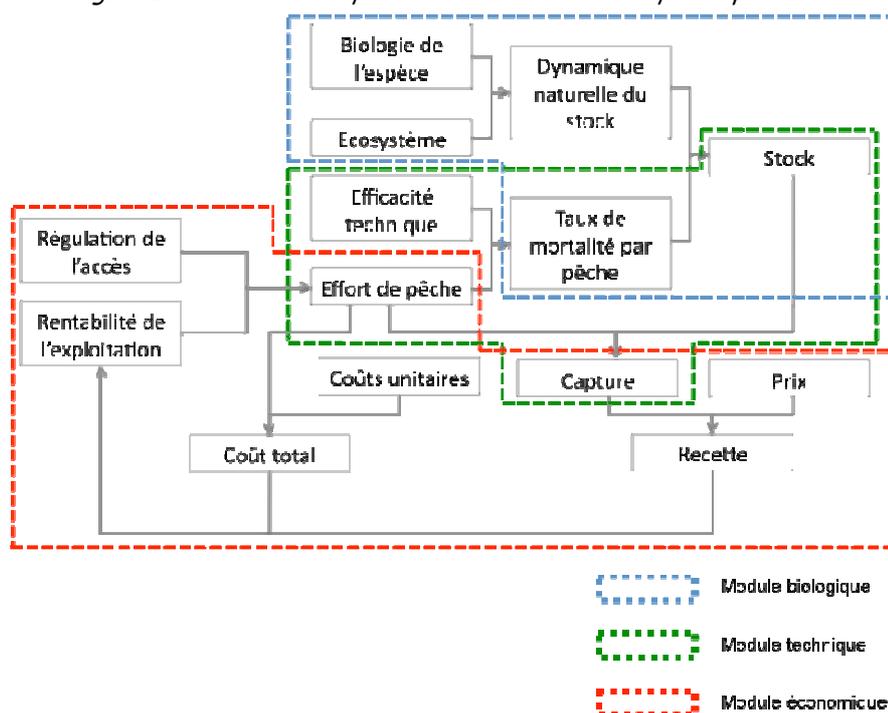
- un module biologique décrivant les processus bio-écologiques à l'œuvre ;
- un module technique décrivant la façon dont les activités humaines interagissent avec ces processus ;
- un module économique décrivant les résultats de ces activités en termes de coûts et bénéfiques, ainsi que les effets en retour de ces résultats sur les activités.

La théorie bioéconomique des pêcheries qui se développe à partir du milieu du XXème siècle se présente d'emblée sous forme de modèles. On trouvera dans Hannesson (1993) une présentation des principaux modèles bioéconomiques « standard » appliqués à la pêche. Le schéma ci-dessous présente les principales relations caractérisant ce type de modèle.

<sup>62</sup> Sur le plan conceptuel, cette mutation est du même ordre que celle qui, en économie, consiste à passer d'une analyse du fonctionnement des marchés en termes d'équilibre partiel à une analyse en termes d'équilibre général. Il n'est pas sans intérêt de relever que la théorie walrasienne de l'équilibre général (Walras, 1875) a été formulée *avant* la théorie marshallienne de l'équilibre partiel (Marshall, 1890). Quel que soit la supériorité conceptuelle de la première sur la seconde, la puissance de cette dernière tient à ses nombreux champs d'application pratique, qui font largement défaut à la première (phénomène que n'est pas encore parvenu à inverser le développement récent de « modèles d'équilibre général calculable »).

« Volet Socio-économie »

Figure 19 : Vue schématique d'un modèle bioéconomique de pêche



**Commentaire :**

- Les entrées du module biologique sont d'une part les facteurs biologiques et écologiques expliquant la dynamique naturelle du stock, d'autre part les taux de mortalité par pêche (taux global ou taux différenciés par classe d'âge). Les sorties de ce module sont les niveaux de biomasse en fin de période (biomasse globale ou biomasses par classe d'âge).
- Les entrées du module technique sont d'une part les niveaux de biomasse en début de période, d'autre part les facteurs expliquant les taux de mortalité par pêche (effort de pêche<sup>63</sup> et capturabilité<sup>64</sup>, éventuellement différenciée par classe d'âge). Les sorties sont les volumes de capture réalisés au cours de la période (capture globale ou par classe d'âge).
- Les entrées du module économique sont les déterminants de la rentabilité de l'exploitation (captures, niveaux d'effort, prix et coûts unitaires) et les facteurs institutionnels régulant l'accès à la pêche. En sortie, on obtient le niveau d'effort à la période suivante.

Depuis les articles fondateurs des années 50, la modélisation bioéconomique s'est complexifiée (intégration de la dynamique, du caractère stochastique du recrutement, du caractère plurispécifique de nombreuses pêcheries, spatialisation, prise en compte de comportements diversifiés des exploitants...), a exploré de nouveaux champs (prise en compte d'usages et d'outils de régulation diversifiés...) et a produit de nombreux modèles appliqués, visant à rendre compte du fonctionnement de pêcheries concrètes. Cependant, elle reste encore peu appliquée en tant qu'outil d'aide à la décision et, pour l'essentiel, l'aménagement des pêcheries continue à s'appuyer (dans le meilleur des cas) sur des modèles strictement biologiques (pour une description de ces modèles, voir Mesnil, 2003).

<sup>63</sup> L'effort de pêche est en principe un indice synthétisant l'action des différents facteurs de production mis en œuvre par les pêcheurs pour exploiter la ressource (capital, travail). Sa détermination pratique peut s'avérer délicate, et des doutes ont été émis quant à la cohérence même du concept d'effort de pêche, dans la mesure où sa définition rigoureuse suppose que la fonction de capture respecte des conditions mathématiques (séparabilité) qui ne sont pas forcément réunies dans le monde réel (Hannesson, 1983).

<sup>64</sup> Le coefficient de capturabilité est le taux de mortalité infligé au stock (ou à une cohorte) par une unité d'effort de pêche. Il dépend de l'efficacité technique de l'exploitation, et de l'accessibilité de la ressource.

A titre d'illustration, on présente ci-dessous le modèle de base de la théorie bioéconomique des pêches, dit « modèle de Gordon-Schaefer ». Ce modèle donne une représentation extrêmement simplifiée de l'activité halieutique, qui ne permet généralement pas le passage à des applications concrètes, mais présente un intérêt heuristique et pédagogique certain (beaucoup de modèles plus sophistiqués produits depuis un demi-siècle sont dérivés du modèle de Gordon-Schaefer, notamment en ce qui concerne les AMP – voir infra).

### 3.3.1 Hypothèses

- H1. Un seul stock est considéré (modèle monospécifique).
- H2. Ce stock est traité comme une entité homogène (modèle global)<sup>65</sup>.
- H3. Sa biomasse évolue de façon continue au cours du temps, sous l'effet de sa dynamique naturelle et de la mortalité par pêche (modèle en temps continu).
- H4. L'environnement naturel dans lequel évolue le stock n'est pas perturbé, et le niveau de la biomasse du stock détermine à chaque instant son flux d'accroissement naturel (modèle autorégénérant)<sup>66</sup>.
- H5. Cette détermination s'effectue avec une probabilité égale à 1 (modèle déterministe).
- H6. La variation naturelle du stock est soumise à une régulation densité-dépendante (loi logistique)<sup>67</sup> : le taux d'accroissement naturel de la biomasse est représenté comme une fonction linéaire décroissante du ratio de la biomasse à la capacité de charge de l'écosystème<sup>68</sup> (pour des variantes de cette loi et leurs conséquences sur la dynamique naturelle du stock, voir Clark, 1976/1990, chapitre 1).
- H7. Le stock est exploité par une flottille homogène de bateaux de pêche commerciale, et l'action combinée des facteurs mis en œuvre à cet effet par les pêcheurs est représentée par un indice d'effort de pêche (fonction de capture séparable).
- H8. La capture par unité d'effort (CPUE) est proportionnelle à la biomasse exploitable (coefficient de capturabilité constant).
- H9. Le prix unitaire au débarquement et le coût unitaire de l'effort de pêche sont exogènes (pêcherie de petite taille par rapport aux marchés).
- H10. L'analyse est menée en termes de statique comparative, c'est-à-dire à niveau de biomasse stabilisé, en négligeant les phases transitoires<sup>69</sup>.
- H11. Le niveau d'effort déployé dans la pêcherie est gouverné par la rentabilité de l'exploitation et par le régime de régulation de l'accès.
- H12. Le modèle n'est pas spatialisé.

<sup>65</sup> Par opposition aux modèles structuraux, ou analytiques, qui décomposent le stock en classes d'âge (cf. par exemple Mesnil, 2003). Une des faiblesses des modèles globaux, par rapport aux modèles structuraux, est leur incapacité à représenter les phénomènes de surexploitation de croissance, et l'impact des mesures techniques « visant à modifier le diagramme d'exploitation (maillage des filets, etc.).

<sup>66</sup> Cette hypothèse est forte. Elle suppose en effet, notamment, l'existence d'une relation stock-recrutement qu'il est souvent difficile de retrouver (même de façon stochastique) dans les situations concrètes, car le recrutement est généralement très dépendant des conditions environnementales pendant la phase larvaire (Ibid.).

<sup>67</sup> Elaborée en 1838 par le statisticien belge Verhulst, la loi logistique endogénéise la contrainte environnementale dans le modèle de Malthus : le taux de croissance intrinsèque du modèle de Verhulst, qui caractérise la croissance naturelle de la population lorsque les conditions environnementales ne sont pas contraignantes (capacité de charge infinie) n'est autre que le taux de croissance naturel du modèle malthusien.

<sup>68</sup> C'est-à-dire de la biomasse d'équilibre maximale que peut supporter l'écosystème.

<sup>69</sup> Le fait de ne pas prendre en compte les phases transitoires est évidemment très critiquable d'un point de vue pratique, mais, compte tenu du niveau de stylisation où se situe par ailleurs l'analyse, il reste admissible compte tenu des propriétés de stabilité du modèle.

En ce qui concerne la régulation de l'accès à la ressource (cf. H11), seuls deux régimes seront considérés ici : le libre accès et un régime permettant de maximiser la rente halieutique, définie comme l'écart entre la valeur du poisson débarqué et le coût total de l'effort de pêche. Ce second régime correspond au cas de l'exploitant unique étudié par Scott dans son article de 1955. Dans le cas généralement plus réaliste où le stock est exploité par plusieurs pêcheurs, la maximisation de la rente peut être obtenue à l'aide d'un système de quotas individuels, sous réserve que le TAC soit fixé au niveau adéquat<sup>70</sup>. Si le nombre d'exploitants est limité mais pas les captures individuelles, on montre que l'équilibre bioéconomique (équilibre de Nash) occupe une position intermédiaire entre l'équilibre de libre accès et l'équilibre de maximisation de la rente, d'autant plus proche du libre accès que le nombre de pêcheurs autorisés à exploiter le stock est élevé.

### 3.3.2 Variables

#### VARIABLES ENDOGENES

X	Biomasse du stock
$dX/dt$	Surplus de biomasse par unité de temps
N	Surplus naturel
F	Taux de mortalité par pêche
E	Effort de pêche
Y	Production halieutique (captures)
R	Rente halieutique

#### VARIABLES EXOGENES ET PARAMETRES

K	Capacité de charge
r	Taux de croissance intrinsèque
q	Coefficient de capturabilité
P	Prix unitaire au débarquement
C	Coût unitaire de l'effort de pêche (coût d'usage et d'opportunité du travail et du capital employés par les pêcheurs <sup>71</sup> , rapporté à la quantité d'effort total)

<sup>70</sup> Pour une vue des débats récents autour de cette question, voir Bromley (2009), et la réponse de plusieurs économistes des pêches dans le même numéro de la revue Fisheries.

<sup>71</sup> Le *coût d'usage* d'un facteur est la perte de valeur qui résulte de son utilisation (consommations intermédiaires, amortissement du capital fixe). Le *coût d'opportunité* d'un facteur représente le revenu net qu'aurait pu percevoir son propriétaire s'il avait affecté ce facteur à un autre usage (c'est-à-dire le revenu alternatif auquel il renonce en affectant le facteur à l'usage considéré). Le coût d'opportunité du capital est en général estimé en multipliant la valeur des immobilisations par un taux d'intérêt à long terme. Si le marché du travail est concurrentiel et fonctionne à l'équilibre, le coût d'opportunité du travail peut être assimilé au salaire. Cette assimilation n'est pas acceptable en cas de chômage massif : le coût d'opportunité du travail peut être proche de zéro s'il n'y a pas de possibilités d'emploi alternatives à l'occupation actuelle.

### 3.3.3 Equations du modèle

#### MODULE BIOLOGIQUE

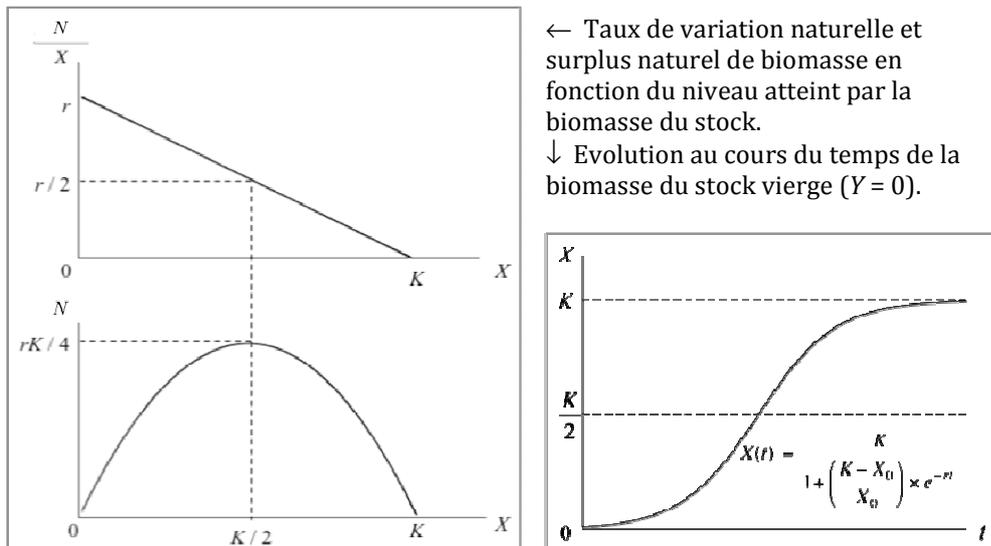
(1) Dynamique du stock : 
$$\frac{dX}{dt} = N - Y$$

La variation du stock est, par définition, égale à l'écart entre sa variation naturelle et le volume de capture réalisé par les pêcheurs.

(2) Dynamique naturelle : 
$$\frac{N}{X} = r \left( 1 - \frac{X}{K} \right) \Leftrightarrow N = rX \left( 1 - \frac{X}{K} \right)$$

La variation naturelle du stock suit une loi logistique (H6): le taux d'accroissement naturel ( $N/X$ ), proche du taux intrinsèque  $r$  lorsque la biomasse  $X$  est faible par rapport à la capacité de charge  $K$ , décroît linéairement lorsque  $X$  augmente, et tend vers zéro lorsque  $X$  tend vers  $K$ . Par suite, le flux d'accroissement naturel (ou surplus naturel de biomasse)  $N$  est une fonction quadratique concave de  $X$  ( $N$  est maximal lorsque  $X = K/2$ ).

Figure 20 : Dynamique naturelle du stock : loi logistique



(3) Mortalité par pêche : 
$$F = \frac{Y}{X} \Leftrightarrow Y = FX$$

Par définition, le taux de mortalité par pêche est le rapport du volume de capture à la biomasse du stock exploité. On peut donc exprimer le volume de capture comme le produit de la biomasse par le taux  $F$ .

(4) Equilibre biologique : 
$$\frac{dX}{dt} = 0$$

Par définition, la biomasse du stock est en équilibre (H10) lorsque sa variation est nulle.

## MODULE TECHNIQUE

(5) Fonction de capture : 
$$q = \frac{F}{E} \Leftrightarrow F = qE$$

Par définition, le coefficient de capturabilité est le rapport entre le taux de mortalité par pêche et l'effort de pêche. Ce coefficient étant supposé constant (H8), on en déduit que le taux de mortalité par pêche est proportionnel à l'effort de pêche.

*Nota :* le taux  $F$  est par définition égal à  $Y/X$  (cf (3)). En remplaçant  $F$  par  $Y/X$  dans l'égalité ci-dessus et en réarrangeant les termes, on obtient ( $Y/E = qX$ ), égalité traduisant l'hypothèse selon laquelle la CPUE ( $Y/E$ ) est proportionnelle à la biomasse du stock ( $X$ ).

## MODULE ECONOMIQUE

(6) Rente halieutique : 
$$R = PY - CE$$

Par définition, la rente halieutique est égale, à l'équilibre, à la différence entre la valeur des captures et le coût de l'effort de pêche.

(7) Equilibre bioéconomique :

(7a) Cas du libre accès : 
$$\tilde{R} = 0$$

En cas de libre accès à la pêcherie, une rente positive attire de nouveaux exploitants. Symétriquement, en cas de rente négative, des exploitants quittent la pêcherie. L'équilibre bioéconomique de libre accès est donc atteint lorsque la rente est nulle<sup>72</sup>.

(7b) Cas de la maximisation de la rente : 
$$R^* = \max_E R$$

Dans le 2<sup>ème</sup> scénario, l'effort d'équilibre est celui qui maximise la rente.

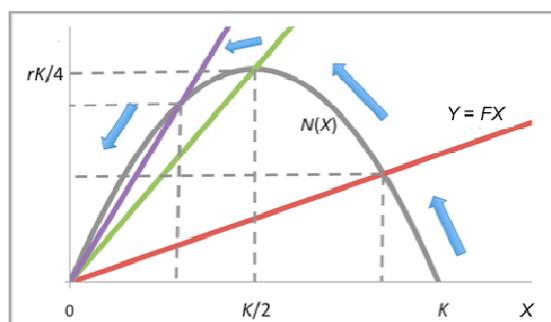
### 3.3.4 Fonctionnement du modèle

#### EQUILIBRE BIOLOGIQUE (POUR UN NIVEAU D'EFFORT EXOGENE DONNE)

En combinant l'équation de dynamique du stock (1) et la condition d'équilibre biologique (4) on obtient : (8) 
$$N = Y$$

A l'équilibre, le surplus naturel de biomasse compense juste le prélèvement opéré par les pêcheurs. Selon la relation (2), ce surplus  $N$  est une fonction quadratique de la biomasse  $X$  et, selon (3), le volume de capture  $Y$  est une fonction linéaire de  $X$ , pour un taux de mortalité par pêche donné (ce taux est la pente de la droite d'équation  $Y = FX$ ).

Figure 21 : Modèle de Gordon-Schaefer : relation entre production soutenable et biomasse d'équilibre selon le niveau du taux de mortalité par pêche (taux croissant dans le sens des flèches)



<sup>72</sup> La rente d'équilibre peut devenir négative si l'effort de pêche est subventionné (cas non traité ici).

Le graphique ci-dessus représente ces deux fonctions (la relation  $Y = FX$  est représentée pour trois valeurs différentes de  $F$ ). Pour un taux  $F$  donné, la condition (8) signifie que le point d'équilibre se situe à l'intersection de la courbe  $N(X)$  et de la droite  $Y = FX$ . Lorsque le stock n'est pas exploité ( $F = 0$ ), la droite  $Y = FX$  se confond avec l'axe des abscisses et le point d'équilibre a pour coordonnées ( $X = K, Y = N = 0$ ). Si, à partir de cette situation, on fait croître progressivement  $F$ , il en résulte une rotation de la droite  $Y = FX$  dans le sens inverse des aiguilles d'une montre (cf. flèches sur le graphique) et un déplacement du point d'équilibre le long de la courbe  $N(X)$ . La biomasse d'équilibre (abscisse du point d'équilibre) diminue et tend vers zéro. Dans le même temps, la capture d'équilibre (ordonnée du point d'équilibre) commence par croître puis, lorsque la biomasse d'équilibre tombe au-dessous du seuil ( $X = K/2$ ) correspondant à l'abscisse du sommet de la courbe  $N(X)$ , elle devient décroissante et tend vers zéro : dans cette seconde phase, plus le taux de mortalité par pêche est élevé, plus la capture d'équilibre est faible. En effet, selon la loi logistique, lorsque la biomasse  $X$  devient inférieure au seuil ( $X = K/2$ ), le surplus naturel  $N$  varie dans le même sens que  $X$  (voir supra). Dès lors, toute augmentation du taux de mortalité par pêche, en faisant baisser la biomasse  $X$ , fait également baisser le surplus naturel de biomasse  $N$  et, par suite, la capture d'équilibre  $Y$ .

Il en résulte que la capture d'équilibre est maximale lorsque la biomasse est juste égale au seuil  $K/2$ . Cette *production maximale soutenable* (fréquemment désignée par son sigle anglais MSY) correspond au sommet de la parabole  $Y = N(X)$ , et est égale à :

$$(9) \quad MSY = \frac{rK}{4}$$

En combinant (8) avec (2) et (3), on obtient la relation entre taux de mortalité par pêche et biomasse d'équilibre :

$$(10) \quad X = K \left( 1 - \frac{F}{r} \right)$$

Il ressort de la relation ci-dessus qu'une biomasse d'équilibre positive ne peut exister que si le taux de mortalité par pêche ( $F$ ) reste inférieur au taux de croissance intrinsèque de la biomasse ( $r$ ), ce que nous supposons par la suite<sup>73</sup>.

Considérons maintenant la fonction de capture (5). En rapprochant cette fonction de (10), on peut exprimer la biomasse d'équilibre comme une fonction linéaire décroissante de l'effort de pêche :

$$(11) \quad X = K \left( 1 - \frac{qE}{r} \right)$$

Il existe donc une biomasse d'équilibre positive sous réserve que  $E$  soit inférieur à  $r/q$  (condition équivalente à  $F < r$ , compte tenu de (5)).

En rapprochant (5) de la définition du taux de mortalité par pêche (3), on obtient une nouvelle expression de la fonction de capture :

$$(12) \quad Y = qEX$$

<sup>73</sup> Dans le cas où  $F = r$ , l'analyse dynamique du modèle montre que l'équilibre biologique ( $X = 0$ ) n'est qu'asymptotique, i.e. ne peut être atteint que lorsque  $t \rightarrow \infty$ . En d'autres termes, on peut maintenir le stock en dessous d'un niveau arbitrairement faible  $\varepsilon$  en lui appliquant de façon permanente un taux de mortalité par pêche au moins égal au taux de croissance intrinsèque  $r$ , mais l'éradication complète du stock est impossible. En effet, lorsque la biomasse tend vers zéro, la CPUE tend elle-même vers zéro, de sorte que l'éradication complète nécessiterait un niveau d'effort infiniment grand.

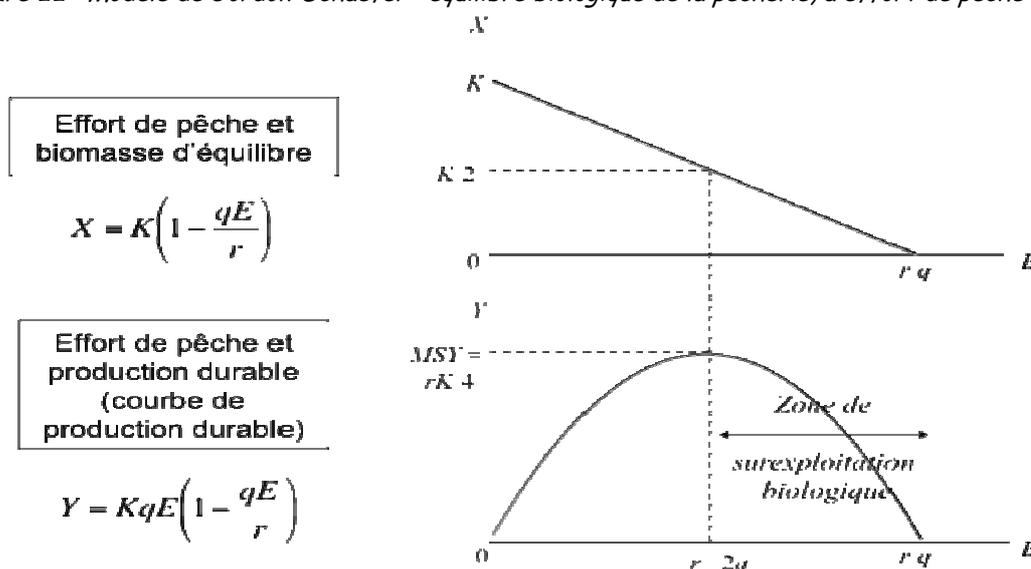
En combinant cette égalité avec (11), on peut ensuite exprimer la production d'équilibre en fonction de l'effort de pêche :

$$(13) \quad Y = KqE \left( 1 - \frac{qE}{r} \right)$$

La production d'équilibre est donc une fonction quadratique de l'effort, passant par un maximum (MSY) lorsque  $E = r/2q$  (soit :  $F = r/2$ ), niveau d'effort amenant la biomasse d'équilibre au seuil  $K/2$  pour lequel  $N(X)$  est maximal.

Le graphique ci-dessous visualise les relations (11) et (13) entre effort de pêche, biomasse et production d'équilibre (ou production durable). Lorsque l'effort de pêche dépasse le niveau pour lequel la production durable est maximale (MSY), la pêcherie entre dans une zone où la production d'équilibre est une fonction décroissante de l'effort, situation considérée par les biologistes comme caractéristique d'un stock surexploité.

Figure 22 : Modèle de Gordon-Schaefer : équilibre biologique de la pêcherie, à effort de pêche donné

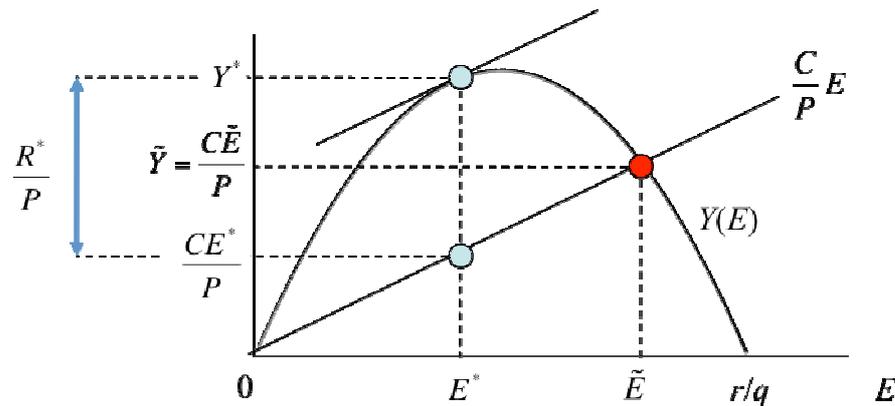


## EQUILIBRE BIOECONOMIQUE

Dans les situations d'équilibre décrites ci-dessus, l'effort de pêche est exogène : on détermine, pour un niveau d'effort  $E$  donné, les niveaux de biomasse et de capture compatibles avec la condition d'équilibre (équation (4)). Le module économique du modèle n'intervient pas dans cette détermination. On passe d'un équilibre *biologique* à un équilibre *bioéconomique* en endogénéisant l'effort de pêche, ce qui nécessite le recours au module économique. Le graphique ci-dessus visualise cette opération, dans le cas de l'équilibre de libre accès et dans le cas de l'équilibre de maximisation de la rente. La courbe  $Y(E)$  est la courbe de production durable déjà représentée sur la figure 6, et la droite  $CE/P$  représente le coût réel total de l'effort de pêche<sup>74</sup> selon le niveau d'effort.

<sup>74</sup> Le coût « réel » de l'effort est exprimé, non en termes monétaires (ou « nominaux »), mais en termes de produit. On obtient le coût réel en divisant le coût nominal par le prix unitaire du produit.

Figure 23 : Equilibre bioéconomique de la pêche, en libre accès (point rouge) et en régime de rente maximale (points bleus)



Dans le régime de libre accès, la dissipation totale de la rente symbolisée par la relation (7a) signifie que la valeur du poisson débarqué est intégralement absorbée par le coût de l'effort de pêche. Cette condition est visualisée sur le graphique par le point rouge correspondant à l'intersection de la courbe de production durable et de la droite de coût réel total de l'effort. L'abscisse de ce point correspond au niveau d'effort d'équilibre de libre accès ( $\tilde{E}$ ). Son ordonnée correspond à la fois au niveau de production d'équilibre de libre accès ( $\tilde{Y}$ ) et au coût réel total de l'effort en équilibre de libre accès ( $C\tilde{E}/P$ ). Selon la valeur du coût unitaire  $C/P$  (pente de la droite de coût réel total de l'effort), le niveau d'effort d'équilibre de libre accès peut être inférieur, égal ou supérieur au niveau correspondant au MSY ( $E_{MSY} = r/2q$ ). Dans le cas où l'effort d'équilibre de libre accès est supérieur à celui qui permet d'obtenir le MSY, le stock est surexploité. Ce cas, visualisé sur le graphique, se produit lorsque le coût réel unitaire de l'effort tombe en dessous d'un certain seuil ( $Kq/2$ ), d'autant plus élevé que le coefficient de capturabilité est élevé. En d'autres termes, l'efficacité technique de la pêche accroît le risque de surexploitation de la ressource lorsque celle-ci est laissée en libre accès.

En cas de maximisation de la rente, la condition (7b) est satisfaite lorsque la productivité marginale de l'effort de pêche ( $dY/dE$ ) est égale à son coût réel unitaire ( $C/P$ ). Graphiquement, cela signifie que le niveau d'effort optimal<sup>75</sup> ( $E^*$ ) est l'abscisse du point de la courbe de production durable où la tangente à cette courbe est parallèle à la droite de coût réel total de l'effort (point bleu le plus haut sur le graphique). L'ordonnée de ce point donne le niveau de production optimal ( $Y^*$ ), et l'ordonnée du point de la droite de coût réel total de l'effort ayant également  $E^*$  pour abscisse (point bleu le plus bas sur le graphique) donne le niveau du coût réel total optimal ( $CE^*/P$ ). L'écart entre les ordonnées de ces deux points est égal à la rente halieutique maximale ( $R^*/P$ ). L'effort optimal  $E^*$  est nécessairement inférieur à l'effort d'équilibre de libre accès ( $E^* < \tilde{E}$ )<sup>76</sup> et, contrairement à ce dernier, il reste toujours inférieur au seuil correspondant au MSY ( $E^* < E_{MSY}$ ), même si le coût réel unitaire de l'effort de pêche devient extrêmement faible. Lorsque ce coût tend vers zéro,  $E^*$  tend vers  $E_{MSY}$  par la gauche, et la production  $Y^*$  maximisant la rente halieutique se rapproche du MSY, sans l'atteindre. Ainsi,

<sup>75</sup> Le terme « optimal » désigne ici les valeurs d'équilibre des variables du modèle correspondant à la maximisation de la rente halieutique. Cette désignation a fait l'objet de critiques car il s'agit d'une rente *non actualisée*. Si le coût d'opportunité du capital n'est pas nul, il convient d'actualiser le flux de rentes généré au cours du temps par la pêche, ce qui implique une analyse *dynamique* en termes de commande optimale (Clark, 1976). L'application de ce type d'analyse au modèle de Gordon-Schaefer montre que la pêche converge vers un point d'équilibre localisé entre le point d'équilibre de libre accès et le point de maximisation de la rente non actualisée, et d'autant plus proche de ce dernier que le taux d'actualisation est faible (Ibid.).

<sup>76</sup> Dans le modèle de Gordon-Schaefer, on a  $E^* = \tilde{E}/2$ . En revanche, la production optimale  $Y^*$  peut, selon les circonstances, être supérieure, égale ou inférieure à la production d'équilibre de libre accès ( $\tilde{Y}$ ).

même avec un coût réel de l'effort de pêche très faible et une technique d'exploitation très efficace, l'équilibre de maximisation de la rente halieutique ne peut jamais conduire à la surexploitation de la ressource (il faudrait que  $C/P$  soit négatif). Cette différence illustre l'importance du régime de régulation de l'accès.

**Remarque :**

Le critère économique de maximisation de la rente halieutique d'équilibre est *plus conservateur*, sur le plan biologique, que le critère du MSY, habituellement considéré comme le critère d'une bonne gestion biologique des ressources halieutiques. En effet, la relation ( $E^* < E_{MSY}$ ) implique, compte tenu de (11), que ( $X^* > X_{MSY}$ ), c'est-à-dire que la biomasse d'équilibre en régime de rente d'équilibre maximale est plus importante que la biomasse d'équilibre en régime de MSY<sup>77</sup>.

Le tableau ci-dessous présente les valeurs d'équilibre des variables endogènes du modèle (taux de mortalité par pêche, biomasse, production, effort de pêche, rente halieutique), dans le cas de l'équilibre bioéconomique de libre accès (symbolisé par un tilde) et dans le cas de l'équilibre bioéconomique de maximisation de la rente halieutique (symbolisé par une étoile). Les graphiques représentent l'influence du coefficient de capturabilité sur ces valeurs d'équilibre dans chacun des deux scénarios de gestion (courbes rouges pour le libre accès, courbes bleues pour la maximisation de la rente). L'intérêt de cette représentation graphique tient au fait que le coefficient de capturabilité augmente avec l'efficacité technique de l'exploitation. L'augmentation de ce coefficient peut donc être prise comme un indicateur du progrès technique dans la pêcherie, de sorte que les graphiques décrivent la façon dont évolue l'équilibre bioéconomique de la pêcherie sous l'influence du progrès technique.

<sup>77</sup> Cette conclusion est remise en cause si l'on prend comme critère d'optimalité le flux intertemporel de rentes actualisées. Pour un taux d'actualisation élevé et/ou un coût réel de l'effort faible, l'effort vers lequel converge la pêcherie gérée selon ce critère peut être plus élevé que l'effort correspondant au MSY : dans ce cas, l'optimalité économique peut aller de pair avec la surexploitation au sens biologique du terme (Clark, 1976). Toutefois, selon une récente analyse menée sur un échantillon diversifié de pêcheries, cette éventualité serait peu probable, la biomasse d'équilibre correspondant à la maximisation du flux de rentes actualisées étant généralement supérieure à celle qui assure le MSY, même avec des taux d'actualisation élevés (Grafton *et al.*, 2007).

Tableau 3 : Modèle de Gordon-Schaefer : valeurs d'équilibre bioéconomique selon le régime d'accès à la ressource et influence du progrès techniques sur ces valeurs

Variable	Valeur d'équilibre selon le régime d'accès	Evolution en fonction de l'efficacité technique de l'exploitation <sup>1</sup>
Taux de mortalité par pêche	○ Libre accès	
	○ Max. rente	
Biomasse	○ Libre accès	
	○ Max. rente	
Production	○ Libre accès	
	○ Max. rente	
Effort de pêche	○ Libre accès	
	○ Max. rente	
Rente réelle	○ Libre accès	
	○ Max. rente	
Valeur seuils	$q_0 = \frac{C}{KP}$ $q_1 = \frac{2C}{KP}$ $q_2 = \frac{3C}{KP}$ $MSY = \frac{rK}{4}$	

<sup>1</sup> Ligne rouge = libre accès. Ligne bleue = maximisation de la rente.

Quel que soit le régime d'accès, il existe un niveau minimal d'efficacité technique ( $q_0$ ) en dessous duquel le stock n'est pas exploité. Passé ce seuil, le stock commence à être exploité et, dans les deux scénarios de gestion, le progrès technique induit une hausse du taux de mortalité par pêche (premier graphique), qui entraîne à son tour une diminution de la biomasse d'équilibre (deuxième graphique).

Toutefois, dès lors qu'il est positif, le taux de mortalité par pêche est systématiquement plus élevé en régime de libre accès qu'en régime de maximisation de la rente d'équilibre, de sorte que la biomasse d'équilibre est systématiquement plus faible dans le premier cas que dans le second.

En outre, lorsque le coefficient de capturabilité tend vers l'infini, la biomasse d'équilibre tend vers zéro en régime de libre accès, alors qu'elle tend vers le niveau correspondant au MSY en régime de maximisation de la rente.

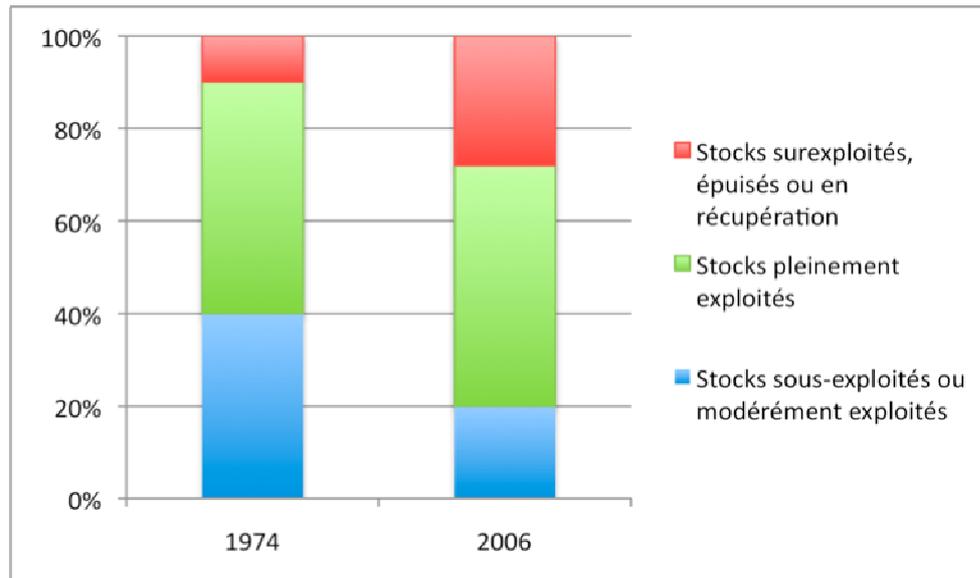
Par suite, l'évolution des captures sous l'effet du progrès technique est fortement contrastée selon que la pêcherie est en libre accès ou gérée de manière optimale (3<sup>ème</sup> graphique). Dans le premier cas, la production d'équilibre augmente d'abord rapidement avec le coefficient de capturabilité, atteint le MSY lorsque ce coefficient atteint un seuil  $q_1$ , puis décroît et tend vers zéro lorsque  $q$  tend vers l'infini (paradoxe du progrès technique en régime de libre accès). Dans le second cas, l'augmentation de la production sous l'effet du progrès technique est, dans un premier temps, moins rapide qu'en régime de libre accès. En revanche, la production augmente de façon monotone avec l'efficacité technique de l'exploitation et, passé un seuil  $q_2$ , elle devient supérieure à la production d'équilibre de libre accès. Elle tend vers le MSY lorsque  $q$  tend vers l'infini.

L'effort de pêche (3<sup>ème</sup> graphique) subit deux influences contradictoires lorsque le coefficient de capturabilité augmente : cette augmentation signifie, par définition, une diminution du volume d'effort nécessaire pour obtenir un certain taux de mortalité par pêche (cf. relation (5)) mais, dans le même temps, elle induit une hausse du taux de mortalité par pêche (cf. premier graphique du tableau). Ce phénomène se manifeste quel que soit le régime d'accès à la ressource, et, dans les deux cas, les deux influences contradictoires qu'exerce le progrès technique sur l'effort se traduisent par une hausse suivie d'une baisse de l'effort d'équilibre : dans un premier temps, l'effet de hausse du taux de mortalité par pêche l'emporte sur l'effet de baisse de l'effort nécessaire à l'obtention d'un certain taux de mortalité par pêche puis, passé un seuil  $q_1$ , le mouvement s'inverse et l'effort de pêche tend vers zéro.

En régime de libre accès, l'accroissement de l'efficacité technique de l'exploitation est impuissante à générer durablement de la rente (4<sup>ème</sup> graphique) : toute augmentation de la capturabilité suscite une variation de l'effort d'équilibre telle que la variation de la production est exactement compensée par la variation du coût réel total de l'effort. En régime de maximisation de la rente en revanche, le progrès technique permet d'augmenter la rente halieutique. Lorsque le coefficient de capturabilité tend vers l'infini, le coût réel de l'effort de pêche tend vers zéro, de sorte que la rente réelle en vient à absorber la plus grande part de la production. Elle tend donc vers le MSY.

Le modèle de Gordon-Schaefer représente le fonctionnement des pêcheries de façon extrêmement simplificatrice. Il n'en capture pas moins certains aspects majeurs du fonctionnement des pêcheries réelles. Dans leur majorité, ces pêcheries sont, à l'échelle mondiale, dans une situation plus proche du modèle du libre accès que de celui de la maximisation de la rente, et le mouvement de basculement dans la surexploitation sous l'effet de l'accroissement de l'efficacité technique que décrit le modèle pour ce type de pêcheries semble corroboré par les faits (figure suivante).

Figure 24 : Comparaison de l'état des stocks halieutiques en 1974 et en 2006 (FAO, 2008)



### 3.4 La modélisation bioéconomique appliquée aux aires marines protégées

Depuis une quinzaine d'années, les modèles bioéconomiques sont utilisés dans l'analyse économique du rôle des aires marines protégées (AMP) comme outil d'aménagement des pêcheries. Cette situation contraste fortement avec l'analyse des autres fonctions des AMP, pour laquelle la modélisation bioéconomique est beaucoup moins développée.

Nous présentons ci-dessous les principaux types de modèles bioéconomiques utilisés pour l'analyse des incidences des AMP sur la pêche. Nous illustrerons ensuite une partie des questions relatives au rôle potentiel des AMP dans l'aménagement des pêcheries à l'aide d'un modèle bioéconomique simple.

#### 3.4.1 Une typologie des modèles bioéconomiques d'AMP

Les modèles bioéconomiques d'AMP peuvent être classés en deux catégories. Les modèles de la première catégorie sont directement dérivés des modèles bioéconomiques standard représentant le fonctionnement d'une pêcherie en termes spatialement non-explicites. Il s'agit le plus souvent de modèles d'équilibre considérant un seul stock et un seul métier, et fondés sur une hypothèse implicite d'homogénéité spatiale. Leur objet principal est de caractériser la façon dont la pêche est impactée par la mise en réserve d'un espace représentant une proportion donnée d'une zone antérieurement ouverte aux pêcheurs. Ces modèles incluent généralement une fonction de transfert de biomasse, reposant sur la différence de densité entre réserve et zone de pêche et permettant de décrire un effet de débordement (*spillover*) de l'une vers l'autre. Les modèles de ce type peuvent être plus ou moins complexes, mais ils mettent généralement l'accent sur le fait que les effets biologiques et économiques de la création d'une AMP dépendent essentiellement d'un petit nombre de facteurs, tels que la taille de la réserve, la mobilité spatiale des poissons et le degré de contrôle du gestionnaire de la pêcherie sur l'effort de pêche. Ainsi,

Holland et Brazee (1996), faisant usage d'un modèle structural, montrent que la création d'une AMP peut élever le niveau de capture d'équilibre dans une pêcherie surexploitée, à condition que la tendance spontanée à l'accroissement de l'effort de pêche puisse être limitée (encadré 1).

Hannesson (1998) et Anderson (2002) utilisent quant à eux un modèle global pour questionner l'utilité d'une réserve dans un contexte déterministe, et sous hypothèse de libre accès à la zone de pêche. Sumaila (1998a) et Conrad (1999) caractérisent les bénéfices que peut procurer une réserve dans un contexte stochastique. Grafton *et al.* (2009) appliquent un modèle stochastique de contrôle optimal avec un processus de diffusion discontinu à la pêcherie de morue de Terre-Neuve et du Labrador.

Dans de tels modèles, les hypothèses habituelles de pêcherie monospécifique et d'homogénéité spatiale apparaissent souvent trop restrictives. Des modèles prenant en compte la complexité de la dynamique des écosystèmes conduisent à raffiner les conclusions relatives à l'incidence des AMP sur les pêcheries. Le modèle bioéconomique plurispécifique développé par Holland (2000) montre que cet impact peut varier fortement selon les espèces. Boncœur *et al.* (2002) montre que l'introduction d'une relation proie-prédateur peut conduire à des résultats contre-intuitifs lorsque le prédateur n'est pas une espèce commerciale. Introduisant l'hétérogénéité spatiale dans son modèle bioéconomique sous la forme de « points chauds » (*hot spots*), Schnier (2005) montre que la taille optimale de l'AMP dépend, non seulement de la capacité productive de la réserve et de celle des zones de pêche, mais aussi du degré d'hétérogénéité entre les deux zones. Armstrong (2007) présente un modèle incorporant un effet-habitat positif de la mise en réserve d'une zone.

Les modèles spatialement explicites forment la seconde catégorie de modèles bioéconomiques d'AMP<sup>78</sup>. Le papier séminal est dû à Sanchirico et Wilen (1999)<sup>79</sup>. Le principe de ces modèles est de représenter un ensemble de « métapopulations » réparties dans des zones distinctes (*patches*) mais interconnectées par des relations biologiques et écologiques (cf. l'exemple du modèle BEAMPA dans l'encadré 2).

Les modèles spatialement explicites sont le plus souvent plurispécifiques. Ils mettent l'accent sur la *localisation* et la *forme* des AMP, autant sinon plus que sur leur taille. Le choix de la localisation et de la forme de l'AMP doit intégrer les principaux processus océanographiques à l'œuvre dans la zone, les caractéristiques écologiques des habitats, l'échelle spatiale de la dispersion larvaire, mais aussi des facteurs socio-économiques. Simuler l'impact d'une AMP dans une zone déterminée à l'aide d'un modèle spatialement explicite, plutôt qu'à l'aide d'un modèle non explicite, est un choix qui n'est pas anodin, par exemple en ce qui concerne les niveaux d'effort de pêche optimaux, car les deux types de modèles ont des comportements qualitativement différents (Loisel et Cartigny, 2009). Pour le gestionnaire d'une pêcherie souhaitant connaître le rôle potentiel d'une AMP dans une zone déterminée, il est critique de savoir si, dans le cadre de la simulation, la zone a été artificiellement divisée en une réserve et une zone de pêche, ou si elle a été décomposée en entités dotées d'une dynamique écologique propre.

<sup>78</sup> En 2004, un numéro spécial de la revue *Marine Resource Economics* (vol. 19(1), 2004) a été consacré au thème en croissance rapide de la modélisation spatiale appliquée à l'économie des pêches.

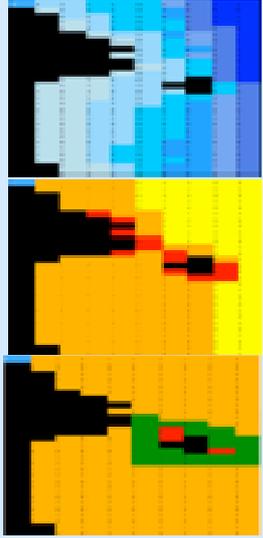
<sup>79</sup> Pour des développements ultérieurs des mêmes auteurs, voir Sanchirico et Wilen (2001), Sanchirico et Wilen (2002). Voir également Wilen *et al.* (2002), Smith et Wilen (2003), Holland *et al.* (2004), Smith et Wilen (2004), Sanchirico (2004), Sanchirico (2005), Sanchiro *et al.* (2006), Smith *et al.* (2009).

Encart 2 : modèle d'AMP de Holland et Brazee

Caractérisation rapide	<p>Modèle bioéconomique d'optimisation, dynamique, monospécifique et mono-activité (pêche professionnelle).          Les coûts de gestion de l'AMP ne sont pas pris en compte.          Fonction-objectif : valeur actualisée des rentes cumulées sur longue période (60 ans).</p>
Spatialisation	<p>Application empirique : pêcherie US de vivaneau du Golfe du Mexique.          Le modèle n'est pas spatialement explicite.          L'aire d'extension du stock ciblé par la pêche est supposée homogène.          Elle est partagée en deux fractions : réserve et zone de pêche.</p>
Dynamique spatio-temporelle	<p>La part de l'aire totale mise en réserve (S) est la variable instrumentale du modèle.          Modèle structuré en âge, à recrutement endogène. Le recrutement, la croissance individuelle et les migrations inter-zones sont supposés densité-dépendants.          L'effort de pêche, les prix et coûts unitaires sont exogènes et constants.          L'effort qui ne peut plus se déployer dans la zone mise en réserve se redéploie dans la zone de pêche, sans coût additionnel.</p>
Principales variables de sortie	<p>Par année : captures par classe d'âge, valeur débarquée et rente halieutique.          Sur l'ensemble de la période couverte : valeur actualisée des rentes cumulées.</p>
Types de scénarios réalisables	<p>Le modèle permet de tester l'impact des facteurs suivants sur l'efficacité de la réserve :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>■ mobilité de la ressource</li> <li>■ niveau de l'effort de pêche</li> <li>■ niveau du taux d'actualisation</li> <li>■ part de la zone totale mise en réserve</li> </ul>
Principaux résultats des simulations	<p>Il permet également d'évaluer au bout de combien d'années les effets positifs de la réserve l'emportent sur ses effets négatifs.</p> <p>La mise en réserve d'une partie de la zone initialement ouverte à la pêche induit, à court terme, une baisse des captures pour les pêcheurs (à effort constant). Il faut entre 6 et 9 ans pour que les captures retrouvent leur niveau antérieur.</p> <p>Plus la taille de la réserve est élevée, plus les baisses initiales de capture sont fortes, de sorte que la taille optimale de la réserve varie en sens inverse du taux d'actualisation.</p> <p>Les simulations réalisées suggèrent que les bénéfices de la réserve dus à la dispersion larvaire peuvent être plus importants que ceux qui sont liés à l'exportation de biomasse adulte (spillover). Mais ces effets biologiques sont mal documentés.</p> <p>La mise en réserve d'une partie de la zone de pêche initiale constitue un optimum de second rang lorsqu'on ne peut réduire l'effort au niveau maximisant la rente à long terme. La capacité de la réserve à générer de la rente dépend étroitement de la capacité du régulateur à prévenir un accroissement de l'effort de pêche.</p> <p>Plus l'effort est élevé, plus la réserve doit être importante (figure ci-dessous).</p> <p>Pour des niveaux d'effort très élevés, la mise en réserve d'une partie de la zone initialement ouverte à la pêche peut prévenir un effondrement de la pêcherie.</p>
Valeur actualisée nette des débarquements cumulés sur 60 ans, pour différentes tailles de réserve (axe horizontal) et différents niveaux d'effort (cartouche). S* indique la taille optimale de la réserve pour chaque niveau d'effort considéré (Holland et Brazee, 1996)	

Source : Holland D.S. et Brazee R.J. (1996)

Encart 3 : modèle BEAMPA (BioEconomic Analysis of Marine Protected Areas)

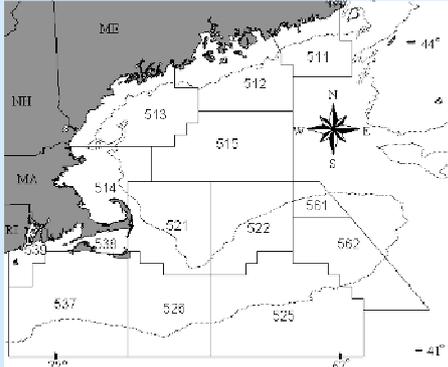
Caractérisation rapide	Modèle bioéconomique de simulation, dynamique, spatialement explicite, plurispécifique et pluri-activités (pêche et activités non-extractives à caractère récréatif). BEAMPA n'est pas un modèle écosystémique : pas de relations trophiques entre espèces.
Spatialisation	Grille de cellules contiguës, caractérisées par trois attributs permanents : bathymétrie moyenne, type d'habitat, type de protection (cf. ex. ci-dessous).  <p>Modele BEAMPA. Iles Medes. Bathymetrie (profondeur moyenne) Zones terrestres en noir</p> <p>Types d'habitat predominant : rouge = rochers orange = sables jaune = vaseux noir = zones terrestres</p> <p>Regimes de protection : rouge = reserve vert = zone-tampon orange = zone exterieure noir = zones terrestres</p>
Dynamique spatio-temporelle	Chaque cellule reçoit un ensemble d'attributs additionnels susceptibles de varier dans le temps : biomasse d'adultes et recrutement (par stock), distribution de l'effort de pêche (par flottille), fréquentation par les activités récréatives. Modèle partiellement structuré en âge (juvéniles / adultes) ; recrutement exogène. Redistribution de la biomasse adulte à la fin de chaque période entre cellules contiguës (si habitat adéquat) sur la base d'un algorithme densité-dépendant. Redistribution spatiale de l'effort de pêche à la fin de chaque période à partir d'une combinaison de 2 paramètres : « tradition » (tendance à maintenir la localisation existante de l'effort de pêche) et rentabilité (redistribution de l'effort entre cellules contiguës sur la base des différences de rentabilité constatées en fin de période). Evolution de la fréquentation par les activités écotouristiques : selon la qualité de l'écosystème, représentée par la biomasse de certaines espèces emblématiques.
Principales variables de sortie	Pour chaque période et chaque cellule : biomasse par espèce, effort de pêche par flottille, captures par espèce et flottille, bénéfices par flottille, fréquentation par les usagers récréatifs, bénéfices des opérateurs des activités récréatives.
Scénarios réalisables	BEAMPA permet de tester des hypothèses sur la mobilité spatiotemporelle des stocks et de l'effort, l'impact de mesures de protection sur les activités, la configuration de l'AMP.
Utilisation dans le cadre d'une ACA	Comparaison d'un scénario 0 (pas de protection) et d'un scénario 1 (protection d'un type déterminé dans une configuration spatiale donnée). Bénéfices pris en compte : revenus de la pêche et des activités récréatives. Coûts pris en compte : coûts de gestion de l'AMP.
Application à l'AMP des îles Medes (Espagne)	Réserve de pêche (93 ha), zone-tampon comportant des restrictions particulières sur la pêche (418 ha), zone extérieure où s'applique la réglementation de droit commun (4989 ha) ; 6 stocks halieutiques et deux flottilles de pêche artisanale ; 2 usages récréatifs (plongée et bateaux à fond de verre) ; grille : 28 × 10 cellules de 25ha chacune.
Principaux résultats des scénarios testés	La configuration existante produit des bénéfices difficilement détectables pour la pêche. Les bénéfices pour la pêche sont loin de couvrir les coûts institutionnels de la protection ; la prise en compte des bénéfices pour l'écotourisme fait apparaître un bilan positif. Le doublement de la taille de l'AMP n'aurait que des effets modérés sur la pêche mais augmenterait fortement le coût institutionnel de la protection. Il est recommandé d'effectuer un zonage permettant de séparer les activités.

Source : Maynou F. (2008)



Le développement de modèles spatialement explicites requiert une description réaliste des comportements microéconomiques, en termes temporels et spatiaux, afin d'expliquer la mobilité des flottilles (Holland, 2000; Chakravorty et Nemoto 2001; Smith et Wilen, 2003; Holland *et al.*, 2004; Valcic, 2009). Plusieurs techniques peuvent être mises en œuvre à cette fin. Les plus couramment utilisées sont les modèles de gravité (Caddy, 1975) et les modèles RUM (*random utility models* - Holland et Sutinen, 1999; Wilen *et al.*, 2002; Curtis et McConnell, 2004; Hutton *et al.*, 2004 – cf. encadré 3).

Encart 4 : modèle RUM (Random Utility Model) de répartition de l'effort de pêche

Caractérisation rapide	<p>Modèle économique de simulation, dynamique, plurispécifique, spatialement explicite, stochastique et individu-centré, visant à expliquer la répartition de l'effort des navires d'une flottille de pêche professionnelle par zone et par groupe d'espèces ciblé.</p> <p>Technique de simulation appliquée à un échantillon de marées individuelles : méthode des choix discrets, ou modèle d'utilité aléatoire (RUM en anglais).</p> <p>Cas d'étude : chalutiers de fond opérant dans les pêcheries de Nouvelle-Angleterre (USA). Analyse basée sur 39292 marées individuelles réalisées pendant la période 1990-1993.</p>																					
Spatialisation	<p>Le modèle prend en compte 14 zones de pêche et 13 ports ou groupes de ports.</p> <div data-bbox="373 562 821 929">  </div> <div data-bbox="831 577 1181 772"> <p><b>Les zones de pêche du modèle (Holland et Sutinen, 1999)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- 511 à 515 : Golfe du Maine</li> <li>- 521, 522, 525, 526, 561 et 562 : Georges Bank</li> <li>- 537 à 539 : Sud de la Nouvelle-Angleterre</li> </ul> </div>																					
Dynamique spatio-temporelle	<p>Pour chaque marée, le patron d'un navire est supposé faire un choix parmi un nombre donné de couples (zone de pêche / groupe d'espèces ciblé). L'alternative choisie est celle qui présente l'utilité anticipée la plus haute. L'utilité anticipée d'une alternative est une fonction linéaire d'un ensemble de facteurs observables et d'un terme d'erreur (facteur aléatoire). Les facteurs observables statistiquement significatifs sont les suivants :</p> <table border="1" data-bbox="373 1122 1345 1473"> <thead> <tr> <th>Facteur explicatif</th> <th>Effet attendu</th> <th>Commentaire</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Temps de route</td> <td>-</td> <td>Élément de coût</td> </tr> <tr> <td>Superficie de la zone</td> <td>+</td> <td>Diminue le risque d'encombrement</td> </tr> <tr> <td>Présence du navire dans la pêcherie dans le passé*</td> <td>+</td> <td>Meilleure information sur les conditions d'exploitation dans les zones déjà fréquentées, et/ou effet « tradition ».</td> </tr> <tr> <td>Chiffre d'affaires moyen par navire et par jour dans la pêcherie*</td> <td>+</td> <td>Proxy pour le CA anticipé (hypothèse des anticipations extrapolatives : le futur est extrapolé à partir du passé récent)</td> </tr> <tr> <td>Coefficient de variation du CA par navire et par jour dans la pêcherie*</td> <td>- ou +</td> <td>Facteur négatif si le pêcheur a une aversion pour le risque, positif s'il a un attrait pour le risque.</td> </tr> <tr> <td>Effort total dans la pêcherie*</td> <td>+</td> <td>Proxy pour la taille du stock dans la zone.</td> </tr> </tbody> </table> <p>* au cours des 10 derniers jours et un an auparavant.</p>	Facteur explicatif	Effet attendu	Commentaire	Temps de route	-	Élément de coût	Superficie de la zone	+	Diminue le risque d'encombrement	Présence du navire dans la pêcherie dans le passé*	+	Meilleure information sur les conditions d'exploitation dans les zones déjà fréquentées, et/ou effet « tradition ».	Chiffre d'affaires moyen par navire et par jour dans la pêcherie*	+	Proxy pour le CA anticipé (hypothèse des anticipations extrapolatives : le futur est extrapolé à partir du passé récent)	Coefficient de variation du CA par navire et par jour dans la pêcherie*	- ou +	Facteur négatif si le pêcheur a une aversion pour le risque, positif s'il a un attrait pour le risque.	Effort total dans la pêcherie*	+	Proxy pour la taille du stock dans la zone.
Facteur explicatif	Effet attendu	Commentaire																				
Temps de route	-	Élément de coût																				
Superficie de la zone	+	Diminue le risque d'encombrement																				
Présence du navire dans la pêcherie dans le passé*	+	Meilleure information sur les conditions d'exploitation dans les zones déjà fréquentées, et/ou effet « tradition ».																				
Chiffre d'affaires moyen par navire et par jour dans la pêcherie*	+	Proxy pour le CA anticipé (hypothèse des anticipations extrapolatives : le futur est extrapolé à partir du passé récent)																				
Coefficient de variation du CA par navire et par jour dans la pêcherie*	- ou +	Facteur négatif si le pêcheur a une aversion pour le risque, positif s'il a un attrait pour le risque.																				
Effort total dans la pêcherie*	+	Proxy pour la taille du stock dans la zone.																				
Variables de sortie Principaux résultats des simulations	<p>Effort mensuel agrégé par pêcherie (couple zone / groupe d'espèces).</p> <p>Pouvoir prédictif du modèle assez élevé, surtout à un niveau de spatialisation agrégé.</p> <p>Le principal facteur explicatif de l'allocation de l'effort par pêcherie est la présence antérieure dans la pêcherie. Les pêcheurs ont un comportement d'attrait pour le risque. Les autres facteurs ont un effet significatif et conforme aux prédictions, mais secondaire.</p>																					

Source : Holland D.S. et Sutinen J.G. (1999)

D'autres outils analytiques, tels que la théorie des jeux (Beattie *et al.*, 2002) ou la modélisation multi-agents (Soulié et Thébaud, 2006) peuvent également être utilisés pour simuler le comportement des pêcheurs



### 3.4.2 Résultats et questions sur les modèles bioéconomiques

La littérature bioéconomique a jusqu'ici fourni peu d'évidences concernant les bénéfices des AMP pour les pêcheurs. En revanche, elle a permis de clarifier certaines questions.

En théorie, les bénéfices en termes de conservation dérivés d'une AMP bien conçue et correctement mise en œuvre devraient se traduire par une augmentation des captures dans la zone de pêche voisine de la réserve (et parfois au-delà), l'emportant sur l'incidence négative de la réduction de la zone ouverte à la pêche. De plus, ils devraient améliorer la stabilité temporelle des captures, en rendant les stocks halieutiques moins vulnérables à la surpêche. Cet « effet-tampon » peut être considéré comme un bénéfice net pour les pêcheurs, sous réserve qu'ils aient une aversion au risque (Conrad, 1999; Strand, 2004). Ce n'est pas nécessairement le cas, au vu d'études sur la façon dont les pêcheurs choisissent leurs lieux de pêche (Holland et Sutinen, 1999; Dalton et Ralston, 2004; Smith et Wilen, 2004). Selon ces études, les bénéfices résultant de l'effet-tampon ne sont pas considérés comme suffisamment importants par les pêcheurs pour contrebalancer la perte d'une partie de leurs zones de pêche traditionnelles.

En ce qui concerne les prix au débarquement, la mise en œuvre d'une AMP peut avoir des conséquences diverses : un impact dû à la variation des quantités débarquées (si le marché est étroit), et un impact qualitatif, dû à un changement de composition par taille et par espèce des débarquements (Pauly *et al.*, 1998), ainsi qu'à une meilleure mise en marché. Les pêcheurs peuvent aussi tirer avantage de l'image « écologiquement correcte » de l'AMP pour vendre leurs captures à de meilleurs prix (Charles, 2001). Cependant, ces éventuels effets-prix des AMP ont été peu étudiés, et les modèles font le plus souvent l'hypothèse de prix exogènes.

La création de l'AMP se traduit normalement par un transfert spatial de l'effort de pêche. En vue de maintenir leur niveau antérieur de capture, les pêcheurs sont incités à intensifier leur effort dans les zones restant ouvertes à la pêche. Une concentration de l'effort de pêche en bordure de réserve est susceptible de neutraliser une part substantielle des bénéfices attendus de l'AMP (Rijnsdorp *et al.*, 1996). A plus long terme, une AMP peut susciter un déplacement de l'effort vers d'autres pêcheries, ce qui peut entraîner diverses conséquences négatives pour ces pêcheries. Les effets des réserves sur la pêche dépendent fortement de la façon dont les pêcheurs réallouent spatialement leur effort (Sanchirico et Wilen, 1999 ; Soulié et Thébaud, 2006). On peut supposer que les pêcheurs ont tendance à rediriger leur effort vers des zones qui génèrent, selon leur perception, les plus hauts niveaux de rente par unité d'effort. Appliquant cette hypothèse à la pêcherie d'oursins de Californie, Smith et Wilen (2004) montrent que la prise en compte du comportement spatial des pêcheurs produit des résultats de nature à décevoir une bonne partie des attentes concernant l'amélioration des revenus générés par la pêche dans une zone fortement exploitée. La rentabilité anticipée de la pêche est influencée par la connaissance de la localisation de la ressource, estimée par exemple par les captures passées. Elle est aussi influencée par les prix au débarquement et les coûts de l'effort, incluant le coût de déplacement jusqu'au lieu de pêche. Grafton *et al.* (2005b) concluent que ce type d'effet suscite des « gradients économiques » qui peuvent être assez différents des « gradients biologiques » résultant de l'exportation larvaire et des transferts de biomasse adulte.

La redistribution spatiale de l'effort de pêche induite par une AMP influence directement et indirectement les coûts de la pêche. Si les pêcheurs sont contraints d'exercer leur activité plus loin de leur port d'attache, cela se traduit par une augmentation de leur coût d'exploitation. De plus, si les pêcheurs doivent aller pêcher dans des zones qui leur sont moins familières, cela augmentera le temps qu'ils doivent consacrer à la recherche du poisson. Une autre conséquence possible de l'AMP est d'accroître la dangerosité de la pêche, lorsque des pêcheurs sous-équipés et à faible expérience sont conduits à pêcher plus loin en mer (Holland, 2000). Les coûts résultant des transferts spatiaux de l'effort varient selon le degré de dépendance des pêcheurs vis-à-vis de la zone considérée. Ayant peu d'alternatives, les petits bateaux sont habituellement

les plus concernés par la fermeture d'une zone à la pêche. S'intéressant aux effets distributifs que pourrait avoir la mise en œuvre hypothétique d'une AMP dans le cas de la pêcherie de cabillaud de l'Atlantique Nord-Est, Sumaila et Armstrong (2006) concluent que cette mise en œuvre risque d'être fortement conflictuelle. Une telle analyse contredit la vision optimiste selon laquelle les réserves marines réduisent les conflits entre groupes d'utilisateurs par le biais d'une séparation spatiale des activités (Bohnsack, 1993).

Ce n'est pas seulement la répartition spatiale de l'effort de pêche qui est susceptible d'être affectée par la création d'une réserve : si cette opération permet d'accroître la capture par unité d'effort (CPUE) dans la zone de pêche adjacente, et si l'effort de pêche n'y est pas contrôlé, ce dernier augmentera normalement jusqu'à ce que la rente additionnelle générée par la création de la réserve soit totalement dissipée (Hannesson, 1998). Piet et Rijnsdorp (1996) illustrent cet exemple avec le « box plie » de la Mer du Nord : l'effort de pêche a certes diminué à la suite de l'exclusion des grands chalutiers, mais les petits chalutiers en ont profité pour accroître leur propre effort à l'intérieur du box.

Les AMP sont souvent présentées comme une alternative aux outils « conventionnels » d'aménagement des pêcheries. Alors que ces outils (par exemple les TAC et quotas) reflètent le plus souvent une vision monospécifique, certains auteurs considèrent que les réserves marines favorisent une approche écosystémique de l'aménagement des pêcheries (Sumaila *et al.*, 2000; Palumbi, 2002). Ludwig *et al.* (1993) soutiennent que la création d'AMP constitue une assurance contre les échecs de l'aménagement des pêcheries. Dans le contexte des pêcheries côtières, généralement caractérisées par une grande complexité (pêcheries multi-spécifiques et multi-engins), les outils conventionnels se révèlent souvent peu efficaces. De plus, les pressions socio-politiques rendent souvent difficile toute réduction de l'effort de pêche (Sumaila, 1998b; Roberts, 2000). Le choix des outils est souvent davantage influencé par des considérations politiques que par des arguments scientifiques (Guénette *et al.*, 1998).

Si les outils conventionnels d'aménagement permettent un contrôle strict de la mortalité par pêche, on peut soutenir qu'il n'y a pas de motivation véritable pour la création d'une réserve, du point de vue de l'aménagement des pêcheries. Selon le modèle de Hannesson (1998), l'optimum de premier rang (représenté par l'équilibre de la pêcherie maximisant la rente halieutique) est atteint lorsque la part de la zone de pêche potentielle mise en réserve est égale à zéro<sup>80</sup>. Cependant, dans le cas où des considérations socio-politiques ne permettent pas de ramener l'effort de pêche en dessous d'un certain seuil, la création de la réserve peut produire un optimum de second rang, dans la mesure où les captures et la rente, pour un niveau donné d'effort, peuvent augmenter si l'on met en place une réserve (Holland et Brazee, 1996). Un tel résultat requiert que la mortalité par pêche ne soit pas laissée sans contrôle, c'est-à-dire que les AMP soient considérées comme des compléments, plutôt que comme des substituts à d'autres outils d'aménagement des pêcheries (White *et al.*, 2008).

Selon plusieurs auteurs, le contexte d'incertitude qui caractérise l'aménagement des pêcheries est la principale raison justifiant le recours aux AMP comme outil d'aménagement (Ludwig *et al.*, 1993 ; Clark, 1996 ; Lauck *et al.*, 1998 ; Sumaila, 1998a ; Conrad, 1999 ; Mangel, 2000 ; Grafton *et al.*, 2004 ; Grafton *et al.*, 2005a; Pitchford *et al.*, 2007 ; Grafton *et al.*, 2009). Les réserves servent de protection contre l'incertitude, en particulier les chocs associés à l'exploitation des espèces commerciales, caractérisée par une mesure des taux d'exploitation qui est entachée d'erreur et des captures qui ne sont pas parfaitement contrôlables. Utilisant un modèle dynamique « source-puits » comportant deux formes d'incertitude, Grafton *et al.* (2004) arrivent à la conclusion que le bénéfice essentiel des réserves est l'augmentation de la résilience, définie comme la rapidité à laquelle une population exploitée retrouve le niveau d'abondance qu'elle connaissait avant le choc. L'amélioration de la résilience peut aussi accroître la rente de

<sup>80</sup> Armstrong et Reithe (2001) introduisent une fonction de coût de l'aménagement de la pêcherie dans le modèle de Hannesson, ce qui les conduit à modifier une partie de ses conclusions.



ressource, même avec une exploitation gérée de façon optimale. Cette conclusion contredit l'idée selon laquelle les réserves n'ont pas d'intérêt si l'exploitation est gérée de façon optimale, comme le suggéraient les modèles antérieurs de type déterministe.

### 3.4.3 Un modèle bioéconomique simple d'AMP

A titre illustratif, nous présentons maintenant un modèle bioéconomique simple de gestion d'une pêcherie à l'aide d'une AMP<sup>81</sup>, dont on trouvera une analyse plus détaillée dans Boncœur *et al.* (2011)<sup>82</sup>. En dépit de sa simplicité, ce modèle permet d'illustrer une partie au moins des questions qui ont été identifiées ci-dessus.

Le modèle d'AMP présenté ici incorpore un nombre restreint de variables et repose sur des hypothèses très simplificatrices. Son substrat est, en effet, la théorie bioéconomique élémentaire synthétisée dans le modèle de Gordon-Schaefer (cf. supra, section 4), à laquelle on ajoute une dimension nouvelle, la spatialisation.

Cette opération consiste à distinguer plusieurs zones entre lesquelles se répartit le stock. A l'instar des modèles de métapopulation de Sanchirico, chaque zone (« patch ») a ses caractéristiques propres, sur le plan écologique comme sur le plan économique, et la connectivité entre les zones peut être plus ou moins forte.

Afin de produire des solutions graphiques simples, le nombre de zones est limité à deux, l'une de ces zones étant susceptible d'être mise en réserve alors que l'autre reste ouverte à la pêche. Cette simplicité, de même que l'usage des relations bioéconomiques élémentaires issues du modèle de Gordon-Schaefer place le modèle dans la lignée de celui de Hannesson (1998), dont il constitue un élargissement. Son originalité réside dans la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale :

- les caractéristiques écologiques des deux zones ne sont pas identiques, ce qui induit des conditions différenciées pour l'habitat de la ressource ciblée par les pêcheurs ;
- la connectivité entre les deux zones est plus ou moins forte, et la mobilité de la ressource entre les deux zones diffère de sa mobilité à l'intérieur de chaque zone ;
- Le coût de l'effort de pêche peut différer d'une zone à l'autre, du fait, par exemple, d'un éloignement plus ou moins important du port d'attache.

En conséquence, la taille relative des deux zones cesse d'être une variable instrumentale, contrairement à ce qui est généralement supposé par les modèles spatialement homogènes<sup>83</sup>. Le modèle ne permet donc pas d'analyser la question des effets d'une variation de la taille de l'AMP. Pour être à même de traiter cette question, ainsi que celle de la configuration de l'AMP, il faudrait augmenter le nombre de zones prises en compte par le modèle.

Après avoir présenté les hypothèses du modèle et leur formalisation, nous décrivons son fonctionnement : équilibre biologique à taux de mortalité par pêche donné, puis équilibre bioéconomique selon le régime de régulation de l'accès à la zone de pêche.

<sup>81</sup> Pour les besoins de cet exercice, nous adoptons une définition très simplifiée de la notion d'AMP : nous considérons ici qu'une AMP est constituée d'une réserve de pêche sur une partie de la zone formant l'habitat de la ressource ciblée par les pêcheurs.

<sup>82</sup> Cette analyse a été développée dans le cadre du projet GAIUS (Gouvernance des Aires Marines Protégées pour la Gestion Durable de la Biodiversité et des Espaces Côtiers, programme « blanc » interdisciplinaire, ANR n°07-3 194041) coordonné par F. Féral (Université de Perpignan / EPHE).

<sup>83</sup> Relevons au passage que, dans ces modèles, il y a quelque inconsistance à supposer que la taille de la réserve peut être arbitrairement modifiée par le régulateur, et que dans le même temps la mobilité spatiale intra-zone (généralement supposée infinie) est différente de la mobilité interzones (nécessairement supposée finie).

## HYPOTHESES

Pour une large part, les hypothèses sont reprises de celle du modèle présenté à la section 4. Nous n'énonçons ici que les hypothèses nouvelles, ou modifiées.

- HI Le stock exploité par la pêche se répartit sur deux zones, notées 1 et 2.
- HII Chaque zone est écologiquement et économiquement homogène, et la mobilité spatiale du stock à l'intérieur de chaque zone est supposée parfaite.
- IIII La biomasse au sein de chaque zone évolue de façon continue au cours du temps, sous l'effet conjugué de sa dynamique naturelle, des transferts interzones et des prélèvements opérés par la pêche.
- HIV Le surplus de production de biomasse dans chaque zone suit une loi logistique.
- HV La productivité naturelle de l'écosystème, définie comme la capacité de charge par unité de surface, est différenciée selon les zones.
- HVI Le flux instantané de biomasse quittant une zone est proportionnel à la pression exercée par la biomasse locale sur l'écosystème de la zone (définie comme le rapport de la biomasse locale à la capacité de charge de la zone), de telle sorte que la mobilité interzones tend à égaliser les pressions exercées sur les écosystèmes des deux zones (Conrad, 1999).
- HVII La capture par unité d'effort (CPUE) est proportionnelle à la densité de biomasse exploitable au sein de la zone considérée.
- HVIII Les coûts unitaires de l'effort de pêche sont différenciés selon la zone.
- HIX La zone 1 peut être mise en réserve, la zone 2 reste ouverte à la pêche.

## VARIABLES

### ■ Variables endogènes

- $X_i$  Biomasse du stock dans la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )
- $dX_i/dt$  Surplus de biomasse dans la zone  $i$  par unité de temps ( $i = 1, 2$ )
- $N_i$  Surplus naturel dans la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )
- $F_i$  Taux de mortalité par pêche dans la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )
- $E_i$  Effort de pêche dans la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )
- $Y_i$  Production halieutique (captures) dans la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )
- $R_i$  Rente halieutique dans la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )
- $T_{ij}$  Transfert net de biomasse de la zone  $i$  à la zone  $j$  ( $i = 1, 2 ; j = 2, 1$ )  
(par construction,  $T_{ji} = -T_{ij}$ )

### ■ Variables exogènes et paramètres

- $A_i$  Superficie de la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )
- $K_i$  Capacité de charge de la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )
- $r$  Taux de croissance intrinsèque de la biomasse du stock
- $s$  Coefficient de mobilité interzones (flux de transfert net maximal  $T_{ij}$ , correspondant au cas-limite où  $X_i = K_i$  et  $X_j = 0$ )
- $q$  Coefficient de capturabilité, défini comme le taux de mortalité par pêche qu'inflige au stock une unité d'effort par unité de surface (ou encore comme le ratio de la CPUE à la densité du stock dans la zone considérée)
- $P$  Prix unitaire au débarquement
- $C_i$  Coût unitaire de l'effort de pêche dans la zone  $i$  ( $i = 1, 2$ )

## EQUATIONS

### ■ Module biologique

(1) Dynamique du stock dans chaque zone :

$$\frac{dX_i}{dt} = N_i - T_{ij} - Y_i \quad (i = 1, 2; j = 2, 1)$$

(2) Surplus de production de biomasse dans chaque zone :

$$N_i = rX_i \left( 1 - \frac{X_i}{K_i} \right) \quad (i = 1, 2)$$

(3) Transfert net de biomasse entre zones :

$$T_{ij} = s \left( \frac{X_i}{K_i} - \frac{X_j}{K_j} \right) \quad (i = 1, 2; j = 2, 1)$$

(4) Mortalité par pêche :

$$F_i = \frac{Y_i}{X_i} \Leftrightarrow Y_i = F_i X_i \quad (i = 1, 2)$$

(5) Equilibre biologique :

$$\frac{dX_i}{dt} = 0 \quad (i = 1, 2)$$

### ■ Module technique

(6) Fonction de capture :

$$q = \frac{F_i}{E_i / A_i} \Leftrightarrow F_i = \frac{qE_i}{A_i} \quad (i = 1, 2)$$

### ■ Module économique et institutionnel

(7) Rente halieutique :

$$R_i = PY_i - C_i E_i \quad (i = 1, 2)$$

(8) Mise en réserve de la zone 1 :

$$E_1 = 0$$

(9) Equilibre bioéconomique de la zone 2 :

Cet équilibre dépend du mode de régulation de l'accès à la ressource en vigueur au sein de cette zone. Les deux scénarios ci-dessous constituent les homologues de ceux qui ont été étudiés à la section 4 :

(9a) Scénario de libre accès à la zone 2 :

$$\tilde{R}_2 = 0$$

(9b) Scénario de maximisation de la rente halieutique dans la zone 2 :

$$R_2^* = \max_{E_2} R_2$$

D'autres scénarios sont concevables (voir infra).

## FONCTIONNEMENT DU MODELE

Comme pour le modèle présenté à la section précédente, nous étudions successivement l'équilibre biologique de la pêcherie, puis son équilibre bioéconomique. Dans le premier cas, l'effort de pêche dans la zone 2 est considéré comme une variable exogène, alors que dans le second cas, il est rendu endogène par la prise en compte d'un scénario de régulation de l'accès à la ressource dans cette zone.

### Equilibre biologique

Du fait de l'interdiction de pêche dans la zone 1, les captures dans cette zone sont nulles. Dès lors, en combinant les relations (1) de dynamique du stock avec les conditions (5) d'équilibre biologique, on obtient les deux égalités suivantes :

■ (10-1) Equilibre biologique de la réserve :  $N_1 = T_{12}$

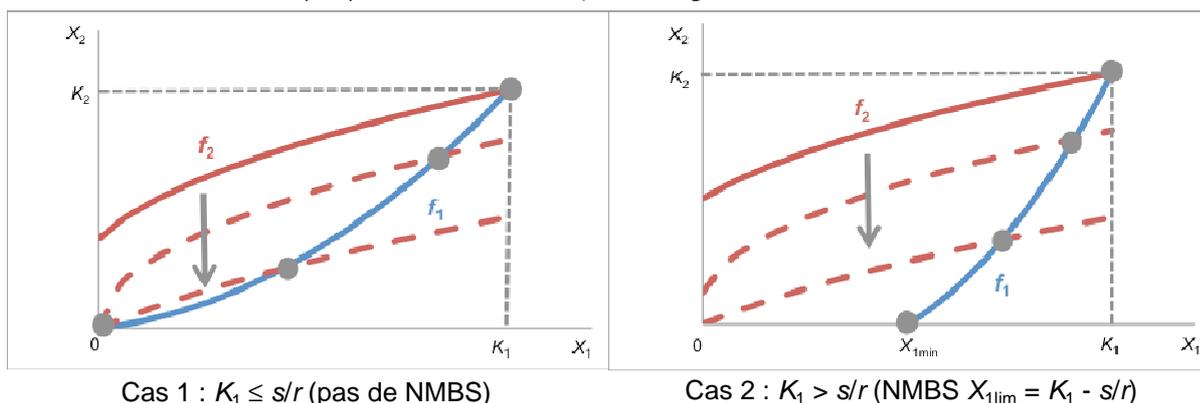
La condition (10-1), qui caractérise l'équilibre biologique au sein de la réserve, signifie qu'à l'équilibre le surplus de biomasse produit au sein de la réserve est juste compensé par le flux net de biomasse vers la zone de pêche.

■ (10-2) Equilibre biologique de la zone de pêche :  $Y_2 = N_2 + T_{12}$

La condition (10-2), qui caractérise l'équilibre biologique au sein de la zone de pêche, signifie qu'à l'équilibre les captures sont égales au surplus de biomasse produit au sein de cette zone, augmentées du flux de transfert net de biomasse en provenance de la réserve.

En remplaçant, dans ces deux relations,  $N_1$ ,  $N_2$ ,  $T_{12}$  et  $Y_2$  par leurs expressions tirées respectivement de (2), (3) et (4), on obtient un système de deux équations en  $X_1$  et  $X_2$  permettant de calculer les biomasses d'équilibres dans les deux zones, pour un taux donné  $F_2$  de mortalité par pêche dans la zone 2. Ce système ne peut être résolu analytiquement, mais sa solution peut être obtenue par simulation numérique et représentée graphiquement, sous la forme de l'intersection de deux courbes représentant chacune l'équilibre biologique d'une zone dans le plan  $(OX_1, OX_2)$  (fig. suivante).

Figure 25 : Détermination des biomasses d'équilibre dans chaque zone de l'AMP selon le taux de mortalité par pêche (la flèche indique une augmentation du taux)



Sur la figure, la relation entre  $X_1$  et  $X_2$  traduisant l'équilibre biologique dans la réserve (10-1) est représentée par la courbe  $f_1$  (en trait bleu). Cette courbe, qui ne dépend pas du taux de mortalité par pêche  $F_2$ , passe par le point de coordonnées  $(X_1 = K_1, X_2 = K_2)$  correspondant à l'équilibre de l'écosystème vierge (dans cette situation, les transferts d'une zone à l'autre s'équilibrent, de sorte que le transfert net  $T_{12}$  est nul). La courbe  $f_1$  est décroissante, ce qui traduit le fait qu'une diminution de la biomasse d'équilibre dans la zone de pêche induit, toutes choses égales par

ailleurs, une diminution de la biomasse d'équilibre dans la réserve, par le jeu des transferts de biomasse entre les deux zones.

Deux cas doivent être distingués, en ce qui concerne la courbe  $f_1$ . Ces deux cas sont illustrés par les deux graphiques de la figure 10. Dans le premier cas (graphique de gauche), la courbe  $f_1$  coupe l'axe des abscisses au point  $(X_1 = 0, X_2 = 0)$ , ce qui signifie qu'une biomasse d'équilibre nulle dans la zone de pêche implique, par le jeu de la mobilité interzones, une biomasse également nulle dans la réserve<sup>84</sup>. Dans ce cas, l'existence d'une réserve de pêche ne garantit pas la pérennité de la ressource, si la pression de pêche dans la zone 2 devient trop forte. Dans le second cas en revanche (graphique de droite), la courbe  $f_1$  coupe l'axe des abscisses en un point d'abscisse  $X_{1lim}$  positive. Dans ce cas, même si la pression de pêche dans la zone 2 tend à faire disparaître le stock résidant dans cette zone, il subsiste, en dépit du jeu des transferts interzones, une biomasse d'équilibre dans la réserve. Cette biomasse  $X_{1lim}$  correspond au concept de « safe minimum biomass level » (Anderson, 2002), que l'on peut traduire par « niveau minimal de biomasse en sûreté » (NMBS).

La valeur de  $X_{1lim}$  est obtenue en annulant  $X_2$  dans la condition d'équilibre biologique de la réserve issue de (10-1).

$$(11) \quad X_{1lim} = K_1 - \frac{s}{r}$$

L'existence d'un NMBS positif dans la réserve suppose donc que

$$(12): \quad rK_1 > s$$

Cette condition a d'autant plus de chances d'être satisfaite que :

- le taux de croissance intrinsèque du stock ( $r$ ) est élevé ;
- la capacité de charge de la réserve ( $K_1$ ) est importante, ce qui suppose une réserve suffisamment grande ( $A_1$ ) et/ou suffisamment productive ( $K_1/A_1$ ) ;
- la connectivité entre les deux zones ( $s$ ) est faible.

Toujours sur la figure 10, la relation entre  $X_1$  et  $X_2$  traduisant l'équilibre biologique dans la zone de pêche (10-2) est représentée par la courbe  $f_2$  (en trait rouge). Cette courbe dépend du taux de mortalité par pêche  $F_2$ , et, lorsque ce taux est égal à zéro (courbe en trait plein),  $f_2$  passe comme son homologue  $f_1$  par le point de coordonnées  $(X_1 = K_1, X_2 = K_2)$  correspondant à l'équilibre de l'écosystème vierge. Définie pour un taux  $F_2$  donné, la courbe  $f_2$  est décroissante, ce qui, là aussi, traduit le jeu des transferts de biomasse entre les deux zones : du fait de ces transferts, une diminution de la biomasse d'équilibre dans la réserve induit, toutes choses égales par ailleurs, une diminution de la biomasse d'équilibre dans la zone de pêche.

La courbe  $f_2$  se déplace vers le bas du graphique lorsque le taux de mortalité par pêche augmente (mouvement symbolisé par la flèche sur la figure 9). Ce déplacement traduit le fait que, plus le taux de mortalité par pêche est élevé, plus la biomasse d'équilibre dans la zone de pêche correspondant à un niveau donné de la biomasse d'équilibre dans la réserve est faible.

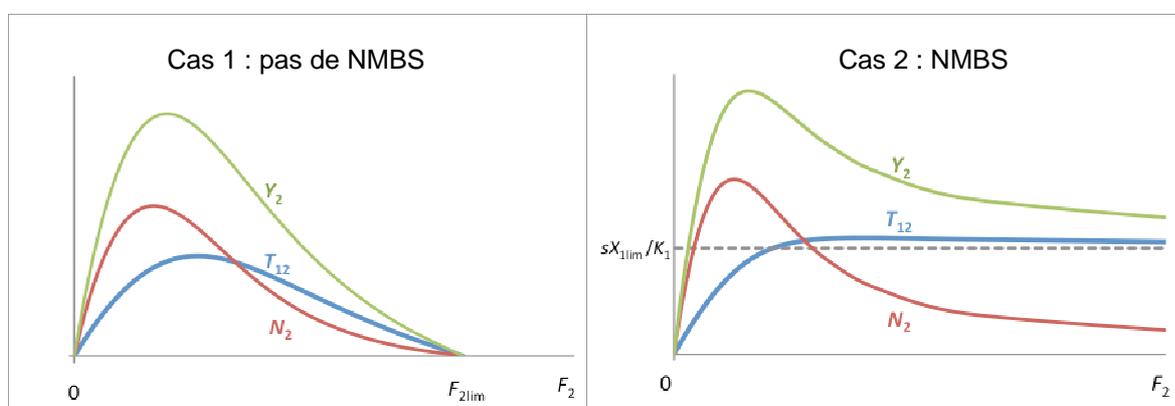
L'équilibre global du système, c'est-à-dire l'équilibre simultané des deux zones, est représenté sur la figure 10 par le point d'intersection des courbes  $f_1$  et  $f_2$ . Lorsque le taux de mortalité par pêche est nul (courbe  $f_2$  en trait plein), ce point d'intersection est le point de coordonnées

<sup>84</sup> Comme il a été signalé précédemment à propos du modèle de Gordon-Schaefer, cet équilibre correspondant à l'extinction complète du stock n'est, dans ce type de modèle, qu'asymptotique (cf. supra, section 4).

( $X_1 = K_1$ ,  $X_2 = K_2$ ) correspondant à l'équilibre de l'écosystème vierge. A partir de cette position, si l'on fait croître progressivement le taux de mortalité par pêche, la courbe  $f_2$  se déplace vers le bas (succession de courbes  $f_2$  en trait discontinu), et le point d'équilibre glisse le long de la courbe  $f_1$ , vers le « sud-ouest » du graphique. Ce mouvement traduit le fait que l'augmentation de la pression de pêche dans la zone 2 induit, non seulement une diminution de la biomasse d'équilibre dans cette zone, mais également dans la zone mise en réserve (zone 1), du fait des transferts interzones. Lorsque  $F_2$  augmente,  $X_2$  tend vers zéro et, selon le cas,  $X_1$  tend également vers zéro (graphique de gauche) ou vers une valeur positive  $X_{1lim}$  correspondant au NMBS (graphique de droite). Le premier cas est obtenu lorsque la condition (12) n'est pas satisfaite ( $rK_1 \leq s$ ), le second cas lorsqu'elle est satisfaite ( $rK_1 > s$ ).

La figure suivante représente, dans chacun des deux cas décrits ci-dessus, l'incidence de l'augmentation du taux de mortalité par pêche ( $F_2$ ) sur les captures d'équilibre ( $Y_2$ ) et sur chacun de leurs deux composants ( $N_2$  et  $T_{12}$ ). Comme sur la figure 9, le graphique de gauche illustre le cas où il n'y a pas de NMBS, et le graphique de droite le cas inverse.

Figure 26 : Captures d'équilibre et leurs composants et en fonction du taux de mortalité par pêche



L'existence d'un NMBS (graphique de droite) signifie que l'effort de pêche peut augmenter indéfiniment dans la zone 2, sans pour autant conduire (même asymptotiquement) le stock à sa disparition. Dans ce cas, la biomasse totale du stock se rapproche du NMBS, et, comme la biomasse résidant dans la zone de pêche tend vers zéro, le flux de captures réalisé par les pêcheurs dans la zone 2 en vient à reposer essentiellement sur les transferts de biomasse depuis la réserve. En revanche, en l'absence de NMBS (graphique de gauche), il existe un niveau maximal d'effort de pêche  $F_{2lim}$  compatible avec une biomasse d'équilibre positive au sein du système formé par les deux zones. La situation n'est alors pas fondamentalement différente de celle qui se rencontre en l'absence de réserve (supra, section 4) : nonobstant l'existence de la réserve, une augmentation incontrôlée du taux de mortalité par pêche est de nature à entraîner la (quasi) disparition de la ressource.

L'analyse qui vient d'être menée illustre le rôle de « coussin de sécurité » que peut représenter, pour la gestion d'une pêcherie, la création d'une AMP lorsque la pression de pêche devient forte (notamment sous l'influence du progrès technique, cf. supra section 4). Elle en montre également les limites. En particulier, l'existence d'un NMBS suppose que la zone interdite à la pêche soit suffisamment productive et vaste, ce qui n'est pas sans générer des coûts pour les pêcheurs. Pour être à même de comparer les coûts et les bénéfices générés par la mise en réserve de la zone 1, il faut maintenant passer d'une analyse purement biologique à une analyse bioéconomique.

### Equilibre bioéconomique

Dans cette section, nous endogénéisons l'effort de pêche dans la zone 2 par le biais d'un scénario



de régulation de l'accès à la ressource dans cette zone. Afin de faire ressortir les avantages et inconvénients de la mise en réserve de la zone 1, nous comparons ce mode de gestion de la pêche à un mode de gestion non spatialisé, dans lequel les deux zones sont gérées à l'identique. Cette comparaison sera effectuée successivement sous trois hypothèses :

- Cas 1 : Contrôle parfait des captures dans la ou les zone(s) ouverte(s) à la pêche
- Cas 2 : Absence de contrôle des captures dans la ou les zones(s) ouverte(s) à la pêche
- Cas 3 : Contrôle limité des captures dans la ou les zone(s) ouverte(s) à la pêche

Considérons tout d'abord le cas n°1. Si le gestionnaire de la pêche dispose d'instruments lui permettant de contrôler la mortalité par pêche (par exemple un système de quotas individuels adossé à un TAC bien ajusté et fonctionnant correctement), le modèle ne permet pas de mettre en évidence un quelconque intérêt du recours à une AMP du point de vue de la gestion halieutique, que le critère de la « bonne gestion » soit celui de la maximisation de la rente (relation (9b)) ou celui, plus communément retenu par les politiques d'aménagement, de la maximisation de la production durable (critère du MSY). Formellement, l'introduction d'une réserve de pêche se traduit en effet par l'ajout d'une contrainte supplémentaire (relation (8)) dans le problème d'optimisation. De toute évidence, ce type d'opération n'est pas de nature à améliorer la valeur optimale prise par la fonction-objectif : l'ajout de cette contrainte est soit inutile (interdiction de pêche dans une zone où les pêcheurs ne sont de toutes façons pas incités à pêcher, du fait de la rentabilité insuffisante de l'opération)<sup>85</sup>, soit nuisible à la réalisation de l'objectif affiché. Comme le souligne Hannesson (1998), l'optimum de premier rang est atteint lorsque la taille de la réserve est égale à zéro.

Bien que le raisonnement qui précède repose sur des hypothèses fortement restrictives, la portée pratique des conclusions auxquelles il aboutit ne saurait être tenue pour négligeable, au regard des évidences empiriques accumulées dans la période récente : alors que le recours aux AMP comme instruments de gestion halieutique reste limité, la mise en œuvre d'outils de régulation, parfois qualifiés de « conventionnels », comme les quotas individuels transférables (QIT) semble avoir contribué à redresser la situation d'un certain nombre de pêcheries (Costello *et al.*, 2008). Toutefois, la question des conséquences sociales de la mise en œuvre de ce type d'instruments fait l'objet de controverses et, par ailleurs, sur un plan opérationnel, la portée des enseignements que l'on peut tirer des expériences de gestion de pêcheries par QIT qui se sont développées depuis trois décennies dans un petit nombre de pays (essentiellement Nouvelle-Zélande, Islande, Pays-Bas, Australie, Canada) ne saurait être surestimée : les conditions d'une mise en œuvre satisfaisante de mécanismes de QIT sont loin d'être réunies aujourd'hui dans la majorité des pêcheries à l'échelle mondiale (problème de la contrôlabilité des captures), où règne encore souvent des conditions de quasi-libre accès.

Dans bon nombre de circonstances concrètes, l'hypothèse selon laquelle les autorités en charge de l'aménagement des pêcheries sont à même de contrôler pleinement la mortalité par pêche dans les zones ouvertes à l'exploitation reste, de toute évidence, très éloignée de la réalité. En dehors même des autres motivations qui peuvent pousser à l'instauration d'une AMP, ce constat procure des arguments sérieux en faveur du recours à ce type d'instrument pour la gestion des pêcheries.

Si le gestionnaire d'une pêche n'est pas en état de contrôler parfaitement la mortalité par pêche dans la ou les zone(s) ouverte(s) à la pêche, il se retrouve placé dans une situation correspondant à l'hypothèse 2 ou à l'hypothèse 3 :

---

<sup>85</sup> L'observation de la réalité des « cantonnements de pêche » suggère que ce type de pratique n'est pas une simple curiosité scientifique. Les motivations consistant à interdire la pêche dans une zone où celle-ci n'est, de toutes façons, pas pratiquée font appel à des considérations qui dépassent le cadre de la modélisation bioéconomique.

- Le cas 2 est une hypothèse extrême (mais moins irréaliste que la précédente dans de nombreux cas), où le gestionnaire ne possède aucun contrôle sur la zone laissée ouverte à la pêche. Dans ce cas, la mise en réserve constitue le seul outil d'aménagement dont il dispose<sup>86</sup>, le libre accès prévalant dans la zone restant ouverte à la pêche.
- Le cas 3 est une hypothèse intermédiaire, dans laquelle le gestionnaire dispose d'un pouvoir de contrôle limité sur la mortalité par pêche : il peut lui imposer une limite supérieure, mais à un niveau dépassant celui que nécessiterait, par exemple, la maximisation de la rente halieutique, voire le MSY. Cette situation a de fortes chances de se produire, par exemple, lorsqu'un système de licences à entrée limitée est mis en place. Il arrive fréquemment qu'alors, pour des raisons de caractère socio-politique, tous les pêcheurs pouvant faire état d'une antériorité au sein de la pêcherie se voient accorder une licence, même si leur nombre est notoirement trop important.

Pour mesurer l'intérêt du recours à une AMP dans la gestion de la pêcherie, nous comparons, dans chaque hypothèse évoquée ci-dessus, la gestion avec AMP avec son homologue non spatialisé. Dans l'hypothèse n°2, l'homologue non spatialisé de la gestion avec AMP est le libre accès aux deux zones. Dans l'hypothèse n°3, l'homologue non spatialisé est un contrôle global de l'effort (ou des captures), sans contrôle de sa répartition entre les deux zones<sup>87</sup>. Dans les deux hypothèses, cette répartition résulte du comportement des pêcheurs, qui sont supposés chercher à rentabiliser au mieux leur effort. Il en résulte qu'à l'équilibre, la répartition de l'effort de pêche entre les deux zones est celle qui égalise la rentabilité de l'exploitation dans ces deux zones<sup>88</sup>. Cette condition peut s'écrire :

$$(13) \quad PY_i = \alpha C_i E_i \quad (i = 1, 2)$$

où  $\alpha$  est un paramètre supérieur ou égal à 1, caractérisant la rentabilité de la pêcherie (le cas  $\alpha = 1$  correspond à l'équilibre de libre accès, c'est-à-dire à l'hypothèse 2 ; en revanche, si l'effort est limité à un niveau inférieur à celui de l'équilibre de libre accès, on aura  $\alpha > 1$ ).

Dans les simulations ci-dessous, les deux zones sont différenciées sur le plan écologique, la zone 1 étant supposée la plus productive ( $K_1/A_1 > K_2/A_2$ ). En revanche, nous supposons pour simplifier que le coût unitaire de l'effort de pêche est le même dans les deux zones ( $C_1 = C_2$ ). La zone la plus favorable à la pêche est donc la zone naturellement la plus productive. Dans nos scénarios de gestion, c'est cette zone qui est susceptible d'être mise en réserve<sup>89</sup>.

Les quatre graphiques de la figure ci-dessous illustrent l'influence de l'effort de pêche global ( $E$ ) sur le taux global de mortalité par pêche ( $F = Y/X$ ), la biomasse totale du stock ( $X = X_1 + X_2$ ), le transfert net de biomasse depuis la zone 1 vers la zone 2 ( $T_{12}$ ), la production halieutique totale ( $Y$ ) et le coût réel total de l'effort de pêche ( $CE/P$ ). Sur chaque graphique, la courbe en trait rouge représente le scénario sans réserve ( $E = E_1 + E_2$ ), alors que la courbe en trait bleu représente le scénario avec mise en réserve de la zone 1 ( $E_1 = 0 \Rightarrow E = E_2$ ).

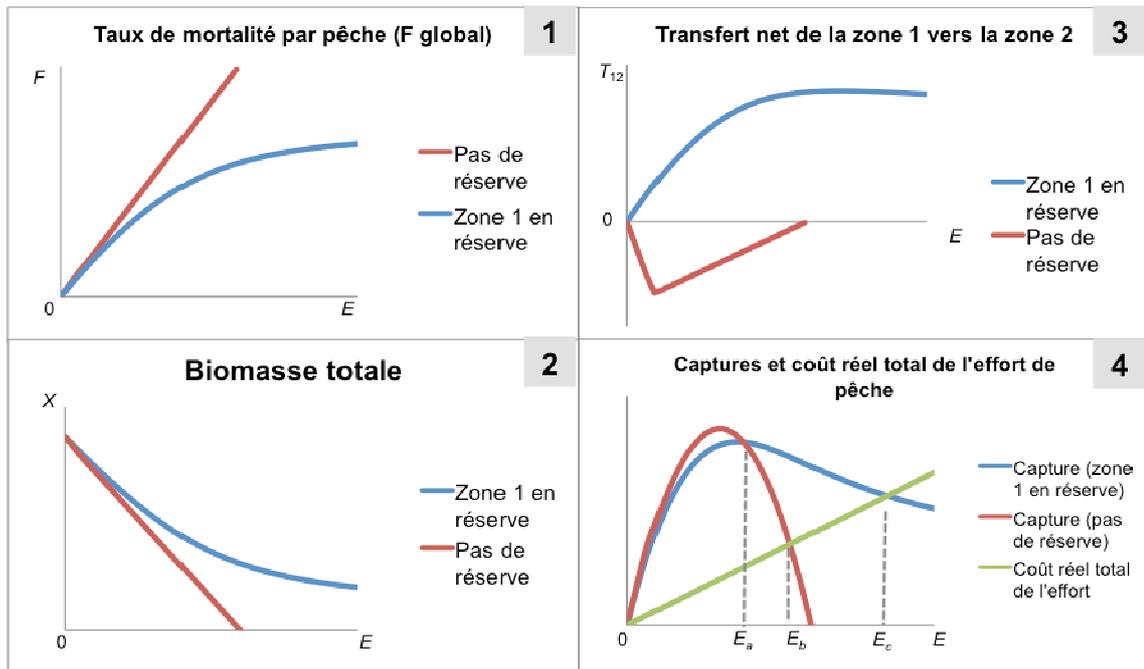
<sup>86</sup> Sous réserve qu'il soit en état de rendre l'interdiction de pêche effective, ce que nous supposons ici mais n'est pas forcément réaliste (cf. nombreux cas d'AMP « sur le papier », ou *paper parks*).

<sup>87</sup> On pourrait également considérer un contrôle différencié d'une zone à l'autre, ce qui constitue un autre mode de gestion spatialisé que l'interdiction de pêche pure et simple. Dans bon nombre d'AMP, l'exercice de la pêche fait l'objet de réglementations spécifiques, sans être totalement interdit.

<sup>88</sup> Du moins lorsque l'effort global dépasse un certain seuil, en deçà duquel la zone la moins favorable à la pêche (pour des raisons de productivité naturelle et/ou de coût de l'effort) fonctionne comme une réserve naturelle. Dans cette configuration, les pêcheurs allouent tout leur effort à l'exploitation de la zone la plus favorable, l'exploitation de l'autre zone ne pouvant offrir une rentabilité aussi élevée. Au fur et à mesure que l'effort de pêche augmente, le taux de rentabilité de l'exploitation de la zone la plus favorable diminue, et il arrive un moment où il devient rentable de mettre en exploitation l'autre zone. A partir de ce moment, l'effort de pêche se répartit entre les deux zones de façons à égaliser, à l'équilibre, les taux de rentabilité propres à chaque zone.

<sup>89</sup> On montre que les effets résultant de la création d'une réserve sont affaiblis si le choix inverse est effectué.

Figure 27 : Influence de l'effort de pêche ( $E$ ) sur le taux de mortalité par pêche, la biomasse totale, le transfert net de biomasse interzones, le volume des captures et le coût total de l'effort de pêche



Comme l'illustre le graphique 1, la mise en réserve d'une zone, en soustrayant une fraction du stock aux effets directs de la pression de pêche, permet de diminuer le taux de mortalité global infligé au stock par un niveau donné d'effort de pêche : la courbe  $F(E)$  en trait bleu est systématiquement inférieure à son homologue en trait rouge. En outre, cet « effet tampon » est d'autant plus sensible que l'effort de pêche est élevé : alors que le taux global de mortalité par pêche augmente linéairement avec l'effort lorsque la pêche s'exerce dans les deux zones, cette relation n'est plus linéaire si une zone est mise en réserve, la croissance du taux de mortalité par pêche étant alors amortie par l'effet de protection que joue la réserve.

Ces caractéristiques se retrouvent sur le graphique 2, qui visualise la relation entre biomasse totale et effort de pêche. Pour un niveau donné d'effort, la biomasse totale est systématiquement plus élevée lorsqu'une réserve de pêche est instituée et, en outre, décroît de moins en moins vite lorsque l'effort augmente. Alors que, dans le scénario sans réserve, la biomasse tend vers zéro lorsque la croissance de l'effort rapproche le taux de mortalité par pêche du taux de croissance intrinsèque de la ressource, dans le scénario avec réserve elle peut tendre vers un niveau positif lorsque l'effort augmente indéfiniment, si les conditions sont réunies pour l'existence d'un NMBS (voir supra figure 10 et relations (11) et (12)).

Le 3<sup>ème</sup> graphique permet de replacer dans un contexte bioéconomique les notions écologiques de « puits » et « source », en mettant en évidence le fait que le fonctionnement d'une zone comme « puits » ou comme « source » dépend du comportement d'exploitation des pêcheurs et du mécanisme de régulation de l'accès à la ressource. Dans le cas de figure retenu ici, la mise en réserve de la zone 1 se traduit en effet par une inversion des rôles joués par les deux zones. Lorsque celles-ci sont toutes deux ouvertes à la pêche, la zone la moins productive fonctionne comme source, et la zone la plus productive comme puits ( $T_{12} < 0$ ). En effet, dans ce scénario de gestion, la concurrence entre les pêcheurs a pour conséquence d'égaliser les densités du stock dans les deux zones<sup>90</sup>, ce qui crée un excédent de pression exercée par la biomasse du stock sur la zone la moins productive, entraînant à son tour un flux de transfert net de biomasse vers la zone la plus productive. Au contraire, si cette zone est mise en réserve, la pêche diminue la pression exercée par la biomasse sur l'écosystème de l'autre zone, ce qui génère un transfert net de biomasse depuis la réserve ( $T_{12} > 0$ ). Cet effet de *spillover* devient, comme on l'a vu, la source majeure des captures réalisées par les pêcheurs lorsque l'effort devient important (cf. fig.10 supra).

Le 4<sup>ème</sup> graphique permet tout d'abord de faire ressortir les avantages et les inconvénients du recours à une réserve en termes de volume de capture. Lorsque l'effort de pêche reste inférieur à un certain seuil (niveau  $E_a$  sur le graphique), la production halieutique est plus importante si la pêche est autorisée dans les deux zones que si la zone 1 est mise en réserve. Dans ce cas en effet, les inconvénients qui résultent pour les pêcheurs de la restriction de leur espace d'activité l'emportent sur les effets positifs de la réserve en termes de *spillover*, qui restent peu importants lorsque la pression de pêche est faible. La situation s'inverse lorsque l'effort de pêche devient suffisamment important ( $E > E_a$  sur le graphique), dans la mesure où la décroissance des captures lorsque le stock est surexploité est plus rapide en l'absence de réserve que si une réserve soustrait une partie du stock aux effets directs de la pression de pêche. En d'autres termes, si le niveau auquel le régulateur peut limiter l'effort de pêche est supérieur au seuil  $E_a$ , la mise en réserve de la zone 1 lui permettra d'accroître non seulement la biomasse d'équilibre, mais aussi les captures d'équilibre.

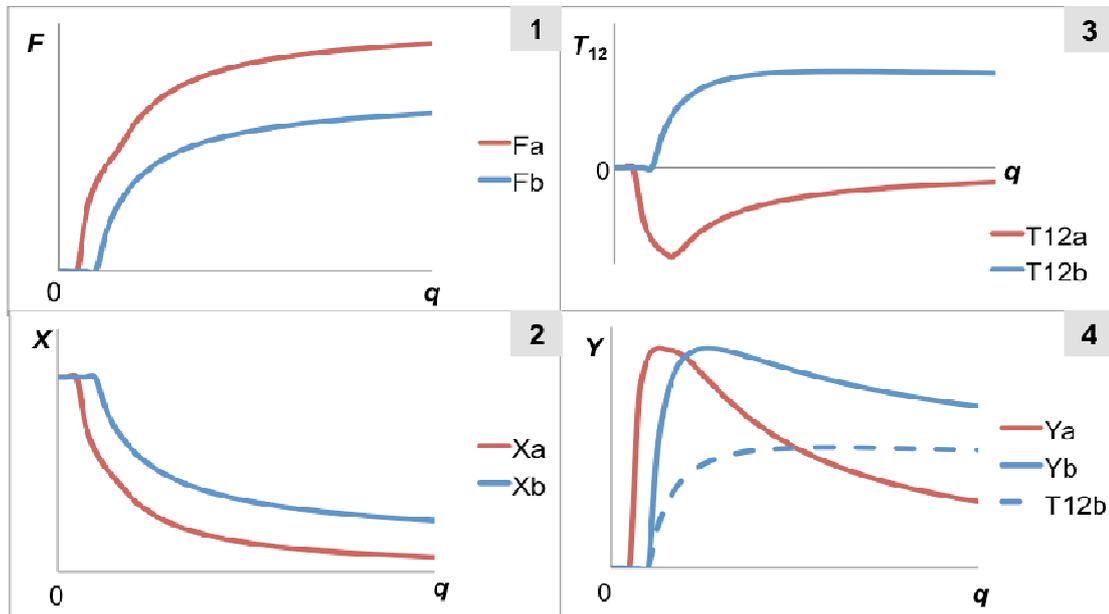
Comme il ressort également du graphique 4, l'effet d'optimum de second rang exercé par la mise en réserve d'une zone lorsque la pression de pêche est élevée peut concerner non seulement les captures, mais aussi la rente halieutique<sup>91</sup>. Le niveau d'effort correspondant à l'équilibre de libre accès est en effet plus élevé lorsqu'une réserve est instituée ( $E_c$ ) que lorsque les deux zones sont ouvertes à la pêche ( $E_b$ ). Dans le cas où l'effort peut être stabilisé entre ces deux points, le recours à une réserve permet donc d'obtenir une rente positive, contrairement au scénario d'ouverture des deux zones à la pêche. Si l'effort est limité à un niveau inférieur au point  $E_b$ , la rente est positive dans les deux scénarios, mais elle est plus élevée dans le scénario avec réserve dès lors que  $E$  est supérieur à  $E_a$ .

Les quatre graphiques de la figure ci-dessous illustrent l'impact du progrès technique, symbolisé comme à la section 4 par l'augmentation du coefficient de capturabilité  $q$ , sur l'état de la pêcherie selon qu'elle est gérée sans réserve de pêche (scénario a, courbes en trait rouge) ou avec mise en réserve de la zone 1 (scénario b, courbes en trait bleu). L'hypothèse retenue en matière d'accès à la ressource dans la ou les zone(s) ouverte(s) à la pêche est l'hypothèse n°3 : dès lors qu'une zone est ouverte à la pêche, on suppose qu'aucun contrôle sur l'accès à la ressource n'y est exercé, de sorte que l'équilibre qui s'y instaure est l'équilibre de libre accès, caractérisé par une rente halieutique nulle.

<sup>90</sup> Si la densité du stock était plus élevée dans une zone que dans l'autre, la CPUE y serait plus élevée et il en serait de même de la rentabilité de l'effort (le coût unitaire réel de l'effort étant supposé égal dans les deux zones). Cet écart de rentabilité entraînerait un déplacement de l'effort de pêche vers la zone à densité la plus forte, et le mouvement se poursuivrait jusqu'à ce que les densités s'égalisent.

<sup>91</sup> La rente halieutique réelle ( $R/P$ ) correspondant à un niveau donné d'effort se lit sur ce graphique comme la distance verticale entre la courbe de capture d'équilibre  $Y(E)$  et la droite de coût réel de l'effort  $CE/P$ .

Figure 28 : Influence du progrès technique sur le taux de mortalité par pêche ( $F$ ), la biomasse du stock ( $X$ ), les transferts interzones ( $T_{12}$ ) et les captures ( $Y$ ) : libre accès aux deux zones (scénario a) vs. mise en réserve de la zone 1 (scénario b)



Dans les deux scénarios de gestion, le progrès technique accroît le taux global de mortalité par pêche (graphique 1), ce qui entraîne une diminution de la biomasse du stock (graphique 2). Toutefois, quel que soit le niveau du coefficient de capturabilité<sup>92</sup>, la mise en réserve d'une zone se traduit par un taux de mortalité plus faible, et donc une biomasse plus importante que dans le scénario sans réserve. Si les conditions pour un NMBS sont réunies (relation (12)), la création d'une réserve permet d'échapper à l'extinction du stock vers laquelle conduit inéluctablement (au moins de façon asymptotique) le progrès technique dans une pêcherie laissée en libre accès. Ce cas est illustré sur le graphique 2.

La mise en réserve d'une zone génère un effet de spillover vers la zone de pêche, ce qui, dans le cas où la zone mise en réserve est la plus productive, implique comme on l'a vu une inversion du sens du transfert net de biomasse entre les deux zones par rapport au scénario sans réserve. Le graphique 3 illustre l'influence du progrès technique sur ce transfert net dans chaque scénario de gestion. En cas de libre accès aux deux zones, l'épuisement progressif de la biomasse totale sous l'effet du progrès technique se traduit par un flux de transfert net interzones qui tend vers zéro. En cas de la mise en réserve de la zone 1, ce flux, de signe opposé, tend vers une limite positive s'il existe un NMBS.

Le flux de transfert net de biomasse depuis la réserve devient la source principale des captures dans la zone laissée en libre accès lorsque le progrès technique augmente le coefficient de capturabilité. Ce phénomène est illustré sur le graphique 4, où les captures sont représentées en trait plein et le transfert net depuis la réserve en train discontinu. Lorsque le coefficient de capturabilité dépasse un certain seuil, l'effet de spillover permet à la production halieutique avec réserve de dépasser le niveau atteint avec mise en exploitation des deux zones : l'intérêt du recours aux AMP pour la gestion des pêcheries augmente avec l'efficacité technique de la pêche.

<sup>92</sup> Au-delà du seuil requis pour l'exploitation de la pêcherie en libre accès.

### 3.5 Conclusion sur les modèles bioéconomiques

Le modèle présenté ci-dessus visait deux objectifs : familiariser le lecteur avec les concepts de base de l'analyse bioéconomique appliquée à la gestion des pêcheries avec AMP, et illustrer une partie des débats qui ont accompagné le développement de cette technique dans la période récente (supra, section 4). Le caractère fortement simplificateur des hypothèses sur lesquelles il repose limite naturellement sa portée explicative. Son analyse a néanmoins permis de mettre en lumière certains déterminants majeurs de l'impact des AMP sur la situation des pêcheries. Ces déterminants peuvent être rangés en deux catégories :

- les facteurs biophysiques influençant la capacité de la réserve à abriter une biomasse minimale de sécurité (dynamique naturelle de la ressource, taille et productivité de la réserve, connectivité avec la zone de pêche) ;
- les facteurs anthropiques d'ordre technique, économique et institutionnel qui influencent la mortalité par pêche dans la zone ouverte à cette activité (capturabilité, coût de l'effort, prix au débarquement, mesures de régulation).

L'étude du fonctionnement du modèle a permis d'illustrer les points suivants :

- pour un niveau d'effort de pêche donné quelconque, l'instauration d'une réserve permet d'accroître la biomasse totale de la ressource ;
- cette mesure augmente également la résilience de la pêcherie, dès lors que sont réunies les conditions pour l'existence d'un niveau minimal de biomasse en sûreté ;
- si le régulateur est dans l'incapacité de réduire l'effort de pêche au niveau requis par la maximisation de la rente halieutique, le niveau de celle-ci peut dans certaines circonstances être amélioré par la création d'une réserve (optimum de second rang) ;
- si le régulateur est dans l'incapacité totale de contrôler l'effort dans toute zone ouverte à la pêche, la création d'une réserve est sans effet durable sur la rente halieutique mais peut agir favorablement sur le volume de capture d'équilibre ;
- les effets favorables de cette mesure sont d'autant plus importants que l'efficacité technique de la pêche est forte.

Comme le montre la revue de littérature, la modélisation bioéconomique des AMP va bien au delà de l'illustration très simplifiée qui vient d'être proposée. Les modèles développés dans la période récente permettent d'analyser les effets de la création d'une AMP dans des conditions beaucoup plus diversifiées que celles qui ont été retenues ici. Aujourd'hui, le facteur limitant leur application aux situations du monde réel n'est pas d'ordre conceptuel, mais d'ordre empirique. Pour s'en tenir aux aspects halieutiques des AMP, la limite principale est généralement constituée par la faiblesse des connaissances empiriques sur la mobilité spatiale des populations exploitées par la pêche (mobilité des adultes et dispersion larvaire). Cette faiblesse est critique, car les effets halieutiques d'une AMP dépendent très largement de la mobilité de la ressource entre zone de non-pêche et zone de pêche<sup>93</sup>. La difficulté à réunir des connaissances opérationnelles dans ce domaine est accrue par le fait que les déterminants de la mobilité spatiale des ressources halieutiques ne sont pas exclusivement d'ordre biophysique. Comme on a cherché à le montrer ici, ils ont également une composante économique et institutionnelle. Une analyse strictement biologique de cette question est donc vouée à l'échec.

<sup>93</sup> ou, plus généralement, entre zones d'intensité halieutique différenciée.





## 4. Indicateurs socioéconomiques de performance ou de suivi des AMP

Après une description des caractéristiques générales de la démarche « indicateurs » appliquée à l'évaluation des AMP sur le plan socioéconomique, ce chapitre présente une sélection de quatre méthodologies pour la construction d'indicateurs socioéconomiques de performance ou de suivi des AMP. Les deux premières sont proposées par des organismes internationaux (IUCN, GCRMN), les deux suivantes ont été développées dans le cadre de projet de recherche (EMPAFISH, AMPHORE).

### 4.1 La démarche indicateurs

Le suivi du fonctionnement d'une AMP repose sur l'observation d'une série d'indicateurs<sup>94</sup>. Ces indicateurs constituent en principe une pièce du dispositif qui doit permettre d'évaluer les performances de l'AMP au regard des objectifs qui lui ont été assignés (cf. Introduction, Fig.2). En pratique toutefois, ils sont le plus souvent utilisés de façon autonome.

D'une part, les indicateurs utilisés pour caractériser le fonctionnement de l'AMP servent rarement à alimenter une méthodologie cohérente d'analyse de projet : l'application d'une méthodologie de type ACA se heurte fréquemment à l'insuffisance des données permettant de monétiser les effets non-marchands de l'AMP<sup>95</sup>, et le recours à une AMC bute quant à lui souvent sur l'absence d'éléments permettant de pondérer les différents critères d'appréciation en fonction des préférences de la collectivité. Dans ces conditions, l'évaluation repose généralement sur le suivi d'un « tableau de bord » d'indicateurs permettant, dans le meilleur des cas, d'évaluer séparément les performances de l'AMP au regard de chacun des objectifs qu'elle est censée poursuivre (sous réserve qu'un lien clair ait été établi entre objectifs et indicateurs), mais non de porter une appréciation d'ensemble. En ce domaine, la définition de valeurs-seuils pour chaque indicateur, ou pour certains d'entre eux, peut constituer un palliatif : les résultats d'ensemble seront considérés comme « acceptables » tant que certaines valeurs-seuils ne sont pas franchies<sup>96</sup>.

D'autre part, les indicateurs sont rarement reliés à un modèle bioéconomique permettant de simuler le fonctionnement de l'AMP. Ils résultent le plus souvent d'observations directes, issues d'enquêtes ad hoc ou du traitement de données statistiques préexistantes (par exemple de données de fréquentation, dans le cas où il existe un système d'enregistrement de la fréquentation de l'AMP). L'absence d'un modèle permettant de simuler le fonctionnement de l'AMP complique l'interprétation des informations fournies par ces indicateurs : il est en effet malaisé, dans ces conditions, d'identifier ce qui est imputable à l'AMP dans les phénomènes observés. L'observation, parallèlement à l'AMP, d'une « zone-témoin » non protégée peut

<sup>94</sup> « Un indicateur est une unité d'information mesurée au cours du temps et permettant de documenter les changements intervenus dans des attributs spécifiques d'une AMP » (Pomeroy et al., 2004).

<sup>95</sup> D'où, parfois, le recours à des ACA « partielles », limitées aux effets marchands de l'AMP. Cette approche pragmatique est admissible, sous réserve que le caractère partiel de l'évaluation ainsi réalisée ne soit pas perdu de vue. Une attitude négligente vis-à-vis de cette réserve est une source de biais dans l'évaluation.

<sup>96</sup> Voir par exemple McField et Kramer, 2007.

constituer une solution de rechange, mais cette solution est rarement pratiquée<sup>97</sup>. Il est en effet difficile de définir une zone non protégée suffisamment semblable à l'AMP pour que la comparaison des observations effectuées sur les deux zones ait valeur probante. Dans ces conditions, il peut être plus approprié de parler d'indicateurs de « suivi » que d'indicateurs de « performance » des AMP.

Ces indicateurs sont souvent répartis en grands domaines à connotation disciplinaire. Conformément à l'objet de cette étude, les développements qui suivent se limiteront aux indicateurs considérés comme « à caractère socioéconomique ». Il est clair, toutefois, que l'appréciation des performances d'une AMP, qu'elle soit ou non formalisée dans le cadre d'une procédure de type ACA/AMC, repose sur des indicateurs de tout type, sans s'arrêter au rattachement disciplinaire de chacun d'eux.

Les indicateurs à caractère socioéconomique se focalisent généralement sur l'impact de l'AMP sur les populations locales. Il existe au moins une bonne raison à cela : même si la fonction de base d'une AMP n'est pas le développement économique local mais la conservation d'un écosystème, la question de son influence sur le système socioéconomique local est critique car elle gouverne son acceptabilité sociale. En effet, il existe généralement une profonde asymétrie spatiotemporelle entre les coûts et les bénéfices procurés par une AMP : alors que les bénéfices attendus sont généralement à long terme et ont souvent une échelle spatiale large (particulièrement dans le domaine des valeurs d'existence), les coûts en termes de restrictions d'usages sont immédiats et, dans la majorité des cas, essentiellement supportés par les populations locales (phénomène que l'on tente parfois de compenser par des mesures d'aide au développement de nouvelles « activités génératrices de revenus »).

Ces indicateurs socioéconomiques peuvent être de nature quantitative ou qualitative (dans ce cas, ils peuvent être transcrits sur une échelle quantitative en termes de « score »). Ils peuvent reposer sur des données « objectives » (évolution des revenus des pêcheurs par exemple) ou sur des perceptions (opinion des pêcheurs concernant l'impact de l'AMP sur leur activité par exemple). En pratique, on constate un large recours aux indicateurs qualitatifs de perception. A cela, deux explications complémentaires peuvent être avancées.

La première tient aux difficultés pratiques que soulève la récolte de données « objectives » fiables, notamment dans le domaine des revenus, souvent mal documenté et toujours sensible. La seconde raison est plus fondamentale : en l'absence d'un modèle de fonctionnement de l'AMP ou d'observations fiables issues d'une zone-témoin, il peut être difficile d'interpréter les évolutions observées concernant des indicateurs « objectifs » comme les revenus, la fréquentation ou les emplois.

<sup>97</sup> Idéalement, les deux zones devraient être observées en parallèle, avant et après la création de l'AMP. En pratique, l'établissement d'un état de référence préalablement à la création de l'AMP fait souvent défaut.

## 4.2 Méthodologie IUCN

Dans un manuel publié en 2004, l'IUCN propose une méthodologie générique pour évaluer l'efficacité des AMP à l'aide d'une grille d'indicateurs (Pomeroy et al., 2004). La démarche se veut essentiellement pragmatique : la grille est susceptible d'être adaptée en fonction des caractéristiques de chaque cas concret, et un mode d'emploi est proposé pour la construction et l'interprétation de chaque indicateur.

### 4.2.1 Vue d'ensemble

Le point de départ de l'analyse est la définition des objectifs assignés à l'AMP. Ceux-ci peuvent évidemment varier d'un cas à l'autre, mais le manuel propose une grille générique des objectifs susceptibles d'être poursuivis par une AMP donnée. Ces objectifs sont hiérarchisés en objectifs généraux ou « buts » (*goals*) et objectifs spécifiques, simplement désignés sous l'appellation « objectifs » (*objectives*), chaque « but » étant décomposé en un nombre plus ou moins important d'« objectifs ». Les buts et objectifs sont répartis en trois domaines :

- Buts et objectifs biophysiques
- Buts et objectifs socioéconomiques
- Buts et objectifs de gouvernance

Le tableau ci-dessous présente la liste générique des buts susceptibles d'être poursuivis par une AMP dans chacun de ces domaines :

Tableau 4 : Buts généraux des AMP par domaine (Pomeroy et al., 2004/2006)<sup>98</sup>

Domaine	Buts
Biophysique	1 Protection et durabilité des ressources marines
	2 Protection de la biodiversité
	3 Protection d'espèces individuelles
	4 Protection des habitats
	5 Restauration des zones dégradées
Socio-économique	1 Amélioration ou maintien de la sécurité alimentaire
	2 Amélioration ou maintien des moyens de subsistance
	3 Amélioration ou maintien des bénéfices non monétaires pour la société
	4 Répartition équitable des bénéfices issus des AMP
	5 Maximisation de la compatibilité entre la gestion et la culture locale
	6 Promotion de la sensibilisation et des connaissances en matière d'environnement
Gouvernance	1 Structures et stratégies de gestion efficaces
	2 Structures juridiques efficaces
	3 Représentation et participation effective des parties prenantes à la gestion
	4 Respect du plan de gestion par les utilisateurs des ressources
	5 Gestion et réduction des conflits d'usage

Pour chaque domaine, le manuel définit ensuite une série d'indicateurs censés renseigner sur la réalisation des objectifs. La correspondance indicateurs-objectifs n'est pas bijective : plusieurs indicateurs peuvent concourir à renseigner sur la réalisation d'un même objectif et, symétriquement, un même indicateur peut contribuer à renseigner sur la réalisation de plusieurs objectifs. C'est pourquoi, dans chaque domaine, les relations entre objectifs et indicateurs sont présentées sous la forme d'une matrice.

<sup>98</sup> Traduction rectifiée à partir de l'édition originale en langue anglaise.

## 4.2.2 Domaine socioéconomique

Dans le domaine socioéconomique, le manuel dénombre 6 buts généraux (cf. tableau précédent), qu'il décompose en 21 objectifs spécifiques (tableau ci-dessous). La liste des buts et objectifs socioéconomiques proposée par les auteurs est extrêmement diversifiée. Elle fait appel à des considérations d'efficacité, mais aussi d'équité (but 4). Elle inclut des valeurs d'usage, mais aussi de non-usage (but 3). En ce qui concerne les usages, elle recouvre aussi bien des usages non-marchands que marchands. Les aspects culturels et scientifiques sont largement représentés (buts 3, 5 et 6). On relève par ailleurs que, si certains objectifs concernent les bénéfices procurés par l'AMP à la société toute entière (objectif 1B, buts 3 et 6), la satisfaction des besoins des communautés locales occupe une place très importante dans la liste des buts et objectifs susceptibles d'être assignés aux AMP (objectif 1A, buts 2, 4 et 5, objectif 6A)<sup>99</sup>.

Tableau 5 : Buts et objectifs socioéconomiques des AMP (Pomeroy et al., 2004/2006)

Buts		Objectifs	
1	Amélioration ou maintien de la sécurité alimentaire	1A	Besoins nutritionnels des résidents côtiers satisfaits ou améliorés
		1B	Augmentation des disponibilités des produits de la mer locaux destinés à la consommation de la population
2	Amélioration ou maintien des moyens de subsistance	2A	Amélioration du statut économique et de la richesse relative des résidents côtiers et/ou des utilisateurs des ressources
		2B	Stabilisation ou diversification de la structure professionnelle et des revenus des ménages en réduisant la dépendance vis-à-vis des ressources marines
		2C	Promotion de l'accès local aux marchés et aux capitaux
		2D	Amélioration de la santé des résidents côtiers et/ou des utilisateurs des ressources
3	Amélioration ou maintien des bénéfices non monétaires pour la société	3A	Amélioration ou maintien de la valeur esthétique
		3B	Amélioration ou maintien de la valeur d'existence
		3C	Amélioration ou maintien de la valeur du milieu sauvage naturel
		3D	Amélioration ou maintien des opportunités de loisir
		3E	Amélioration ou maintien de la valeur culturelle
		3F	Amélioration ou maintien des valeurs des services environnementaux
4	Répartition équitable des bénéfices issus des AMP	4A	Répartition équitable des bénéfices monétaires entre les communautés côtières et par leur biais
		4B	Répartition équitable des bénéfices non monétaires entre les communautés côtières et par leur biais
		4C	Amélioration de l'équité au sein des structures sociales et entre les groupes sociaux
5	Maximisation de la compatibilité entre la gestion et la culture locale	5A	Prévention ou minimisation des effets négatifs sur les pratiques et relations traditionnelles ou sur les systèmes sociaux
		5B	Protection des caractéristiques culturelles ou des sites et monuments historiques liés aux ressources côtières
6	Promotion de la sensibilisation et des connaissances en matière d'environnement	6A	Promotion du respect et/ou de la compréhension des connaissances locales
		6B	Amélioration de la compréhension du public en matière de «durabilité» environnementale et sociale
		6C	Augmentation du niveau de connaissances scientifiques du public
		6D	Amélioration des connaissances scientifiques grâce à des activités de recherche et de surveillance

<sup>99</sup> Toutefois, en l'absence de pondération des objectifs, cette importance reste purement nominale.



Pour informer sur le degré de réalisation de ces objectifs, le manuel propose 16 indicateurs socioéconomiques. Le tableau ci-dessous présente la liste de ces indicateurs et décrit succinctement la façon dont ils peuvent être renseignés. Dans la grande majorité des cas, ces indicateurs revêtent un caractère pluridimensionnel<sup>100</sup>, et le mode de collecte de l'information permettant de les renseigner est l'enquête de terrain, auprès d'un échantillon de la population locale ou de certains « acteurs-clés ». On relève l'importance des indicateurs de perception (7 indicateurs sur 16), en particulier en ce qui concerne les aspects halieutiques de l'AMP : l'incidence de l'AMP sur l'activité de pêche et la disponibilité de produits de la pêche n'est appréhendée qu'à travers la perception qu'en ont les pêcheurs et consommateurs locaux. Certains indicateurs peuvent, à première vue, sembler n'avoir que des liens très indirects avec la notion d'AMP (état des logements, accès aux services sanitaires et sociaux...). Ce phénomène s'explique par le fait que le manuel s'adresse en premier lieu aux gestionnaires d'AMP dans les pays en voie de développement. Dans le contexte de ces pays, l'aspect « contribution au développement économique et social » joue un rôle considérable dans le jugement porté sur le fonctionnement d'une AMP.

---

<sup>100</sup> C'est particulièrement le cas pour l'indicateur S1, dont la complexité laisse planer un doute sur le statut même d'indicateur que lui confère le manuel.

Tableau 6 : Indicateurs socioéconomiques de performance des AMP (Pomeroy et al., 2004/2006)

N°	Nom	Description complémentaire	Nature	Collecte des données
S1	Modèles ( <i>patterns</i> ) locaux d'utilisation des ressources marines	Manières dont les populations utilisent les ressources côtières et marines et agissent sur leur état	Factuel	Données préexistantes (statistiques, rapports...), entretiens semi-directifs, observations
S2	Valeurs et croyances locales concernant les ressources marines		Perception	Enquête auprès des populations locales
S3	Niveau de compréhension des impacts humains sur les ressources		Perception	Enquête auprès des populations locales
S4	Perceptions concernant la disponibilité en produits de la mer	Opinion des consommateurs locaux sur la disponibilité en produits alimentaires issus de la pêche	Perception	Enquête auprès des populations locales
S5	Perceptions concernant l'abondance de la récolte des ressources locales	Opinion des pêcheurs sur l'abondance de la ressource (principales espèces cibles)	Perception	Enquête auprès des pêcheurs locaux
S6	Perceptions concernant les valeurs non-marchandes (usage et non-usage)		Perception	Enquête auprès des populations locales
S7	Mode de vie matériel des populations locales	Caractéristiques des logements	Factuel	Enquête auprès des populations locales
S8	Qualité de la santé humaine	Nutrition, accès aux services sanitaires, mortalité infantile	Factuel	Données statistiques, observations, enquête auprès d'informateurs-clés
S9	Répartition des revenus des ménages par source		Factuel	Enquête auprès des populations locales
S10	Structure d'activité des ménages	Répartition des activités productives au sein de la communauté (par âge, sexe, groupe social)	Factuel	Données statistiques, enquête auprès des populations locales
S11	Infrastructures communautaires et commerces	Hôpitaux, écoles, routes, systèmes d'assainissement, commerces...	Factuel	Données statistiques, observations, enquête auprès d'informateurs-clés
S12	Nombre et nature des marchés	Marchés des produits de la mer en provenance de l'AMP et de sa zone périphérique	Factuel	Données statistiques, observations, enquête auprès d'informateurs-clés, des pêcheurs, des commerçants
S13	Connaissances des parties prenantes ( <i>stakeholders</i> ) sur l'histoire naturelle	Connaissances non basées sur la science des populations locales sur l'environnement naturel et l'impact des activités humaines	Perception	Enquête auprès des populations locales
S14	Diffusion des connaissances formelles au sein des communautés locales	Degré d'information des populations locales sur la connaissance scientifique en matière d'environnement naturel et d'impact des activités humaines	Perception	Enquête auprès des populations locales
S15	Proportion des membres des groupes de parties prenantes exerçant des fonctions de responsabilité	Fonctions de responsabilité en relation avec la gestion de l'AMP	Factuel	Données administratives, enquête auprès d'informateurs-clés
S16	Changement dans l'état des sites et monuments ancestraux et historiques		Factuel	Données historiques, observation, enquête auprès d'informateurs-clés

Le tableau suivant présente la correspondance entre objectifs et indicateurs socioéconomiques.

Tableau 7 : Matrice de correspondance objectifs / indicateurs socioéconomiques  
(Pomeroy et al., 2004/2006)

Buts et objectifs	Sécurité alimentaire		Moyens de subsistance				Bénéfices non monétaires pour la société					Répartition équitable bénéf. AMP			Compatibilité avec culture locale		Sensibilité et connaissances environnementales				
	1A	1B	2A	2B	2C	2D	3A	3B	3C	3D	3E	3F	4A	4B	4C	5A	5B	6A	6B	6C	6D
S1 Utilisation des ressources			•	•												•					
S2 Valeurs et croyances																•	•	•	•	•	•
S3 Compréhension des impacts																			•		
S4 Disponibilité en PDM	•	•				•							•								
S5 Abondance ressources		•																			
S6 Valeurs non marchandes							•	•	•	•	•	•	•								
S7 Mode de vie matériel			•										•								
S8 Santé Humaine						•							•								
S9 Revenus par source			•	•																	
S10 Structure d'activité				•									•								
S11 Infrastructures et commerces			•		•	•							•								
S12 Marchés des PDM				•	•																
S13 Connaissances informelles																			•		
S14 Connaissances formelles																			•	•	•
S15 Fonctions de responsabilité													•	•							
S16 Sites et monuments																	•				

On remarque que certains objectifs sont renseignés par un nombre restreint d'indicateurs, voire un seul indicateur (objectifs rattachés aux buts 1, 3, 5 et 6), alors que d'autres peuvent être appréhendés à partir d'une gamme d'indicateurs plus large (objectifs rattachés aux buts 2 et 4). Symétriquement, certains indicateurs ont un large spectre, alors que d'autres sont focalisés sur un but, voire un objectif particulier.

## 4.3 Méthodologie SocMon

La méthodologie SocMon (pour « socioeconomic monitoring») concerne le suivi socio-économique des zones littorales, à l'usage des gestionnaires de ces zones. Elle a été développée, au cours de la dernière décennie, dans le prolongement du « manuel socio-économique pour la gestion des récifs coralliens » édité par le GCRMN (Global Coral Reef Monitoring Network) en 2000 (Bunce *et al.*, 2000) et a connu, à ce jour, cinq déclinaisons régionales : pour les Caraïbes et l'Asie du Sud-Est en 2003, pour l'Océan Indien occidental en 2006, pour l'Asie du Sud et les îles du Pacifique en 2008. La présentation qui suit prend appui sur le guide pour l'Océan Indien Occidental (dit « SocMon WIO »), dont il existe une version en langue française (Malleret-King *et al.*, 2006).

### 4.3.1 Vue d'ensemble

Contrairement au manuel IUCN, les guides de suivi SocMon ne s'adressent pas spécifiquement aux gestionnaires d'AMP, mais plus largement aux gestionnaires de zones côtières, dans une optique de gestion intégrée. La portée de cette différence ne doit pas être surestimée, et il est significatif que l'illustration de la méthodologie présentée dans le guide SocMon WIO concerne une AMP (Parc marin de la baie de Mnazi et de l'estuaire du Ruvuma, en Tanzanie).

Comme le manuel IUCN, le guide SocMon WIO s'adresse aux gestionnaires d'une zone littorale bien déterminée<sup>101</sup>, et leur propose une batterie d'indicateurs (le guide SocMon utilise le terme « variables ») destinée à les aider dans le suivi de leur gestion. Dans les deux cas, on trouve le croisement, sous forme matricielle, d'objectifs et d'indicateurs censés renseigner sur la réalisation de ces objectifs<sup>102</sup>. Dans les deux cas également, l'accent est mis sur l'aspect pratique, avec des recommandations méthodologiques sur la collecte, le traitement et l'analyse des données. Tout au plus peut-on noter que le guide SocMon WIO utilise la notion de « suivi de la gestion » sans mettre en avant, comme le fait le manuel IUCN, la notion d'*efficacité* de cette gestion (sauf de façon ponctuelle).

La différence majeure entre les deux documents concerne le champ thématique couvert par les indicateurs qu'ils proposent. Alors que le manuel IUCN couvre trois domaines (biophysique, socioéconomique, gouvernance), le guide SocMon WIO, comme son nom l'indique, se cantonne au domaine socioéconomique (dans la classification SocMon, ce qualificatif inclut la gouvernance). Selon ce guide, « SocMon est un ensemble de directives visant à établir un programme de suivi socio-économique au niveau local » et, à ce titre, « fournit une liste de variables socio-économiques prioritaires aux gestionnaires du littoral » (op.cit., p.3). On lit dans le document que « SocMon est également conçu pour expliquer aux gestionnaires, souvent biologistes, ce qu'est la socio-économie, dans quelle mesure l'information socio-économique leur sera utile, quels aspects (variables) il leur sera important de suivre pour améliorer la gestion au

<sup>101</sup> Contrairement aux manuels intitulés « A Reference Guide on the Use of Indicators for Integrated Coastal Management » (Belfiore *et al.*, 2003) et « Healthy Reefs for Healthy People » (McField et Kramer, 2007) qui se situent sur une pluralité d'échelles (nationale, régionale, locale) et qui, de ce fait, sont plus éloignés de la problématique AMP.

<sup>102</sup> La signification qu'il convient d'accorder à la notion d'objectif n'est pas totalement explicitée dans le guide SocMon WIO. Il semble qu'il ne faille pas l'assimiler systématiquement, comme dans le manuel IUCN, à des objectifs de gestion, mais plutôt aux champs utiles pour la gestion de la zone que permettent de renseigner les données collectées.



niveau du site » (Ibid. p.4). Comme le manuel IUCN, le guide SocMon propose des méthodologies qui se veulent compatibles avec les moyens limités dont disposent généralement les gestionnaires des zones concernées (contexte des pays en voie de développement) et insiste sur la nécessité d'adapter les indicateurs qu'il propose et les prescriptions qu'il contient aux réalités du terrain local.

Ce souci conduit les auteurs du guide SocMon à recourir avec parcimonie à des indicateurs factuels quantitatifs, pour privilégier les indicateurs qualitatifs et de perception, plus faciles et moins coûteux à renseigner. « Par exemple, lit-on dans l'ouvrage, le suivi des captures fournit des données importantes pour les décideurs. Cependant un suivi fiable des prises est compliqué et cher à mettre en place. Ceci n'est pas proposé dans SocMon WIO. L'information fournie par de tels programmes serait complémentaire à celle fournie par le suivi proposé dans SocMon WIO » (op.cit.p.5).

Pour chaque indicateur, le guide SocMon décrit la méthodologie de collecte de l'information et la périodicité recommandée de collecte. Selon les indicateurs, cette périodicité est la suivante : tous les 2, 3 ou 5 ans. Les modes de collecte de l'information sont au nombre de 4 :

- Sources secondaires (données préexistantes – statistiques issues de recensements de la population par exemple)
- Interview d'informateurs clés et focus groups
- Enquête auprès des ménages (le manuel comporte des précisions concernant les précautions à prendre avec la notion de « ménages », selon le contexte socioculturel)
- Observation de terrain

Les données collectées doivent permettre d'informer le gestionnaire sur l'évolution de la situation dans les domaines suivants :

- Identification des menaces, problèmes, solutions et opportunités
- Détermination de l'importance, de la valeur et de la signification culturelle des ressources et de leurs utilisations
- Evaluation des impacts positifs et négatifs des mesures de gestion
- Evaluation de la performance de l'organisme de gestion
- Renforcement de la participation des acteurs et développement de programmes de sensibilisation appropriés
- Vérification et documentation des hypothèses de conditions socio-économiques dans la zone, de la dynamique de la communauté et des perceptions des acteurs
- Etablissement d'une base de référence et d'un profil de la communauté

### 4.3.2 Liste des indicateurs

Les indicateurs proposés, au nombre de 53, sont regroupés en 9 domaines :

Tableau 8 : Indicateurs SocMon WIO par domaine (d'après Malleret-King et al., 2006)

Domaine		Nombre d'indicateurs
1	Zone d'étude	1
2	Acteurs	2
3	Démographie	15
4	Santé	1
5	Infrastructures et commerces	2
6	Activités côtières et marines	10
7	Gouvernance	11
8	Attitudes et perceptions	10
9	Statut socioéconomique	1
	Total	53

Le tableau suivant donne le détail des indicateurs des domaines 6, 8 et 9, qui concernent plus directement notre domaine d'étude.

Tableau 9 : Indicateurs SocMon WIO : domaines 6, 8 et 9 (d'après Malleret-King et al., 2006)

Domaine	Nom de l'indicateur	Descriptif sommaire
6. Activités côtières et marines	Activités	Identification des activités (pêche, aquaculture, tourisme...)
	Biens et services	Identification des biens et services produits par les activités (espèces pêchées...)
	Méthodes	Identification des méthodes utilisées par les activités (engins...)
	Valeur des biens et services	Appréciation qualitative de la valeur monétaire produite (« haute », « moyenne », « basse »)
	Marchés ciblés et mécanismes de vente	Qualification du rayon d'action : International, régional, local
	Modes d'utilisation	Localisation et temporalité des activités (récifs, baies, saison...)
	Niveau d'utilisation par des non-résidents (dans la zone d'étude)	Appréciation qualitative : « élevé », « moyen », « bas »
	Niveau et type d'impact	Perception qualitative de l'impact des activités sur l'écosystème (« pêche excessive »...)
	Utilisation des biens et services	Autoconsommation, vente
	Profil des touristes	Indicateur quantitatif : par origine, par type d'activité...
8. Attitudes et perceptions	Condition des ressources	Appréciation qualitative (très bon, bon, mauvais, très mauvais) sur l'état des mangroves, récifs, etc.
	Menaces perçues	Identification par type de menace (% de répondants percevant une menace)
	Connaissance de la réglementation	% de répondants déclarant connaître la réglementation concernée
	Respect de la réglementation	% de répondants déclarant respecter la réglementation concernée
	Perception de l'application de la réglementation	Opinions sur la façon dont la réglementation est appliquée
	Problèmes et solutions perçues pour la gestion de la côte	Opinions sur la nature des problèmes et solutions
	Problèmes communautaires perçus	Opinions sur la nature des problèmes communautaires
	Succès et défis de la gestion du littoral	Opinions sur les résultats de la gestion
	Valeurs non-marchandes et de non-usage	% de répondants se déclarant d'accord avec des affirmations du type « les coraux sont importants pour protéger le littoral contre les vagues et les tempêtes »
9. Statut socioéconomique	Bien-être matériel	Caractéristiques des logements

*Encart 5 : Ce qu'il faut retenir sur la méthodologie Socmon*

- La plupart des indicateurs du tableau ci-dessus sont de type pluridimensionnel.
- Il n'existe aucun indicateur monétaire : l'indicateur sur les valeurs monétaires produites par les activités concernées est qualitatif, et l'indicateur sur le statut socio-économique aborde le bien-être matériel des populations locales à travers les caractéristiques physiques des logements (matériaux, nombre de pièces, équipement...).
- Dans le domaine des activités côtières et maritimes, le nombre d'indicateurs factuels et quantitatifs est très faible.
- Pour l'essentiel, les indicateurs sont de type qualitatif ou concernent des perceptions. Cette dernière catégorie n'est pas confinée au domaine « attitudes et perceptions » : elle déborde largement sur le domaine « activités maritimes et côtières ».

## 4.4 Méthodologie EMPAFISH

La méthodologie présentée dans cette section a été développée dans le cadre du projet européen EMPAFISH (FP6, 2005-2007) consacré à une analyse pluridisciplinaire de 20 AMP d'Europe du Sud sous l'angle de la conservation des écosystèmes marins et de l'aménagement des pêcheries ([www.um.es/empafish/](http://www.um.es/empafish/)). Un volet de ce projet (WP3), couvrant seulement 12 AMP parmi les 20, était consacré aux effets socioéconomiques des AMP. Pour analyser ces effets, des indicateurs socio-économiques ont été construits.

Par rapport à la méthodologie IUCN présentée à la section 2, la méthodologie EMPAFISH pour la construction de ces indicateurs présente des similitudes, mais aussi d'importantes différences. La principale similitude est le mode de collecte l'information, qui fait très largement appel aux enquêtes de terrain. Les principales différences sont les suivantes :

- Le champ couvert est plus restreint : seules sont prises en compte les valeurs d'usage générées par les services écosystémiques des AMP. Compte tenu de la nature des AMP étudiées, les usages suivants ont été retenus : pêche artisanale et usages récréatifs (pêche récréative, plongée sous-marine).
- Les indicateurs sont focalisés sur les effets des usages de l'AMP sur l'économie locale, et limités aux effets à caractère marchand.
- Ces indicateurs sont de type exclusivement « factuel » (par opposition aux indicateurs de perception) et quantitatif : revenus et emplois générés localement par les usages considérés. Cependant, l'analyse des indicateurs fait appel à des données de perception (voir infra).

Les données primaires requises pour la construction des indicateurs ont été collectées par voie d'une enquête de terrain menée auprès d'échantillons d'usagers des services de l'AMP : pêcheurs professionnels et récréatifs, opérateurs et clients des centres de plongée sous-marine (au total, 1836 questionnaires d'enquête ont été exploités). La méthodologie de cette enquête est décrite sous forme d'un guide pratique dans Alban *et al.*, 2006. On trouvera dans Alban *et al.*, 2007 une présentation des résultats de l'enquête, ainsi que des indicateurs qui en sont issus. Ces travaux ont fait l'objet d'une valorisation scientifique dans Roncin *et al.*, 2008 et dans Alban *et al.*, 2011.

Après avoir décrit les étapes de la construction des indicateurs, on présente à titre illustratif les principaux résultats obtenus dans le cadre du projet EMPAFISH. Dans un troisième temps, la méthodologie est discutée.



#### 4.4.1 Définition de la zone terrestre voisine de l'AMP

Les indicateurs socioéconomiques retenus dans le cadre du projet EMPAFISH visent à appréhender les effets de la fréquentation de l'AMP sur l'économie locale, c'est-à-dire l'économie de la zone terrestre voisine de l'AMP.

La catégorie de « zone voisine » peut difficilement être définie en termes génériques, car elle dépend de la taille et de la fréquentation de l'AMP considérée. Par exemple, dans le cas du parc marin de la Grande Barrière de Corail (GBRMP) en Australie, les effets économiques de la fréquentation de l'AMP ont été appréhendés à l'échelle de l'Etat du Queensland (KPMG, 2000), un choix qui est cohérent avec les caractéristiques de l'AMP (350 000 km<sup>2</sup>, près de 4 millions de visiteurs par an). En Europe du Sud, les AMP sont beaucoup plus petites (en moyenne 210 km<sup>2</sup>, dont 10 km<sup>2</sup> de zone interdite à la pêche pour les 12 cas d'étude EMPAFISH), et la traduction opérationnelle la plus appropriée pour le terme de « zone voisine de l'AMP » est sans doute la notion de *zone d'emploi*, c'est-à-dire de zone incluant la majorité des allers-retours quotidiens domicile-travail. Cependant, l'information sur les zones d'emploi limitrophes des AMP n'était disponible que pour une partie des cas d'étude, ce qui a conduit à adopter les conventions suivantes :

- Tous les pêcheurs commerciaux fréquentant l'AMP ont été considérés comme « locaux », hypothèse jugée raisonnable au regard du port d'attache et de la taille des bateaux de pêche opérant dans les AMP du projet EMPAFISH.
- Les usagers récréatifs (pêcheurs récréatifs, plongeurs) ont été considérés comme « locaux », ou « résidents », si la distance entre l'AMP et leur domicile était inférieure à 50 km (les résultats de l'enquête indiquent que la plupart des personnes vivant au-delà de ce périmètre doivent passer au moins une nuitée hors de leur domicile pour pratiquer leur activité de loisir dans l'AMP).

#### 4.4.2 Estimation de la fréquentation annuelle de l'AMP par les pêcheurs professionnels et les usagers récréatifs

Ces estimations ont été fournies par les gestionnaires des AMP concernées. Dans certains cas, elles ont pu être précisées, vérifiées, complétées à partir d'autres sources (enquêtes auprès des opérateurs de plongée notamment). Les estimations de fréquentation revêtent un caractère plus ou moins approximatif selon les cas d'étude et les usages. L'incertitude est maximale pour les pêcheurs récréatifs, étant donné le caractère le plus souvent totalement informel de l'activité (pas de permis, pas d'opérateurs commerciaux ou associatifs<sup>103</sup>).

#### 4.4.3 Estimation des revenus et emplois générés localement par la fréquentation de l'AMP

Etant donné l'absence de données à l'échelle locale, cette estimation s'est cantonnée aux revenus et emplois « primaires » ou « directs ». La méthodologie mise en œuvre est basée sur une distinction entre usagers transformant les services écosystémiques de l'AMP en marchandises (pêcheurs commerciaux) et usagers consommant ces services à des fins récréatives (pêcheurs récréatifs et plongeurs sous-marins)<sup>104</sup>.

<sup>103</sup> Contrairement à la plongée sous-marine qui s'exerce majoritairement par l'intermédiaire de centres de plongée (structures associatives ou entreprises), dans le secteur de la pêche de loisir, l'activité s'exerce de façon très minoritaire par le biais de guides de pêche.

<sup>104</sup> L'activité commerciale des centres de plongée et des guides de pêche est prise en compte à travers les dépenses effectuées par leurs clients (voir infra).

Dans le premier cas, les revenus et emplois qui sont comptabilisés correspondent à l'activité de pêche commerciale à l'intérieur de l'AMP, prise comme un proxy pour la zone où les effets de « spillover » générés par la zone interdite à la pêche sont significatifs (hypothèse fragile mais difficilement évitable en l'absence d'informations précises sur ces effets). L'estimation s'effectue selon le processus suivant :

- Les éléments suivants sont issus de l'enquête de terrain auprès des pêcheurs professionnels fréquentant l'AMP : valeur annuelle débarquée, emploi à la pêche en équivalents temps plein annuel (ETPA), part de l'activité annuelle réalisée dans l'AMP.
- La valeur ajoutée, c'est-à-dire la valeur débarquée diminuée des consommations intermédiaires (carburant, etc.) est estimée par application de ratios standards à la valeur débarquée (70% pour les bateaux de moins de 10 mètres ; 50% pour les bateaux de 12 à 24mètres)<sup>105</sup>. Ces ratios sont issus de la littérature concernant la pêche artisanale en Méditerranée française (Leblond *et al.*, 2008).
- Les revenus et l'emploi directs générés par l'activité de pêche dans l'AMP sont estimés par application à la valeur ajoutée annuelle et au nombre d'ETPA du ratio issu de l'enquête représentant la part de l'activité annuelle effectuée dans l'AMP.
- Les résultats par navire sont élevés à l'échelle de la flottille opérant dans l'AMP à l'aide des informations sur la fréquentation de la zone.

Dans le cas des usages récréatifs (pêche de loisir, plongée sous-marine), les revenus et emplois comptabilisés sont ceux que génèrent les dépenses locales des usagers récréatifs non-résidents pendant leur séjour à proximité de l'AMP (hôtellerie-restauration, opérateurs de plongée, guides de pêche, commerces divers). Afin de ne pas surestimer l'effet-AMP, un filtre appelé « facteur d'attribution » (Johnson et Moore, 1993) a été utilisé. Ce filtre est fondé sur la motivation du déplacement hors domicile des usagers non-résidents. Les étapes de l'estimation sont les suivantes :

- Pour chaque usage, le nombre annuel d'usagers non-résidents est estimé en appliquant à l'estimation de la fréquentation totale le pourcentage d'usagers non-résidents issu de l'enquête de terrain.
- Parmi les usagers non-résidents, seuls sont retenus ceux dont la motivation principale du déplacement hors domicile, telle qu'elle ressort des réponses à l'enquête, est la pratique de la pêche ou de la plongée dans l'AMP (facteur d'attribution).
- La dépense locale de ces usagers est estimée à partir des réponses à l'enquête.
- La valeur ajoutée annuelle et le nombre d'emplois ETPA générés par cette dépense sont estimés par application de ratios standard issus de la littérature (420 000 € de valeur ajoutée et 9,89 ETPA en moyenne pour 1 million d'euros de dépense locale). Ces ratios concernent le tourisme littoral en France (Kalaydjian *ed.*, 2006).

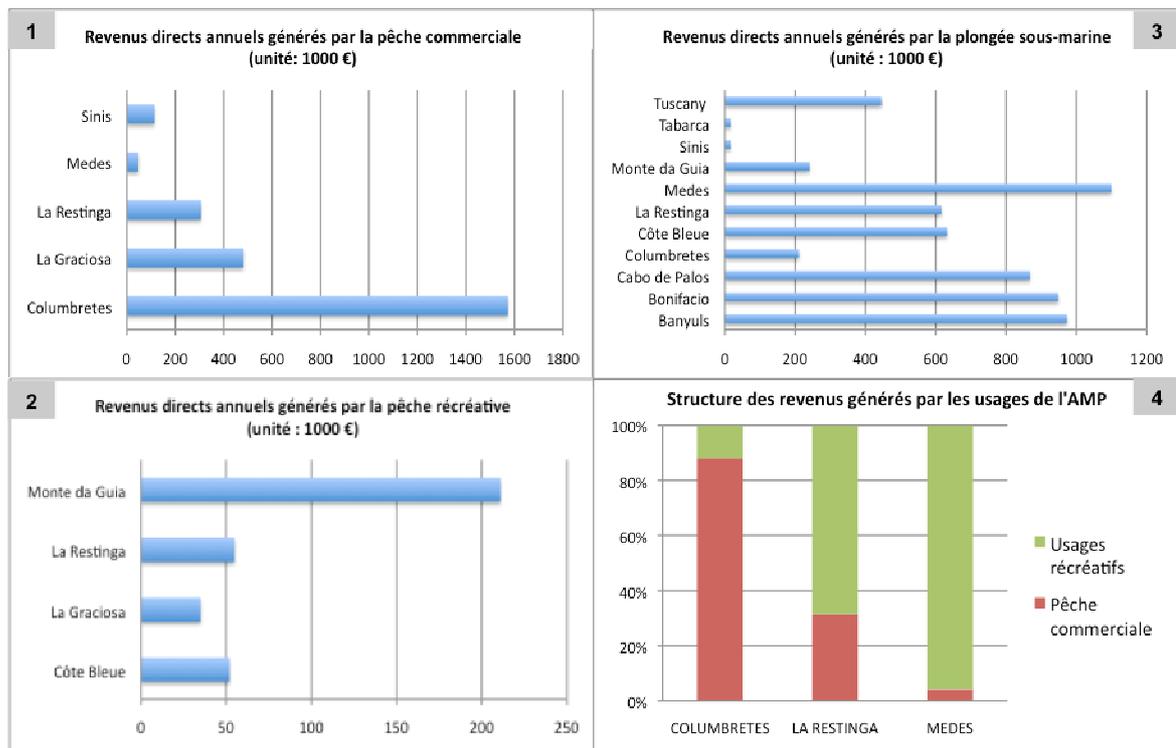
#### 4.4.4 Résultats

Du fait des limitations temporelles et budgétaires imposées à l'étude, la totalité des données de base requises par la méthodologie décrite ci-dessus n'a pas pu être collectée pour chaque usage et chaque cas d'étude. L'estimation a pu être menée à bien dans 11 cas sur 12 pour ce qui concerne la plongée sous-marine, mais seulement dans 5 cas pour la pêche commerciale et 4 cas pour la pêche récréative.

<sup>105</sup> La plupart des bateaux concernés ont une longueur inférieure à 12 mètres. La longueur moyenne des navires couverts par l'enquête est de 10,7 mètres.

A titre illustratif, la figure ci-dessous présente les résultats issus de cette estimation, en ce qui concerne les revenus (contrepartie des valeurs ajoutées). Les graphiques 1 à 3 représentent les estimations des revenus annuels directs générés par la pêche commerciale, la pêche de loisir et la plongée sous-marine respectivement. Le 4<sup>ème</sup> graphique représente, pour trois AMP, la structure des revenus générés par la pêche commerciale d'une part, et par les usages récréatifs (pêche de loisir, plongée) d'autre part. Ce graphique fait apparaître deux types d'AMP assez nettement différenciés : AMP à vocation principalement axée sur la pêche professionnelle d'un côté, AMP à vocation principalement récréative de l'autre côté (ce second type semble dominant dans la zone d'étude).

Figure 29 : Projet EMPAFISH : revenus générés par les usages des AMP (Alban et al., 2007)



### 4.4.5 Discussion

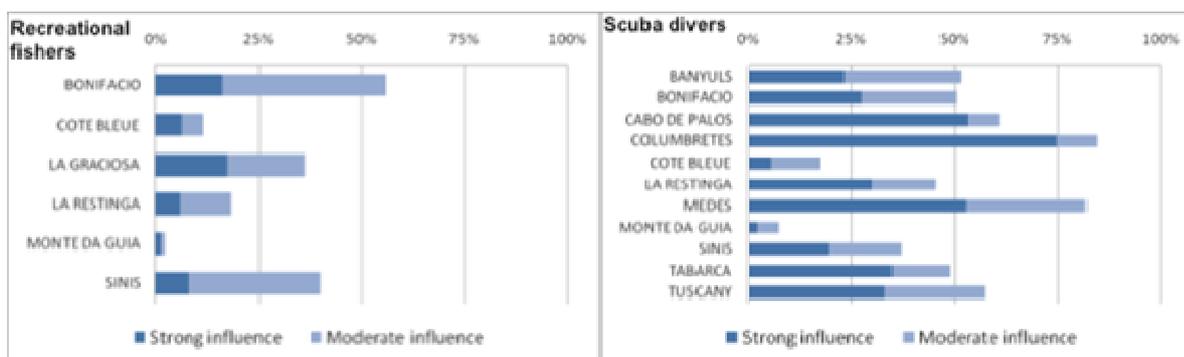
Une des limites de la méthodologie présentée ci-dessus est qu'elle ne permet pas d'attribuer clairement les effets socio-économiques estimés à l'existence et à la gestion de l'AMP : si les zones étudiées n'étaient pas protégées, elles continueraient probablement à être fréquentées par des pêcheurs et des plongeurs sous-marins, dont l'activité et/ou la présence dans la zone générerait des revenus et des emplois. Pour évaluer l'incidence économique de la protection de la zone, il faut pouvoir séparer « l'effet-site » de « l'effet-réserve » (Pendleton, 1995).

Dans beaucoup de cas (dont les cas d'étude du projet EMPAFISH), l'absence d'état de référence préalable à la création de l'AMP et la difficulté à établir une zone-témoin en dehors de l'AMP s'opposent aux tentatives visant à estimer directement l'effet-réserve sur la base des comportements observés. Une solution alternative consiste à demander aux personnes enquêtées comment elles se seraient comportées si la zone n'était pas protégée. Cette approche contingente a été utilisée par Carlsen et Wood (2004) dans leur évaluation de l'impact économique des activités récréatives et du tourisme dans les parcs nationaux et parcs marins d'Australie occidentale. Ces auteurs estiment un « facteur de substitution », qu'ils définissent comme le montant de dépense touristique qui disparaîtrait si la zone considérée n'était pas protégée. Leur estimation se fonde sur les réponses à une enquête de terrain, dans laquelle les visiteurs du parc sont interrogés sur ce que serait leur comportement de séjour « si l'environnement naturel qu'ils trouvent dans le parc n'existait pas à l'échelle régionale ». Cependant, l'interprétation des réponses à cette question peut s'avérer malaisée, dans la mesure où elle ne sépare pas clairement ce qui est dû au site de ce qui est dû à sa protection. En outre, le transfert de cette approche contingente à la population des pêcheurs professionnels ne va pas de soi : dans leur cas, la question n'est pas simplement de savoir s'ils continueraient ou non à fréquenter la zone, mais plutôt de savoir de combien leurs revenus varieraient (et dans quel sens) si la zone n'était pas protégée.

De façon plus générale, le problème que pose l'approche contingente de l'effet-réserve tient au fait que beaucoup de répondants n'ont pas une vision claire des implications de la protection sur les services de l'écosystème qu'ils utilisent. Cependant, des informations qualitatives sur l'importance relative de l'effet-réserve et de l'effet-site peuvent être obtenues à partir de réponses à l'enquête concernant les perceptions et opinions des usagers de l'AMP.

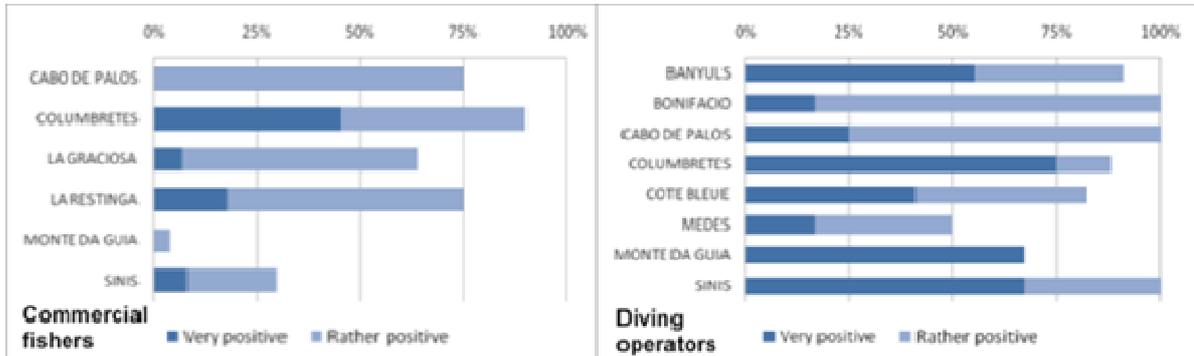
Un premier type d'information peut être tiré des réponses des usagers récréatifs à une question concernant l'influence du statut d'AMP sur leur choix de site d'activité. La comparaison des réponses des pêcheurs de loisir et de celles des plongeurs fait apparaître un contraste entre les deux types d'activité, le statut d'AMP jouant un rôle nettement plus important dans les choix des plongeurs que dans ceux des pêcheurs de loisir.

Figure 30 : Déclarations des usagers récréatifs concernant l'influence du statut d'AMP sur le choix du site d'activité (Roncin et al., 2007)



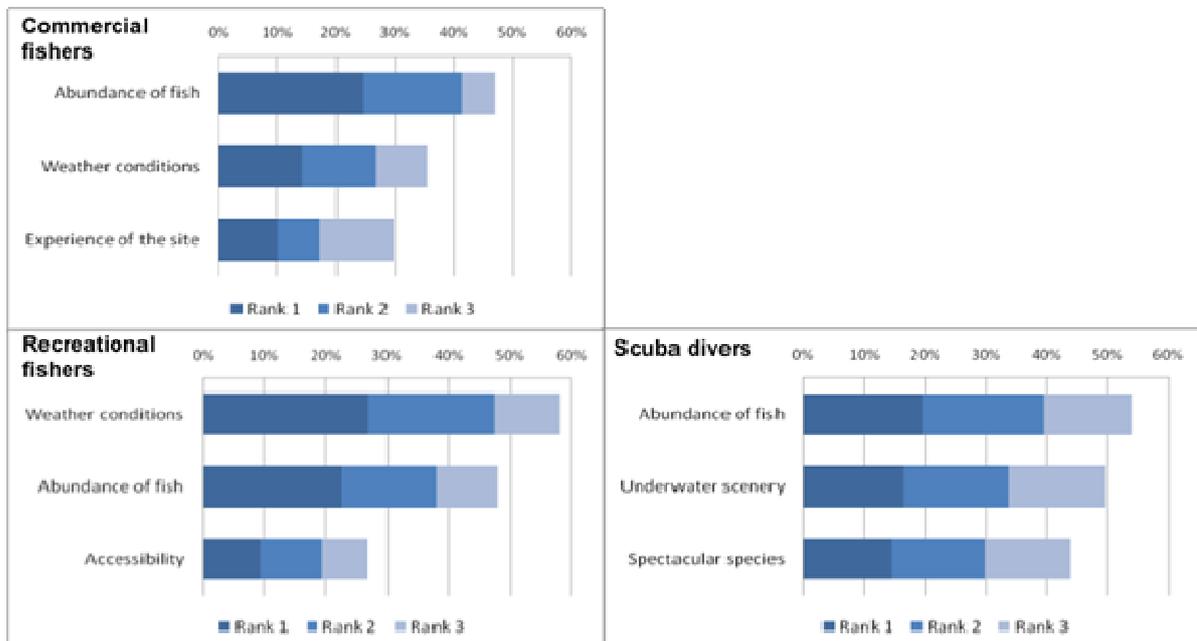
Un résultat similaire est obtenu lorsque l'on interroge les opérateurs commerciaux sur l'influence qu'exerce, selon eux, l'existence de l'AMP sur leur activité : les réponses des gérants de centres de plongée sont généralement beaucoup plus positives que celles des pêcheurs professionnels.

Figure 31 : Opinions des opérateurs commerciaux concernant l'impact de l'AMP sur leur activité (Roncin et al., 2007)



Ainsi, l'effet-réserve semble beaucoup plus net dans les perceptions des usagers non-extractifs des services écosystémiques de l'AMP (plongeurs) que dans celles des usagers extractifs (pêcheurs). Ce constat peut être rapproché des réponses de ces deux types d'usagers à la question concernant leurs principaux critères de sélection d'un site d'activité. Il ressort de ces réponses que, pour les plongeurs comme pour les pêcheurs, l'abondance de poissons joue un rôle primordial (pour les plongeurs, la qualité du paysage sous-marin et la présence d'espèces emblématiques jouent également un rôle très important).

Figure 32 : Principaux critères de choix d'un site d'activité (Roncin et al., 2007)



Mais sous cet angle, l'AMP fonctionne de façon très différente pour les plongeurs<sup>106</sup> d'une part, et pour les pêcheurs d'autre part. En effet, pour les premiers, l'activité s'effectue généralement, à titre principal, dans la réserve (zone de non-pêche), alors que pour les seconds, l'activité (du moins sa composante légale) s'effectue par définition hors de la réserve. Pour les usagers non-extractifs, la mise en réserve d'une zone présente majoritairement des avantages, alors que pour les pêcheurs, le bilan des avantages et des inconvénients est plus complexe et plus incertain : d'un côté, l'opération vient réduire leur zone d'activité, mais d'un autre côté, ils peuvent espérer bénéficier de l'effet de *spillover* que doit générer la réserve. Les incertitudes scientifiques autour de cet effet semblent largement partagées par les pêcheurs, et contribuent certainement à expliquer leur opinion nuancée sur les effets attribuables à l'AMP.

## 4.5 Méthodologie AMPHORE

La méthodologie présentée dans cette section a été développée dans le cadre du projet AMPHORE (2008-2011), financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) dans le cadre de son programme « Biodiversité », et consacré à une analyse pluridisciplinaire de deux AMP méditerranéennes (Parc National de Port-Cros et Réserve Naturelle des Bouches de Bonifacio) et de deux AMP d'Afrique de l'Ouest (Parc National du Banc d'Arguin en Mauritanie et AMP communautaire de Bamboung au Sénégal). Comme dans le cadre du projet EMPAFISH, l'angle d'étude est celui de la conservation des écosystèmes marins et de l'aménagement des pêcheries, et un volet du projet a été consacré à la construction d'indicateurs socio-économiques de performance des AMP (Boncœur *et al.*, 2011)<sup>107</sup>.

La méthodologie des indicateurs socio-économiques mise en œuvre dans le cadre du projet AMPHORE présente plusieurs points communs avec celle du projet EMPAFISH :

- Les valeurs de non-usage ne sont pas abordées
- Les usages halieutiques et récréatifs sont privilégiés
- Les effets socioéconomiques pris en compte sont essentiellement ceux qui concernent les populations locales
- Le nombre d'indicateurs est restreint

Les principales différences avec la méthodologie EMPAFISH sont les suivantes :

- Le champ couvert est plus large : les indicateurs socio-économiques AMPHORE couvrent non seulement les impacts de l'AMP sur les usages halieutiques et récréatifs de l'écosystème, mais aussi, plus globalement, ses effets sur le développement économique et le bien-être des populations locales ; par ailleurs, ils traitent de la soutenabilité sociale et financière de l'AMP.
- La construction des indicateurs privilégie l'approche des effets de l'AMP en termes de perceptions des acteurs (ce qui rapproche la méthodologie AMPHORE de la méthodologie IUCN). Alors que, dans EMPAFISH, les indicateurs sont de types « factuel » (calcul de valeurs ajoutées et d'emplois) et sont interprétés à l'aide de données de perception, dans AMPHORE la démarche est symétrique : dans leur majorité, les indicateurs sont construits sur la base d'enquêtes de perception, et leur interprétation peut ensuite prendre appui, lorsque l'information existe, sur des données factuelles issues d'autres sources (bases de données sur la pêche artisanale par exemple).

<sup>106</sup> Et, plus généralement, pour les usages non-extractifs de l'écosystème (observation des oiseaux, des mammifères marins...).

<sup>107</sup> AMPHORE comporte également deux volets consacrés respectivement à la construction d'indicateurs biologiques et d'indicateurs de gouvernance.



Les développements qui suivent sont consacrés à la présentation des indicateurs socio-économiques AMPHORE, puis à une illustration de leur construction dans un cas d'étude.

#### 4.5.1 Présentation des indicateurs

Les indicateurs socioéconomiques du projet AMPHORE couvrent cinq domaines :

- Effets de l'AMP sur la pêche commerciale et / ou vivrière
- Effets de l'AMP sur les activités récréatives
- Effets de l'AMP sur le développement économique local
- Efficacité de l'AMP en matière de résolution des conflits d'usage
- Autonomie financière de l'AMP

Les deux premiers indicateurs visent deux catégories d'activités constituant des usages majeurs des services écosystémiques rendus par les AMP. Le troisième indicateur a, quant à lui, une fonction plus synthétique : il s'agit de prendre en compte l'impact de l'AMP sur l'économie locale dans son ensemble, compte tenu, à la fois, des effets indirects et induits générés par les usages que couvrent les indicateurs 1 et 2, et de l'existence possible d'autres activités localement impactées par l'AMP<sup>108</sup>. Les indicateurs 4 et 5 concernent respectivement la viabilité sociale et la viabilité financière de l'AMP, le premier à travers sa capacité à réguler les conflits d'usage<sup>109</sup>, le second à travers sa capacité à générer des ressources propres lui permettant de couvrir ses coûts de fonctionnement.

Les effets socioéconomiques visés par les trois premiers indicateurs sont normalement appréhendés à travers les revenus et / ou les emplois générés localement par les activités considérées (cf. méthodologie EMPAFISH). Cette approche factuelle et quantitative se heurte toutefois à plusieurs obstacles sérieux, et qui peuvent dans certains cas se révéler critiques :

- Une première difficulté concerne le champ des activités à prendre en compte. Cette difficulté concerne particulièrement l'indicateur 3, par nature très synthétique.
- Une deuxième difficulté concerne la mesure des valeurs ajoutées et des emplois dans les activités considérées. Même dans le cas, a priori le plus simple, des activités marchandes, cette mesure peut être problématique, car il n'existe pas nécessairement de bases de données statistiques adaptées à cet exercice, ce qui implique de recourir à des enquêtes directes pour tenter d'obtenir des informations sur des données souvent considérées comme « sensibles » par les acteurs concernés, et donc avec des risques non négligeables de rejet de leur part (ou de réponses fantaisistes).

<sup>108</sup> Par exemple les « activités génératrices de revenus » promues dans le cadre de certaines AMP pour susciter l'adhésion des populations locales, souvent à titre de substitution vis-à-vis d'activités impactées négativement par les mesures de conservation prises dans le cadre de l'AMP.

<sup>109</sup> Ce type d'indicateur est classé par le manuel IUCN parmi les indicateurs de gouvernance. La frontière entre indicateurs socioéconomiques et indicateurs de gouvernance n'est pas toujours très nette, et de toutes façons en partie conventionnelle.

- Une troisième difficulté concerne la spatialisation des activités. Ce problème se pose particulièrement dans le cas de la pêche : il ne s'agit généralement pas de prendre en compte la totalité de l'activité d'un groupe de pêcheurs, mais uniquement la part de cette activité qui est en relation avec l'AMP. Une solution fréquemment mise en œuvre consiste à considérer comme « en relation avec l'AMP » toute activité qui se déroule dans le périmètre administratif de l'AMP (cf. méthodologie EMPAFISH). Mais, outre le fait que cette solution n'est pas d'application générale (certaines AMP ne comportent pas de zone de pêche), les bases sur lesquelles elle repose sont fragiles : il n'y a aucune raison que la zone sur laquelle les mesures de conservation prise dans le cadre de l'AMP font sentir leurs effets halieutiques se confonde avec le périmètre administratif de l'AMP.
- La question de l'imputation constitue une quatrième difficulté. La mesure des revenus et emplois effectivement générés par les usages des services rendus par l'écosystème d'une AMP ne permet pas de départager ce qui relève de « l'effet protection » et ce qui relève de « l'effet site ». Seul le premier effet peut être mis au compte de l'AMP, mais sa mesure reste malaisée en l'absence d'un modèle décrivant les processus bioéconomiques par lesquels la protection agit sur la qualité des services écosystémiques et sur leurs usages.

Ces difficultés ont conduit à adopter, dans le projet AMPHORE, une méthodologie alternative, basée sur les perceptions des acteurs. Dans cette approche il s'agit, par le biais d'enquêtes auprès d'échantillons des populations concernées, de connaître l'opinion que professent les acteurs sur l'efficacité de l'AMP.

Les enquêtes de perception, en général relativement aisées à mettre en œuvre, permettent de surmonter la plupart des difficultés techniques et psychologiques que soulèvent les enquêtes quantitatives à vocation « objective » concernant l'impact de l'AMP sur les revenus et les emplois. Cette méthodologie alternative présente toutefois certains inconvénients. Les enquêtes de perception, comme leur nom l'indique, ne donnent pas d'informations directes sur la réalité des effets de l'AMP, mais tout au plus sur la façon dont cette réalité est perçue par les acteurs. Il n'est évidemment pas certain que ceux-ci aient une idée juste de ce qui se passe réellement, et, à supposer que ce soit le cas, il n'est pas certain non plus qu'ils en fassent part sincèrement à l'enquêteur (possibilité de réponses « stratégiques » en fonction d'agendas cachés). Le recours à un panel d'experts peut constituer un palliatif, sans que l'on puisse assurer que cette solution, qui présente ses propres inconvénients, soit totalement exempte des risques que présente l'enquête de terrain auprès des acteurs.

Retenue pour les indicateurs 1 à 3, l'approche par les perceptions s'applique également à l'indicateur 4, consacré à la capacité de l'AMP à gérer les conflits d'usage. Il s'agit ici d'appréhender la façon plus ou moins conflictuelle dont chaque groupe d'utilisateurs des services de l'AMP perçoit ses relations avec d'autres groupes d'utilisateurs.

L'indicateur 5 est quant à lui de nature financière : il s'agit de mesurer, à travers un ratio de type « taux d'autofinancement », la place occupée par les ressources propres de l'AMP dans la couverture de ses charges de fonctionnement. Les informations permettant de calculer un tel ratio sont, normalement, disponibles auprès des gestionnaires de l'AMP.

#### 4.5.2 Illustration : le cas de l'AMP communautaire de Bamboung

Les indicateurs socio-économiques ont été construits dans 3 des 4 cas d'étude du projet AMPHORE : Bamboung, Banc d'Arguin et Port-Cros. Dans les deux premiers cas, la collecte des données a fait appel à une enquête de terrain auprès des populations concernées, dans le 3<sup>ème</sup> cas elle a reposé sur la consultation d'un panel d'experts (ce qui limite la comparabilité des résultats avec les deux autres cas). Nous illustrons ci-dessous la construction des indicateurs à l'aide du cas de l'AMP communautaire de Bamboung (AMPCB), pour lequel le dispositif des enquêtes de terrain a été le plus complet.

Encart 6 : Illustration d'une méthode d'enquête socio-économique: AMP communautaire de Bamboung

Dans le cas de l'AMPCB, les indicateurs 1 à 4 ont été construits à partir des résultats d'une enquête de terrain organisée en 2010 par deux partenaires du projet, le CRODT (Dakar) et l'UMR AMURE (Brest). Les réponses exploitées dans le cadre de la construction des indicateurs concernent deux populations : les habitants des 14 villages et les gérants des hôtels et campements touristiques de l'AMP et de sa zone périphérique<sup>110</sup>. Ces deux populations sont désignées ci-après sous les termes de « villageois » et « hôteliers » respectivement. Chacune d'elles a fait l'objet d'un questionnaire spécifique. Au total, l'enquête a permis de recueillir les réponses (exploitables) de 11 hôteliers et de 220 villageois.

Les questions permettant de renseigner les quatre premiers indicateurs sont consignées dans le tableau ci-dessous. Les réponses sont ensuite traduites en scores sur une échelle à cinq niveaux, allant du plus mauvais (0) au meilleur (4).

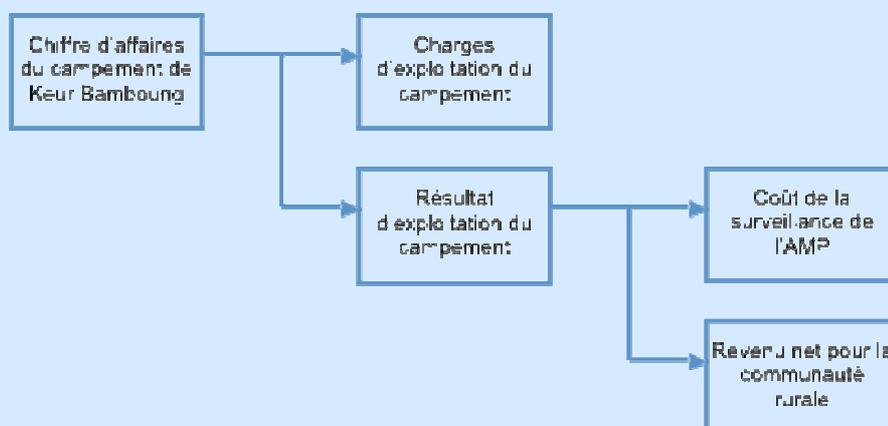
Tableau 10 : Projet AMPHORE, AMPC de Bamboung : questions relatives aux indicateurs 1 à 4

Indicateur	Enquête	Questions	Modalités de réponse
Pêche	Villageois	Quel a été l'effet de l'AMP sur vos activités de pêche ?	Positif Négatif Neutre
		Quel a été l'effet de l'AMP sur vos activités de cueillette <sup>111</sup> ?	
Activités récréatives	Hôteliers	Quel a été l'effet de l'AMP sur la fréquentation touristique ?	
		Quel a été l'effet de l'AMP sur votre situation personnelle ?	
Développement local	Villageois	Quel a été l'effet de l'AMP sur le développement économique de votre village ?	
Conflits d'usage	Villageois	Comment sont vos relations avec : <ul style="list-style-type: none"> <li>▶ les pêcheurs professionnels ?</li> <li>▶ les cueilleuses ?</li> <li>▶ les pêcheurs de loisir ?</li> <li>▶ les touristes ?</li> </ul>	Dans chaque cas : <ul style="list-style-type: none"> <li>▶ Bonnes</li> <li>▶ Mauvaises</li> <li>▶ Pas de relations</li> </ul>

La construction de l'indicateur 5 (autonomie financière) repose sur la comparaison des ressources propres et des charges de fonctionnement de l'AMP. Les ressources propres de l'AMP se résument, à ce jour, aux recettes procurées par la fréquentation d'un campement écotouristique (Keur Bamboung) créé à l'intérieur de l'AMP dans le cadre du projet. Les charges de fonctionnement sont celles du campement et de la surveillance de l'AMP. Le surplus éventuel

<sup>110</sup> Située dans la partie maritime du delta du Saloum au Sénégal, L'AMPCB comprend un chenal d'eau navigable (« bolong ») d'environ 7 km<sup>2</sup>, interdit à la pêche, entouré d'une zone de mangrove et de forêt (surface totale : 70 km<sup>2</sup>). Sa

Figure 33 : Principe du schéma de financement de l'AMPC de Bamboung



Dans ces conditions, le taux d'autofinancement de l'AMP s'exprime comme le rapport du résultat d'exploitation du campement au coût de surveillance de l'AMP. Ce taux est ensuite converti en score sur une échelle allant de 0 à 5.

Les résultats sont en cours d'analyse au moment de la rédaction du présent document.

Encart 7 : ce qu'il faut retenir sur la méthodologie Amphore

4 principales difficultés ont amené les spécialistes à développer des méthodologie d'enquête de perception sur l'efficacité de l'AMP (plus faciles) sur un échantillon d'acteur.

Les enquêtes de perception, ne donnent toutefois pas d'informations directes sur la réalité des effets de l'AMP, mais tout au plus sur la façon dont cette réalité est perçue par les acteurs. Les biais sur ce type d'enquêtes (opportunisme, réaction au contexte, parti-pris, ...) sont très importants et en général peu satisfaisants quant aux données économiques ou socio-économiques. Mais donnent néanmoins une tendance et un retour sur le point de vue des acteurs. Les croisements d'informations entre plusieurs groupes d'acteurs restent nécessaires.

zone périphérique a été officiellement définie lors de la création de l'AMP en 2003. Elle se compose de 14 villages de la communauté rurale de Toubacouta, en principe impactés par l'interdiction de pêche dans le bolong, et bénéficiant comme tels de mesures compensatoires.

<sup>111</sup> Récolte des coquillages.

## 5. Effets des AMP sur les communautés dépendantes de la pêche : études de cas

La capacité des AMP à fournir les bénéfices escomptés dépend de la combinaison de multiples facteurs : caractéristiques bio-géophysiques du site et des espèces à protéger, facteurs socio-économiques, modalités de gestion et cadre institutionnel (Dahlgren et Sobel, 2000 ; Roberts, 2000). La réalisation d'études préalables concernant ces multiples facteurs et leur interaction conditionne largement les chances de succès d'une AMP (Thomson, 1998 ; Agardy, 2000 ; Anon., 2002 ; Mascia, 2003). En pratique toutefois, l'insuffisance des bases de données et le manque de recul rendent souvent difficile l'évaluation de l'efficacité des AMP.

Ce chapitre traite des études de terrain proposant des éléments d'évaluation des effets socioéconomiques des AMP. La première section est consacrée aux évaluations des effets des AMP sur les activités halieutiques. La seconde section s'intéresse aux évaluations concernant les mesures de compensation, d'accompagnement et d'aide au développement d'activités alternatives génératrices de revenus (AAGR).

### 5.1 Synthèse des effets socio-économiques des AMP sur la pêche

Si une part importante de la littérature est consacrée aux bénéfices halieutiques *potentiels* des AMP, peu d'études socio-économiques appliquées démontrent les impacts *effectifs* des AMP sur la pêche. Ce constat est particulièrement frappant au regard de l'abondante littérature faisant la promotion des AMP comme outil de gestion des pêches. Les études empiriques se portent plus volontiers sur les effets de la fréquentation récréative et touristique des AMP.

En 1998, l'IUCN a publié un rapport sur les valeurs économiques des aires protégées, à partir de 16 études de cas (IUCN, 1998). Seules 3 études concernaient le milieu marin, mais aucune ne concernait la valeur économique des AMP à proprement parler, ni la pêche dans une AMP. Depuis lors, la situation semble n'avoir pas radicalement changé. Ainsi, dans le cadre d'une revue de littérature relative au « capital côtier de la Jamaïque », WRI (2011) dénombre 23 études empiriques, dont aucune n'évalue l'impact des AMP sur la gestion des pêches, à l'exception de Cesar *et al.* (2000). Au mieux, les études disponibles évaluent le poids économique de la pêche et estiment les pertes pour les communautés de pêcheurs dues à une insuffisante gestion des pêches engendrant surexploitation et dégradation des récifs coralliens (e.g. Sary *et al.*, 2003 ; Waite *et al.*, 2011). C'est d'ailleurs ce que fait en réalité l'étude précitée de Cesar *et al.* (2000). L'essentiel des études concerne les bénéfices récréatifs et touristiques procurés par les récifs coralliens en Jamaïque, en soulignant notamment la possibilité de financer les coûts de gestion des AMP à partir de droits d'entrée pour les visiteurs (e.g. Dharmaratne *et al.*, 2000 ; Reid-Grant et Bhat, 2009). Cette revue de littérature est assez représentative de l'analyse économique des AMP actuellement disponible.

Les études empiriques sur les effets socio-économiques des AMP en tant qu'outil de gestion des pêches restent peu nombreuses et sont de qualité inégale. Ce phénomène s'explique d'abord par la rareté des études socio-économiques préalables à la création de l'AMP ou de suivi de la pêche dans l'AMP après sa création, carence soulignée par plusieurs auteurs (Crowder *et al.*, 2000 ; Willis *et al.*, 2003 ; Pelletier *et al.*, 2005). L'essentiel de la littérature disponible concerne les

Philippines, les Caraïbes et, plus récemment, le Pacifique. Peu d'études concernent l'Afrique. L'état de référence socio-économique réalisé par Malleret (2004) pour l'AMP de Mnazi Bay, en Tanzanie, fait figure d'exception.

Un second facteur explicatif tient aux incertitudes scientifiques concernant les effets de la mise en réserve d'une zone sur celles qui restent ouvertes à la pêche : si l'impact sur les peuplements halieutiques à l'intérieur de la réserve est généralement bien documenté, les flux entre réserve et zones de pêche, ainsi que les effets de report de l'effort de pêche restent mal connus (cf. chapitre 2 de cette étude). Or, bien plus que la situation dans la réserve, ce sont ces phénomènes qui importent lorsque l'on veut évaluer l'impact de l'AMP sur la pêche.

### 5.1.1 Un accroissement des captures controversé

En l'absence de modélisation empirique permettant de quantifier les effets nets de débordement (*spillover*) depuis les zones fermées à la pêche vers les zones de pêche, les analyses empiriques de l'efficacité des AMP pour la gestion des pêches cherchent généralement à inférer ce type d'effet à partir de comparaisons de CPUE (ou de captures par unité de surface) dans le temps et/ou dans l'espace. Trois cas d'étude sont abondamment exploités dans la littérature : deux réserves aux Philippines, Sumilon Island et Apo Island (Russ et Alcala, 1996 ; Alcala *et al.*, 2005)<sup>112</sup>, et la réserve de la Soufrière à Sainte Lucie (Roberts *et al.* 2001). L'augmentation des CPUE, observée plusieurs années après la fermeture d'une partie de la zone de pêche (entre 5 et 8 ans) est considérée comme signifiant une augmentation des captures. Dans une étude récente sur 5 AMP au Vanuatu, les CPUE dans un rayon de 500 mètres autour des réserves sont comparées à celles qui sont obtenues dans 2 sites de contrôle sans réserve (Pascal, 2011), et les résultats de cette comparaison conduisent l'auteur de l'étude à conclure à l'existence d'un effet de débordement positif.

Toutefois, il ne suffit pas d'observer une augmentation des CPUE dans la zone de pêche pour inférer un effet global positif de l'AMP sur les captures : il faut également tenir compte de l'effet négatif de la fermeture d'une zone à la pêche (coût d'opportunité de la réserve).

Dans le cas de pêcheries récifales, Hatcher (1998) estime que « selon les résultats des études empiriques concernant les poissons récifaux, les effets de débordement sont rarement suffisants pour compenser les pertes directes de captures supportées par les pêcheurs du fait de la création de l'AMP », et en tire la conclusion que les promesses faites aux pêcheurs sont irréalistes. Dans le cas de l'AMP de Mombasa, au Kenya, McClanahan et Mangi (2000) constatent également que l'augmentation de la capture par unité de surface observée ne suffit pas à compenser les pertes liées à la fermeture d'une partie de la zone de pêche.

Sur la base d'une estimation de la productivité de la pêche artisanale au km<sup>2</sup>, Emerton (2000) estime le coût d'opportunité de la création de deux AMP contiguës (le parc national marin de Kiste et la réserve nationale marine de Mpunguti) créées au Kenya en 1973/1978, puis compare ce coût d'opportunité avec le chiffre d'affaires généré par la pêche (en 1998) dans ces deux AMP. L'auteur conclut que le coût d'opportunité est largement supérieur (de l'ordre d'un facteur 5). Toutefois, la création de l'AMP semble avoir permis de ralentir la baisse des rendements résultant d'une surexploitation importante.

Cesar *et al.* (2000)<sup>113</sup> s'appuient sur des estimations de la productivité au km<sup>2</sup> pour estimer les bénéfices économiques potentiels pour la pêche du plan de gestion de l'aire protégée de

<sup>112</sup> Il s'agit en fait d'une preuve *a contrario*, soulignant la baisse des CPUE après la réouverture de la zone de réserve à la pêche.

<sup>113</sup> L'étude de Guingand (2008) se revendique comme une mise à jour de l'évaluation réalisée par Cesar *et al.* (2000), en détaillant les bénéfices offerts par les services écosystémiques de l'AMP, et en s'appuyant sur une enquête économique auprès des pêcheurs pour caractériser la rentabilité économique de la pêche dans l'AMP.



Portland Bight, créée en 1999 en Jamaïque et classée comme « aire de conservation à usages multiples », sur la base d'un scénario « avec AMP » ou « sans AMP ». Pour ce faire, les auteurs comparent la productivité réelle de la pêche (en 1997) avec une estimation de ce que devrait être la productivité optimale de la pêcherie (au MSY). Ce faisant, ils évaluent plus le coût de la surexploitation des ressources que les bénéfices effectifs de l'aire protégée.

Dans son étude sur le Vanuatu, Pascal (2011) fait l'hypothèse que le coût d'opportunité des zones mise en réserve est négligeable, ce qu'il justifie par la taille très faible de ces zones (en moyenne 0,15 km<sup>2</sup>). Cette hypothèse et le constat qui la fondent conduisent à s'interroger sur la capacité de telles zones à produire des effets de débordement significatifs au niveau des pêcheries considérées (le TRI moyen des 5 AMP est estimé à 41%, dont un quart environ est attribué aux effets halieutiques des AMP).

Dépassant le cadre strict des AMP, plusieurs rapports récents se proposent d'évaluer la valeur économique des services rendus par les écosystèmes marins, notamment pour la pêche (e.g. O'Garra, 2007 ; Guingand, 2008 ; Pascal, 2010 ; voir aussi l'inventaire réalisé par l'ICRI en 2008). Ces études concernent principalement les récifs coralliens. Toutefois, dans le cadre d'une méta-analyse réalisée à partir de 52 études fournissant suffisamment d'informations statistiques (sur les 166 recensées au total), Brander *et al.* (2007) s'inquiètent de la qualité souvent faible de ces évaluations.

### 5.1.2 Les phénomènes de report de l'effort de pêche, d'accroissement des coûts d'exploitation et d'effet prix

La mise en réserve d'une zone préalablement ouverte à la pêche produit des modifications dans les stratégies de pêche, dans les coûts d'exploitation, et éventuellement dans les prix au débarquement. Ces différents effets doivent être pris en compte dans l'évaluation.

L'hypothèse la plus fréquente en termes de réallocation spatiale de l'effort de pêche suite à la création d'une réserve est celle de la concentration de l'effort en bordure de la zone fermée à la pêche (« *fishing the line* »), s'expliquant par un accroissement des CPUE à l'extérieur de la réserve. Selon Gell et Roberts (2003), ce serait même la première, voire la meilleure, preuve de l'efficacité halieutique d'une AMP (argument pas totalement convaincant car il néglige le coût d'opportunité de la réserve). Ce phénomène de pêche en bordure de la réserve est effectivement observé dans de nombreuses AMP (voir par exemple l'étude de Stelzenmüller *et al.*, 2008, concernant cinq AMP méditerranéennes). Il existe cependant des exceptions. Dans le cas de la réserve de Big Creek en Californie, Wilcox et Pomeroy (2003) expliquent la non concentration de l'effort de pêche en bordure de réserve par le coût engendré par la distance entre le port et les zones ouvertes à la pêche. Dans le cas de la réserve de Apo Island aux Philippines, Abesamis *et al.* (2005) mettent en évidence l'influence de la lune, des traditions dans le choix de la zone de pêche, mais aussi une aversion pour le risque de la part des pêcheurs (les pêcheurs ont tendance à ne pas pêcher près de la réserve car leur revenu mensuel y est plus instable que dans les zones de pêche situées plus au nord).

Il semble indispensable de mieux prendre en compte les dynamiques spatiales de l'effort de pêche<sup>114</sup>. En effet, plusieurs études mettent en garde contre les effets pervers de la réallocation de l'effort de pêche, phénomène susceptible de remettre en cause l'efficacité des AMP en tant qu'instrument de gestion des pêches (e.g. Sanchirico *et al.*, 2002 ; Holland *et al.*, 2004 ). A moins d'instaurer des mesures de gestion complémentaires, la fermeture d'une zone de pêche risque de se traduire par :

- une intensification de l'effort de pêche par les pêcheurs lésés, sur les zones encore ouvertes à la pêche (e.g Parrish ,1999) ;
- un redéploiement de l'effort de pêche vers d'autres pêcheries, qui risque d'avoir simplement pour effet de déplacer spatialement le problème de surexploitation que l'AMP prétend traiter (e.g. Smit, 1995 ; Bohnsack, 2000 ; Murawski *et al.* 2000) ;
- l'arrivée de nouveaux bateaux en provenance d'autres zones de pêche dans la zone adjacente à la réserve, attirés par le gain escompté, en termes d'accroissement des captures. Ce comportement opportuniste de certains pêcheurs aura pour conséquence une dissipation rapide des bénéfices de la réserve (e.g. Gulf of Mexico Fishery Management Council 1999).

L'analyse des effets distributifs de la création d'une AMP est donc nécessaire, pour identifier les gagnants et les perdants (e.g. Sanchirico *et al.*, 2002 ; Carter, 2003 ; Charles *et Wilson*, 2009 ; Charles, 2010). A partir d'un modèle de simulation appliqué à Georges Bank, Holland (2002) montre que certains pêcheurs peuvent être gagnants alors que d'autres seront perdants selon leur degré de dépendance par rapport à la zone mise en réserve et la distance au port. Les perdants sont souvent les petits bateaux de pêche artisanale qui ne sont pas adaptés pour pêcher plus au large, ce qui risque alors d'accroître la dangerosité du métier de la pêche.

Outre les comportements de réallocation spatiale de l'effort de pêche, les bénéfices socio-économiques d'une AMP peuvent aussi être affectés par un effet prix (e.g. Sanchirico, *et al.*, 2002 ; Carter, 2003) : la baisse des captures, ou la hausse des coûts de production que suscite la fermeture d'une zone à la pêche peut se trouver plus ou moins compensée par une hausse des prix au débarquement, selon l'élasticité-prix de la demande. Toutefois, à notre connaissance, aucun effet prix susceptible d'améliorer le revenu des pêcheurs malgré une éventuelle baisse des captures n'a été mis en évidence empiriquement. En revanche, dans le cadre d'une simulation concernant le projet de fermeture de la pêcherie démersale du Nord-Ouest d'Hawaï, Coffman *et al.*, (2009) mettent en évidence un phénomène de substitution des importations à la production locale, dû à la forte élasticité-prix de la demande locale, et provoquant des pertes économiques pour les pêcheurs locaux.

### 5.1.3 Perceptions des pêcheurs mitigées quant aux effets de l'AMP sur leur activité

En l'absence de suivi socioéconomique de la pêche dans les AMP, plusieurs études ont recours à la perception des pêcheurs pour analyser l'efficacité des AMP en tant qu'instrument de gestion des pêches. Les pêcheurs perçoivent-ils une amélioration de leur situation depuis la création de l'AMP, non seulement au niveau des captures, mais aussi en termes d'amélioration du revenu et des conditions de vie ? Plus fréquentes dans les pays développés, ces études de perception sont de plus en plus répandues dans les pays en développement, notamment pour essayer de compenser l'absence de suivi socioéconomique et d'étude préalable. En ce domaine, il existe de fortes disparités régionales : il semble qu'il y ait beaucoup moins d'études de perception concernant des AMP en Afrique qu'aux Philippines ou, dans une moindre mesure, dans les Caraïbes.

<sup>114</sup> Ce qui signifie aussi étudier le comportement du pêcheur et ses critères de choix. Voir par exemple l'étude de Holland (2008) auprès des pêcheurs de Nouvelle-Angleterre.



Ces études confondent parfois les perceptions de l'effet de la protection sur les ressources marines et celles qui concernent l'effet global de l'AMP sur l'activité de pêche (voir par exemple l'étude de Pollnac *et al.*, 2000, sur 45 AMP aux Philippines). En outre, certaines études de perception manquent de transparence au regard du protocole d'enquête appliqué, limitant ainsi la portée de leurs résultats. Il arrive que les évaluations soient réalisées « à dire d'expert », c'est-à-dire, généralement, par le gestionnaire de l'AMP eux-mêmes. Or, les perceptions du gestionnaire et celles des pêcheurs ne convergent pas toujours, comme le montrent McClanahan *et al.* (2005) au Kenya. Enfin, ces évaluations indirectes de la performance des AMP ne concluent pas toutes à des retombées socio-économiques positives pour les populations locales, tout au moins au moment de l'enquête.

A partir d'une enquête auprès de 950 ménages, de plus de 50 focus groups et d'une série d'entretiens, Leisher *et al.* (2007) concluent que les 4 AMP étudiées (Navakavu à Fidji, Arnavon Islands aux Iles Salomon, Bunaken en Indonésie et Apo Island aux Philippines) avaient contribué à réduire la pauvreté des populations locales, notamment grâce à une amélioration des captures. Une étude similaire réalisée dans 5 AMP en Tanzanie donne des résultats beaucoup plus mitigés, les perceptions des ménages habitant des villages dans l'AMP n'étant pas significativement différentes de celles des villages hors de l'AMP, utilisés comme zone de contrôle (Tobey et Torell, 2006).

A partir d'une enquête réalisée en 2010 auprès de 231 villageois provenant des 14 villages de la zone d'influence de l'AMP de Bamboung (220 réponses exploitables), Boncœur *et al.* (2011) mettent en évidence les perceptions mitigées voire négatives des villageois concernant l'impact de l'AMP sur leurs activités de pêche (79%) et de récolte des coquillages (88%). Ces résultats nuancent les conclusions de Gabrié *et al.* (2010) concernant les bénéfices halieutiques générés par l'AMP de Bamboung.

L'interprétation de ces études de perception doit se faire avec précaution, notamment en cas d'agrégation de différents indices de perceptions. Dans le cadre d'une méta-analyse portant sur 16 AMP co-gérées aux Philippines<sup>115</sup>, Malio *et al.* (2009) montrent que les AMP sont positivement perçues par les usagers (au regard de l'indice global de performance, agrégeant 8 indicateurs dont 5 sont relatifs à la gouvernance). Cependant, une analyse plus détaillée fait ressortir des perceptions plus mitigées. En effet, les indices de perception concernant l'abondance des poissons et les revenus concluent à une détérioration.

Par ailleurs, s'agissant de l'AMP de Claveria aux Philippines, Launio *et al.* (2010) obtiennent des résultats *a priori* contradictoires. En effet, même si la grande majorité des pêcheurs se déclarent d'accord avec la nécessité de l'AMP pour préserver l'environnement, certains d'entre eux ont un sentiment très ambivalent concernant la capacité de l'AMP à accroître les captures et les revenus des pêcheurs. Les auteurs tentent alors d'analyser les facteurs socio-économiques qui influencent la perception des pêcheurs.

<sup>115</sup> Dans le cadre de cette méta-analyse, il est intéressant de souligner l'homogénéité des données à travers les différents cas d'études, dans la mesure où chacune de ces AMP avait fait l'objet d'une évaluation de leur performance, selon la méthode préconisée par Pomeroy *et al.* (1997).

## 5.2 Mesures de compensation, d'accompagnement et autres activités alternatives génératrices de revenus (AAGR)

La répartition des coûts et des bénéfices résultant de la création d'une AMP est inégale, à la fois dans le temps et dans l'espace (e.g. Emerton, 1999 ; Ferraro, 2002). Si l'on s'en tient à la pêche, les effets bénéfiques attendus de l'AMP ne se feront ressentir qu'à moyen terme (entre 5 et 8 ans, selon une estimation répandue), alors que le coût de la fermeture d'une zone de pêche est immédiat pour le pêcheur. Les pêcheurs sont généralement les premiers à supporter le coût de la création d'une AMP, soit par la fermeture d'une partie de leur zones de pêche, soit par l'interdiction de certains engins de pêche. Dans de nombreux cas, en particulier dans les pays en voie de développement, c'est aussi l'ensemble de la communauté locale qui est pénalisé du fait de sa forte dépendance vis-à-vis ressources halieutiques, à la fois comme base de la sécurité alimentaire et comme source de revenus, et d'autant plus que les opportunités de travail en dehors de la pêche sont rares (e.g. Malleret, 2003, 2004 ; Loper, 2008 ; Cinner *et al.*, 2009, 2010 ; Kronen *et al.*, 2010).

Ce déséquilibre dans la distribution des coûts et des bénéfices est souvent à l'origine de conflits entre les agents concernés (e.g. Hough, 1988 ; Newmark, 1993 ; Lien, 1992 ; Agardy, 1994 ; Mondardini, 1998 ; Dobrzynski et Nicholson, 2000) et explique les réticences fréquentes des populations locales à l'égard du projet de création d'une AMP.

Dans ce contexte, la mise en place de mesures d'accompagnement peut se justifier au titre de l'équité, mais aussi de l'efficacité (e.g. Rettig, 1994 ; Burtraw, 1991 ; Hoagland *et al.*, 1995 ; Beaumont, 1997). Ces mesures peuvent notamment constituer une incitation économique pour les communautés locales à respecter la réglementation de l'AMP, et donc à réduire les actes de braconnage (Rettig, 1994) ou à limiter les conflits sous-jacents à la création d'AMP (Tisdell, 1994). Lorsqu'elles sont justifiées par l'existence d'un délai pour la manifestation des bénéfices nets procurés par l'AMP aux populations impactées, elles ne sont en principe que transitoires (National Research Council, 2001).

Les mesures d'accompagnement peuvent avoir pour objet de :

- compenser les pêcheurs impactés négativement par la création de l'AMP et/ou les inciter à abandonner les pratiques de pêche les moins durables ;
- développer des services collectifs au bénéfice des communautés locales ;
- diversifier et améliorer les conditions de vie des populations locales en les aidant à développer de nouvelles activités économiques, dites « activités alternatives génératrices de revenus » (AAGR).

Gabrié et al. (2010) décrivent un large éventail de mesures d'accompagnement. Il s'agit surtout de micro-projets, réalisés à de très petites échelles. Comme le reconnaissent les auteurs de l'étude, le caractère très récent de la plupart des projets passés en revue ne permet pas d'évaluer leur durabilité et les bénéfices qu'ils génèrent pour les communautés concernées. Dans certains cas, le manque de suivi de la gestion de ces projets constitue un obstacle supplémentaire. Plusieurs échecs d'AAGR sont mentionnés, soit en raison de l'abandon de l'activité par les personnes concernées, soit pour des raisons sanitaires ou climatiques (potager inondé en Tanzanie). Peu de projets ont vraiment bénéficié aux pêcheurs, mais plutôt aux communautés locales au sens large. Le rôle des femmes dans plusieurs de ces projets semble important, comme par exemple le restaurant communautaire de Cayos Cochinos (Honduras), où travaillent 30 femmes à tour de rôle. Dans plusieurs projets d'AMP, le développement d'AAGR est en lien direct avec la recherche d'un financement pérenne de l'AMP (cas de l'AMP communautaire de Bamboung au Sénégal, par exemple).

L'intérêt pour les AAGR (« *Alternative sustainable livelihoods* » ou « *sustainable livelihood enhancement and diversification - SLED* » en anglais) dépasse le cadre des AMP et relève plus des politiques de lutte contre la pauvreté. S'il existe plusieurs guides pratiques sur les AAGR (e.g. Ireland, 2004 ; Campbell, 2008 ; IMM Ltd, 2008 ; Brugère *et al.*, 2008), on trouve très peu d'études évaluant l'efficacité socio-économique à long terme des mesures visant à développer de telles activités. On relève des applications plus ou moins récentes aux communautés de pêcheurs (Charles, 1992 ; Cinner et Bodin, 2010 ; Tafida *et al.*, 2011).

Dans le cadre des mesures d'accompagnement de la création d'AMP, la thématique des AAGR connaît un regain d'intérêt. Parmi les principales initiatives, on peut citer l'atelier organisé à Korba (Tunisie) en 2010 par le réseau MEDPAN (MEDPAN, 2011) et l'inventaire réalisé lors de la capitalisation des expériences cofinancées par le FFEM (Gabrié *et al.*, 2010 – voir plus particulièrement les chapitres 4 et 5 de la partie II).

Des études comparatives mettent en évidence le lien entre la réussite des AAGR et l'efficacité des AMP aux Philippines (Pollnac *et al.*, 2000 ; Gjertsen, 2005). Cependant, il convient de souligner que Gjertsen (2005) détermine le caractère réussi ou non des AAGR (variable binaire), sur la base d'entretiens avec les gestionnaires des AMP, sans plus de précision sur la nature de ces AAGR et sur le critère retenu pour juger si elles sont réussies ou non. L'étude de Pollnac *et al.* (2000) ne précise pas non plus la méthode pour définir si une AAGR est réussie<sup>116</sup>.

Les mesures d'accompagnement de la création d'une AMP peuvent être classées selon le degré de pression qu'elles sont susceptibles d'exercer sur les ressources halieutiques (tableau 11). L'intérêt de cette classification est qu'elle permet d'anticiper un certain nombre d'effets pervers potentiels de ces mesures sur les ressources marines que l'on cherche à protéger.

Tableau 11 : Inventaires des principales mesures de compensation, selon leur degré de pression sur les ressources halieutiques

Mesures fortement susceptibles d'exercer une pression sur les ressources halieutiques*	Mesures peu susceptibles d'exercer une pression sur les ressources halieutiques
Aides directes à l'effort de pêche (subventions pour l'achat de moteurs,...)	Diversification d'activité vers l'agriculture, l'aquaculture, l'artisanat, le tourisme
Compensations monétaires versées aux pêcheurs	
Aides indirectes à l'effort de pêche (infrastructures portuaires, DCP, récifs artificiels...)	
Aides à la valorisation des captures (labellisation, commercialisation, transformation...)	Attribution de droits de pêche exclusifs

\* Par ordre décroissant de probabilité d'augmentation de la pression

Pour analyser plus en détail les effets des différentes mesures d'accompagnement, nous considérerons d'abord celles qui sont en lien direct avec l'exploitation et la valorisation des ressources halieutiques, puis les autres mesures.

<sup>116</sup> La version publiée de cette étude (Pollnac et al. 2001) ne donne malheureusement pas plus de précision.

## 5.2.1 Mesures d'accompagnement en lien direct avec l'exploitation et la valorisation des ressources halieutiques

Les compensations monétaires à destination des pêcheurs sont assez rares car elles sont coûteuses et, généralement, n'incitent pas leurs bénéficiaires à modifier leur comportement dans un sens plus compatible avec une utilisation durable des ressources. Parmi les compensations monétaires, la mise en place de plans de sortie de flotte subventionnés est parfois proposée (e.g. Sanchirico et al. 2002). Mais leur effet sur la ressource n'est pas simple, car il dépend de ce que les pêcheurs vont faire de l'argent qu'ils reçoivent en échange de la sortie de flotte de leur bateau : s'ils s'en servent pour se reconvertir dans une activité extérieure à la pêche, cela diminue la pression sur la ressource, mais s'ils l'utilisent pour acheter un bateau plus neuf et plus performant, l'effet est inverse. Aux Etats-Unis, il existe des systèmes de compensation rétribuant les pêcheurs qui participent aux études scientifiques visant à mesurer les impacts de la réserve (e.g. National Park Service 2000). Un système similaire a été mis en place dans la réserve de Bonifacio en Corse (Culioli, 2011).

Les aides à l'investissement ont souvent pour objectif d'aider les pêcheurs locaux à aller pêcher plus loin, ce qui déplace le problème et multiplie les risques de conflits d'usage avec les flottilles du large, tout en provoquant des phénomènes de surcapitalisation. En milieu corallien, plusieurs études proposent la mise en place de Dispositifs de Concentration de Poissons (DCP) afin d'inciter les pêcheurs à quitter les platiers et récifs surexploités et à développer une pêche pélagique au large (Howard, 2003, pour le Parc de Kombo en Indonésie ; Gabrié *et al.*, 2010, pour l'AMP de la Soufrière à Sainte Lucie). Cependant, si l'installation de ces DCP n'est pas accompagnée d'un système adéquat de droits d'accès, elle aura pour effet d'accroître la pression de pêche (au même titre que le financement de moteurs). De plus, elle pose le problème de l'inadaptation des bateaux pour pêcher au large et, dans une moindre mesure, celui de l'apprentissage d'un nouveau métier de pêche. Les projets de création de récifs artificiels soulèvent des problèmes similaires. Dans le cas de l'AMP de Mnazi Bay, en Tanzanie, Gabrié *et al.* (2010) soulignent les limites des programmes d'échange d'engins de pêche, dans la mesure où certains pêcheurs ont revendu les filets à grandes mailles qui leur avaient été distribués.

En vue de s'assurer que ce sont bien les pêcheurs négativement impactés par la mise en réserve d'une zone de pêche qui bénéficieront des effets positifs attendus de cette mesure, certaines réglementations réservent l'accès aux pêcheries adjacentes aux pêcheurs ayant une antériorité dans la zone. Il peut s'agir de quotas de captures (Rieser, 2000) ou de droits territoriaux exclusifs (Andaloro et Tunesi, 2000)<sup>117</sup>. Ce type de régulation n'est pas toujours facile à mettre en place, en particulier dans le cas des pêcheurs migrants.

Certains projets visent à valoriser les ressources marines exploitées dans le cadre d'une pêche responsable, via la mise en place de labels. Ce type de mesure pose deux questions. Tout d'abord celle de la reconnaissance du label par le marché. En second lieu, dans le cas où le label permet aux pêcheurs de mieux valoriser leur production, celle de l'impact de cette meilleure valorisation sur l'effort de pêche. Sur ces deux points, les quelques études de terrain disponibles font apparaître des résultats variables.

Dans le cas du label « ligneurs de la pointe de Bretagne » mis en place par les pêcheurs eux-mêmes en mer d'Iroise, Charles et Boude (2004) montrent qu'une meilleure valorisation a plutôt tendance à limiter l'effort de pêche. Egalement en mer d'Iroise, Eynaudi (2011) met en avant l'expérience des pêcheurs d'ormeaux de Molène, dont la zone de pêche est située à l'intérieur du parc naturel marin d'Iroise (PNMI). Il s'agit d'une pêche responsable et sélective (réalisée en plongée), où chaque pêcheur respecte un quota de pêche défini par l'Ifremer. Depuis 2008, le

<sup>117</sup> En Italie, la loi réserve l'accès aux pêcheries adjacentes à une réserve marine aux seuls pêcheurs professionnels, afin qu'ils retirent les bénéfices de l'exportation de poissons de la réserve vers les zones de pêche adjacentes (Andaloro et Tunesi 2000).



PNMI a soutenu l'initiative du label « Ormeaux de Molène » en prenant en charge le financement des étiquettes. Ce label permettrait aux pêcheurs d'obtenir entre 3 et 4 euros supplémentaires par kg. Gabrié et al. (2010) relatent quant à eux l'abandon d'un projet d'éco-certification d'une pêcherie de langouste au Honduras, car l'espèce n'était pas assez suffisamment inféodée à la zone. En Mauritanie, Le Parc National du Banc d'Arguin (PNBA) encourage depuis 2006 les activités de transformation du poisson par les femmes Imraguen (Senhoury, 2011). Il s'agit principalement de la poutargue de mullet jaune. Le projet comporte un volet technique, relatif à l'amélioration de l'hygiène et des conditions de travail, et un volet commercial (conditionnement par emballage sous vide et vente du produit). Le PNBA achète la poutargue sur place pour la vendre à Nouakchott, et reverse aux groupements de femmes les bénéfices de la vente. Outre l'amélioration des revenus et donc des conditions de vie des populations du PNBA, l'objectif de ce projet est aussi de sauvegarder le savoir-faire et de promouvoir l'indépendance économique des femmes Imraguen. L'augmentation de la production de poutargue en l'espace de 3 ans est jugée encourageante (FIBA, 2011), mais le marché reste étroit en l'absence d'exportations (Boncœur, 2007). Au Sénégal, Gabrié *et al.* (2010) mentionnent les projets visant à développer des filières d'huitres fraîches, récoltées par les femmes, tout en soulignant les limites de tels projets en ce qui concerne les conditions sanitaires.

### 5.2.2 Enseignement des programmes d'aide à la sortie de flotte

- Les programmes d'aide à la sortie de flotte visent à lutter contre la surcapacité qui affecte de nombreuses pêcheries. Ils consistent généralement en compensations monétaires versées aux propriétaires de navires de pêche qui acceptent de mettre un terme définitif à l'exploitation de leur navire (les navires « sortis de flotte » sont détruits, ou affectés à un autre usage que la pêche, ou parfois transférés vers des pêcheries non couvertes par le programme).
- L'expérience montre que les résultats de ces programmes sont souvent décevants (Holland et al., 1999 ; Clark et al., 2005) :
  - La diminution de la capacité de pêche *effective* est souvent nettement inférieure à la diminution de la capacité *nominale* (mesurée par exemple en KW, ou en TJB), car ce sont généralement les navires les moins performants qui sortent de flotte en priorité ;
  - Les compensations monétaires versées en échange des sorties de flotte servent parfois à financer l'acquisition de matériel de pêche plus performant ;
  - Lorsque les programmes sont récurrents (cas des POP européens dans les années 90), ils finissent par être anticipés par les pêcheurs ; les plans de financement de la construction de nouveaux navires en viennent alors à intégrer les subventions qui seront versées ultérieurement pour la sortie de flotte de ces mêmes navires, ce qui revient à diminuer le coût de l'investissement dans de nouvelles capacités de production.
- Les compensations financières versées à des pêcheurs impactés négativement par la création d'une AMP présentent des similitudes, mais aussi des différences avec les plans d'aide à la sortie de flotte :
  - Dans leur principe, ces mesures visent à compenser l'incidence d'une décision prise par la puissance publique et qui est supposée affecter négativement l'activité de certains pêcheurs (coût d'opportunité de la fermeture de certaines zones à la pêche) ; les aides à la sortie de flotte visent, quant à elles, à contrebalancer les effets de la dynamique naturelle du secteur (les externalités négatives croisées entre exploitants d'une ressource commune génèrent spontanément une tendance à la surcapacité).

- Les compensations ne sont donc pas versées sur la base d'une adhésion volontaire à un programme d'aide à la réduction des capacités, mais – en principe - sur la base d'un dommage constaté, ou évalué. Le risque de sélection adverse ne se pose donc pas dans les mêmes termes.
- Les compensations versées à l'occasion de la création d'une AMP sont en principe égales à la somme actualisée des pertes de revenus enregistrées par les pêcheurs du fait de la création de l'AMP ; versées aux pêcheurs possédant une antériorité d'activité dans la zone où est créée l'AMP, elles n'ont pas vocation à être répétées dans le temps, ce qui élimine en principe le risque qu'elles finissent par être intégrées dans les comportements d'investissement des pêcheurs.
- En revanche, comme les aides à la sortie de flotte, elles peuvent participer au déplacement dans l'espace, voire au développement de la puissance de pêche, lorsqu'elles permettent aux pêcheurs d'investir dans de nouvelles capacités de production.

*Encart 8 : Mesures de compensation financière et programmes d'aide à la sortie de flotte (« buyback programs »)*

Les programmes de sortie de flotte sont en général décevants en raison principalement de la diminution de la capacité de pêche *effective* est souvent nettement inférieure à la diminution de la capacité *nominale* car ce sont les navires les moins performants qui sortent de flotte. Lorsque les programmes sont récurrents (cas des POP européens dans les années 90), ils finissent par être anticipés par les pêcheurs ;

### 5.2.3 Autres mesures d'accompagnement

L'aide au développement de cultures marines est parfois considérée comme une voie de diversification des activités des pêcheurs dans le cadre d'une AMP. En Indonésie, dans le parc national de Kombo, Howard (2003) mentionne un projet d'algoculture et un projet de pisciculture (appuyé sur une écloserie et un système de grossissement des juvéniles en cages immergées en milieu naturel), encore au stade de conception. Toutefois, des doutes existent quant à l'efficacité de ces alternatives de revenus pour les pêcheurs. Selon un chercheur travaillant dans l'ONG qui soutient le projet, « *il est peu probable que les revenus des employés de la filière piscicole soient supérieurs, voire équivalents, à ceux des pêcheurs qui ont recours aux explosifs ou au cyanure sur des récifs vierges. Personne ne peut espérer arrêter les pratiques de narcotrafiquants en leur offrant un job dans un supermarché. Il s'agit plutôt de proposer des moyens d'existence pérennes pouvant être comparés avantageusement aux autres sources de revenus dans la région, y compris la pêche pratiquée en toute légalité* ». En Polynésie, une filière de capture de post-larves, destinées au marché de l'aquariophilie est à l'étude. Si cette technique assez novatrice est plus durable que la filière classique prélevant directement des poissons adultes dans les récifs, elle pose le problème de son coût plus élevé (Gabrié *et al.*, 2010).

S'appuyant sur les activités traditionnelles, plusieurs AAGR visent à développer le maraîchage, l'élevage ou l'apiculture, à destination du marché local. C'est notamment le cas en Afrique de l'Est (Gabrié *et al.*, 2010).

D'autres projets misent sur la capacité des AMP à attirer les touristes. Sarr (2011)<sup>118</sup> étudie les potentialités de diversification des revenus des populations locales par le biais du développement de l'écotourisme. Son étude, appuyée sur un modèle bioéconomique et une enquête de terrain, prend comme illustration le cas du Delta du Saloum (Sénégal). Il montre que, face à la pression de pêche croissante stimulée par la croissance démographique et la crise du secteur agricole, la création d'une AMP peut contribuer à lutter contre la surexploitation et à freiner la baisse des captures, même si le libre accès continue à prévaloir dans les zones

<sup>118</sup> Voir également Sarr *et al.*, 2008.



ouvertes à la pêche. Toutefois, les effets halieutiques positifs de l'AMP sont voués à s'amoindrir lorsque la pression de pêche extérieure dépasse un certain seuil, ce qui accroît l'intérêt du développement de l'écotourisme comme source alternative de revenus. Les résultats de l'enquête de terrain illustrent les problèmes de gouvernance qui sont susceptibles de contrecarrer le développement des bénéfices, halieutiques et non halieutiques, attendus de l'AMP.

Parmi les mesures de diversification vers le tourisme, celles qui relèvent du « pescaturisme » sont en principe celles qui touchent le plus directement les pêcheurs. Il s'agit en effet d'inciter les pêcheurs professionnels à embarquer des touristes, soit pour leur faire découvrir le métier de la pêche artisanale (Bellia, 2010), soit pour développer des activités de pêche sportive ou d'écotourisme. Dans la réserve d'Apo Island aux Philippines, les pêcheurs embarquent des touristes à bord de leur bateau pour les transporter sur les îles (Vogt, 1998) et, selon l'auteur de l'étude, les revenus issus du tourisme compensent largement les pertes engendrées par la baisse des captures. Au Belize, certains pêcheurs se sont reconvertis dans l'écotourisme saisonnier avec l'observation des requins-baleines (Graham et Heyman, 2000).

Ce genre de diversification soulève plusieurs problèmes : existence d'une demande de la part des touristes, adaptation de l'offre à cette demande, difficultés réglementaires. Des aides et aménagements institutionnels sont souvent nécessaires pour permettre aux pêcheurs de diversifier leur activité (Watson *et al.*, 1997 ; Alban et Boncœur, 2004). L'exemple des Comores illustre bien ce qu'il ne faut pas faire : après avoir financé une formation des pêcheurs locaux à l'observation des baleines, il s'est avéré que leurs embarcations n'étaient pas adaptées à cette activité et que la demande touristique était quasi nulle (Gabrié *et al.*, 2010).

Les projets d'AAGR misant sur le développement du tourisme ne se limitent pas au « pescaturisme ». Le développement des capacités d'hébergement et la découverte du milieu naturel et des communautés locales sont souvent présentés comme des sources de revenus potentiels pour les populations vivant à l'intérieur ou à proximité des AMP. Dans le cas des AMP communautaires du Vanuatu (Pascal, 2011), le développement de la fréquentation touristique représente plus de la moitié des bénéfices attribués aux AMP. Mais l'échelle de ce développement est très modeste (6 lits touristiques en moyenne par village, dans des gîtes extrêmement sommaires et connaissant un taux de remplissage annuel moyen de 8%), et la majeure part des revenus générés par la fréquentation touristique des AMP est liée à des circuits et prestations touristiques qui ne bénéficient que marginalement aux populations locales. Au Sénégal, le campement écotouristique inauguré à l'intérieur de l'AMP communautaire de Bamboung en décembre 2004 est souvent présenté comme l'illustration d'une AAGR « communautaire » réussie (e.g. Gabrié *et al.*, 2010 ; Clément, 2011). Toutefois, les données disponibles laissent planer un doute sur la capacité des recettes dégagées par ce campement à couvrir les coûts de surveillance de l'AMP et, a fortiori, à contribuer financièrement au développement économique de la communauté rurale de Toubacouta, comme le prévoyait le schéma initial (Boncœur *et al.*, 2011).

D'une manière générale, la réussite des projets d'AAGR est conditionnée par trois facteurs : l'existence d'un marché, l'adaptation qualitative et quantitative de l'offre à ce marché, et un retour d'une partie substantielle des bénéfices réalisés vers les populations locales (Munasinghe et McNeely, 1994). La satisfaction des deux premières conditions peut se heurter à divers obstacles : étroitesse du marché local, enclavement des communautés côtières, manque de qualification de la main d'œuvre... La troisième condition est souvent mal remplie dans le cas du tourisme (e.g. Hough, 1988; Tisdell, 1991 ; Pascal, 2011). Par ailleurs, celui-ci génère dans certains cas des effets socioculturels et environnementaux négatifs pour les communautés locales (e.g. Zabala, 1999 ; Fauzi et Buchary, 2002 ; Sarr, 2011) et peut être source de conflits (e.g. Fabinyi 2008). Il peut même aller à l'encontre des objectifs de conservation, incitant par exemple les pêcheurs à pêcher des langoustes sous taille pour répondre à la demande des

« Volet Socio-économie »

restaurateurs au Belize (King, 1997). Il peut aussi induire des tensions sur les marchés locaux ou des conflits pour l'accès aux ressources communes (eau, espace littoral), comme le montre l'étude de Chaboud *et al.* (2004) à Madagascar.

Selon Gabrié *et al.* (2010), les meilleurs projets d'AAGR sont ceux qui visent à accroître la valeur ajoutée d'activités déjà existantes. Les suivis socioéconomiques disponibles sont malheureusement trop peu nombreux pour permettre d'étayer complètement cette thèse. En revanche, l'examen de la littérature empirique incite à la prudence concernant la capacité des AAGR à financer les AMP.

## 6. Résumé des principales conclusions de l'étude socioéconomique

### 6.1 Généralités sur l'analyse socioéconomique des AMP

- Du point de vue économique, une AMP représente un investissement de la société dans la conservation de son capital naturel. Aussi l'analyse socioéconomique des AMP a-t-elle principalement pour objet :
  - d'évaluer les bénéfices et les coûts de cet investissement pour la société ;
  - de caractériser la répartition de ces bénéfices et coûts dans le temps, dans l'espace, et entre groupes sociaux ;
  - d'analyser la viabilité financière de l'investissement et les implications économiques et sociales des mesures qui l'accompagnent.
- Les bénéfices potentiels des AMP résultent de la création de deux types de valeurs :
  - des valeurs de non-usage (existence, legs, option) liées à la conservation de la biodiversité, d'écosystèmes remarquables, d'espèces emblématiques ;
  - des valeurs d'usage, liées à la préservation / amélioration des services rendus par les écosystèmes protégés à divers utilisateurs de ces services (dont les pêcheurs).
- Les coûts sont eux-mêmes de deux types :
  - coûts de fonctionnement (gestion, surveillance, etc.) ;
  - coûts d'opportunité, générés par les restrictions d'usage imposées à certaines activités (notamment la pêche).
- L'analyse socioéconomique des AMP dispose en principe de trois catégories d'outils :
  - les méthodes d'évaluation de projets, qui sont des ensembles de procédures visant à l'établissement d'un bilan global des effets d'un projet pour la collectivité et de leur répartition au sein de cette dernière (analyses coût-avantage et coût-efficacité ; analyses multicritères) ;
  - les modèles bioéconomiques, qui proposent une représentation simplifiée et formalisée des processus biologiques et économiques en interaction au sein des zones impactées par les mesures de protection ;
  - les indicateurs socioéconomiques, censés caractériser les niveaux des différents effets de l'AMP sur la situation économique et sociale des groupes humains impactés.
- Ces trois catégories d'outils sont en principe complémentaires. Toutefois, l'application des deux premières catégories à l'analyse des effets des AMP se heurte souvent, en pratique, à de fortes difficultés. Les principales difficultés sont :
  - Pour les méthodes d'évaluation de type ACA, l'expression en termes monétaires de valeurs non-marchandes (valeurs d'usage liées à des activités non marchandes et, encore plus, valeurs de non-usage) ; l'ACE, qui constitue une variante affaiblie de l'ACA, permet de lever partiellement cette difficulté mais impose de fixer a priori des objectifs quantitatifs de conservation ;

- Pour les méthodes d'évaluation de type AMC, la pondération des différents critères pris en compte (problème politique de la définition du groupe d'individus déterminant la pondération ; problème technique de l'intransitivité des préférences collectives).
  - Pour les modèles bioéconomiques, l'insuffisance des connaissances scientifiques sur les processus bioécologiques à l'œuvre et sur les comportements des usagers des services écosystémiques.
- Dans ces conditions, l'analyse socioéconomique des AMP s'appuie souvent, en pratique, sur des « tableaux de bord » d'indicateurs fonctionnant de façon autonome. Cette pratique présente quelques inconvénients, notamment :
- la difficulté à isoler l'effet de la protection d'autres facteurs agissant sur les niveaux d'indicateurs observés ;
  - la difficulté à produire une évaluation synthétique de l'efficacité de l'AMP.

## 6.2 Analyse socioéconomique des AMP en tant qu'outils de gestion des pêches

- Du point de vue halieutique, la création d'une AMP se traduit par l'imposition de restrictions aux activités de pêche qui sont plus importantes à l'intérieur du périmètre protégé qu'à l'extérieur. L'objectif de ces restrictions n'est pas nécessairement, ou pas exclusivement halieutique (protection d'espèces non commerciales par exemple). L'AMP peut être composée de plusieurs zones connaissant des réglementations distinctes, parmi lesquelles, éventuellement, une ou plusieurs réserves, où la pêche est interdite.
- L'aménagement des pêcheries comporte deux volets, qui découlent de la nature à la fois commune et renouvelable des ressources halieutiques, mais sont inégalement développés selon les circonstances :
- conservation des ressources (protection de la capacité productive et reproductive des ressources : limitation globale de la mortalité par pêche, amélioration du diagramme d'exploitation) ;
  - régulation de l'accès aux ressources (partage de la capacité productive et reproductive des ressources entre pêcheurs : détermination des pêcheurs qui sont autorisés à les exploiter et de la part que chacun peut prélever).

L'existence de mécanismes efficaces de régulation de l'accès est nécessaire pour neutraliser la tendance à la surcapacité qui résulte des externalités négatives entre exploitants de ressources communes, et qui est elle-même génératrice de surexploitation de ces ressources et de conflits d'usage entre exploitants. Un consensus se dégage aujourd'hui pour reconnaître qu'une large partie des échecs de l'aménagement des pêcheries est imputable à l'insuffisance ou à l'inadaptation de ces mécanismes, qui rend inopérantes les mesures de conservation, inaptes à maîtriser le phénomène de surcapacité. Le problème est d'autant plus aigu que l'efficacité technique de la pêche et les pressions socioéconomiques sur les pêcheurs sont fortes.

En tant qu'outils d'aménagement des pêcheries, les AMP se rangent en principe plutôt dans la catégorie des mesures de conservation, même si leur dispositif réglementaire peut inclure un volet concernant la régulation de l'accès (réservation de la pêche dans certaines zones à certaines catégories de pêcheurs par exemple). Cette caractéristique suggère qu'en l'absence de mécanismes adéquats de régulation de l'accès aux ressources dans les zones impactées par l'AMP, les bénéfices espérés de cette dernière pour la pêche risquent d'être largement remis en cause.

Il semble donc difficile de considérer les AMP comme une alternative globale aux méthodes « conventionnelles » d'aménagement des pêcheries (qualificatif au demeurant mal défini).

- Les bénéfices espérés des AMP pour la pêche sont généralement les suivants :
  - Effets biologiques positifs sur la ressource : création d'un « stock de sécurité » au sein de la réserve<sup>119</sup>, diffusion larvaire depuis la réserve, exportation de biomasse exploitable de la réserve vers les zones de pêche.
  - Gestion participative et spatialisée des usages halieutiques et des autres usages de l'écosystème de l'AMP, favorisant notamment l'atténuation des conflits.
  - Développement d'activités alternatives à la pêche (AAGR), permettant d'alléger la pression sur les ressources halieutiques.
- Les coûts de l'AMP en tant qu'outil d'aménagement des pêcheries sont les suivants :
  - Coût de la surveillance (à comparer aux coûts de mise en œuvre des mesures « conventionnelles » d'aménagement) ;
  - Coût d'opportunité pour les pêcheurs résultant des restrictions d'exploitation imposées par l'AMP ;
  - Coûts indirects résultant des phénomènes de report de l'effort de pêche vers d'autres zones et/ou d'autres pêcheries.
- En développement depuis une quinzaine d'années, la modélisation bioéconomique des AMP a permis de clarifier certains aspects du débat relatif à leur efficacité sur le plan halieutique :
  - La création d'une biomasse minimale de sécurité dans la réserve dépend de la dimension, de la configuration et de la productivité naturelle de la réserve, de sa connectivité avec les zones de pêche, de la prolificité et de la mobilité de la ressource.
  - En l'absence de contrôle de l'accès aux zones de pêche, la création d'une réserve n'est pas susceptible de restaurer la rente halieutique (revenu net généré par l'exploitation durable de la ressource) ; elle peut toutefois, dans certaines circonstances, améliorer le volume global des captures d'équilibre (effet d'autant plus probable que l'efficacité technique de la pêche est forte).
  - Dans une pêcherie surexploitée, si l'effort de pêche peut être plafonné au niveau précédant la création de l'AMP, celle-ci peut agir comme un optimum de second rang, en augmentant les captures d'équilibre, mais aussi la rente halieutique. La taille optimale de la réserve est d'autant plus grande que l'effort de pêche est important.
  - Alors que le coût d'opportunité de la réserve pour les pêcheurs est immédiat, les bénéfices qu'ils peuvent espérer en tirer ne le sont pas (délai estimé généralement à 6-9 ans environ).
  - Le coût d'opportunité de la réserve pour les pêcheurs varie selon leur degré d'inféodation à la zone, lui-même conditionné par des facteurs techniques, économiques, culturels et institutionnels.
  - Le mode de redistribution spatiale de l'effort de pêche après la création d'une réserve conditionne fortement le bilan global de l'opération.

<sup>119</sup> Ou, à défaut de réserve *stricto sensu*, au sein de la zone où la mortalité par pêche est fortement limitée. Cette précision s'applique également aux utilisations subséquentes du terme « réserve ». Dans ce qui suit, le terme « zone de pêche » caractérise toute zone où la réglementation de droit commun s'applique en matière d'activités halieutiques.

- La difficulté majeure concernant l'évaluation de l'efficacité halieutique d'une AMP tient au fait que ses bénéfices potentiels pour la pêche se situent pour l'essentiel à l'extérieur de la zone protégée, contrairement aux bénéfices pour d'autres usages (en particulier les activités de type « écotourisme »). Cette difficulté explique que la modélisation bioéconomique des AMP en tant qu'outil de gestion halieutique n'a pas atteint, à ce jour, le stade opérationnel. Elle se heurte en effet généralement à l'insuffisance des connaissances concernant l'effet de diffusion larvaire sur le recrutement, ainsi que la mobilité des ressources exploitées entre réserve et zone de pêche (facteur conditionnant l'effet de « débordement »). Cet obstacle est fréquemment renforcé par l'insuffisance des connaissances concernant le comportement de mobilité spatiale des pêcheurs.
- Dans ces conditions, les études de terrain visant à évaluer l'efficacité halieutique des AMP adoptent généralement l'une ou l'autre des deux voies suivantes :
  - Estimation de gradients spatiotemporels de CPUE ;
  - Enquêtes de perception visant à appréhender la façon dont les pêcheurs apprécient l'effet de l'AMP sur leur activité.

La première approche se heurte à des difficultés méthodologiques, parmi lesquelles la nécessité de prendre en compte le comportement d'adaptation des pêcheurs, qui rétroagit sur les CPUE. En outre, on constate que le coût d'opportunité de la réserve pour les pêcheurs est fréquemment négligé, ce qui conduit à confondre effet brut et effet net de la réserve. Dans les études peu nombreuses qui évaluent ce coût, les résultats disponibles font apparaître des effets nets tantôt positifs, tantôt négatifs.

La seconde approche présente également des difficultés méthodologiques, concernant notamment l'adéquation des déclarations des pêcheurs à la réalité (perceptions inadéquates, déclarations stratégiques). Les résultats disponibles font généralement apparaître des perceptions très mitigées des pêcheurs interrogés.

- Aux difficultés scientifiques de l'évaluation du bilan socioéconomique des AMP s'ajoutent souvent des difficultés institutionnelles, liées au financement de leur développement « par projet ». Outre le fait que les évaluations qui sont réalisées par les financeurs ou les opérateurs du projet ne présentent pas toujours toutes les garanties souhaitables de rigueur et/ou d'indépendance, elles ont généralement un horizon temporel trop bref pour permettre d'apprécier les effets à long terme de l'AMP, qu'il s'agisse de ses effets halieutiques stricto sensu ou de la viabilité des AAGR dont le développement est programmé dans le projet (voir infra).
- Le constat du déséquilibre spatiotemporel entre coûts et bénéfices attendus des AMP justifie qu'une attention particulière soit portée à leurs retombées sur les populations *locales*. Tant sur le plan de l'équité que sur celui de l'efficacité (acceptabilité sociale), il justifie également que des mesures de compensation et / ou d'accompagnement soient prises à l'égard de ces populations. Ces mesures posent toutefois plusieurs questions :
  - Celle de leur coût financier et de la répartition de la charge de ce coût (en principe, ce sont les bénéficiaires de l'AMP qui doivent compenser les « perdants », mais la détermination de ces deux catégories est parfois délicate, et le consentement à payer des « gagnants » peut être difficile à obtenir) ;
  - Celle de leur impact sur la conservation des ressources, que l'AMP est censée promouvoir ; de ce point de vue, certaines mesures peuvent être clairement contreproductives, en particulier les aides à l'effort de pêche ; en revanche, les mesures consistant à accorder des droits de pêche exclusifs aux pêcheurs impactés par l'AMP ne présentent pas le même risque, et peuvent au contraire contribuer à rationaliser l'aménagement des pêcheries (voir supra) ; toutefois, ces mesures peuvent être délicates à mettre en œuvre, en particulier dans le cas de pêcheurs migrants ;



- Celle de la viabilité économique à long terme des AAGR, dont le développement initial est fréquemment financé par les projets de création d'AMP ; les évaluations disponibles en ce domaine font apparaître des résultats variables, mais peu d'entre elles sont réellement conclusives (insuffisante ancienneté des projets évalués, insuffisance du suivi socioéconomique des activités concernées).

*Encart 9 : Que faire dans un contexte d'incertitude ?*

- Dans le contexte d'incertitude concernant l'état des connaissances en matière d'effets socioéconomiques des AMP (particulièrement sur le plan halieutique), l'exercice consistant à formuler des recommandations est forcément périlleux, et ses résultats risquent d'être perçus comme frustrants. On peut néanmoins énoncer les quelques recommandations suivantes<sup>120</sup> :
  - Ne pas surestimer l'efficacité des AMP comme outils d'aménagement des pêcheries : les AMP sont instituées d'abord dans un objectif de conservation de la nature et, si leurs bénéfices halieutiques peuvent être réels, ils sont généralement malaisés à quantifier, et de toutes façons largement conditionnés par le degré de contrôle de la mortalité par pêche qu'il est possible d'exercer à l'extérieur du périmètre protégé.
  - Ne pas surestimer la capacité opérationnelle des outils d'évaluation théoriquement disponibles, et proportionner leur mise en œuvre aux budgets et au capital humain disponibles ; sur le plan socioéconomique, il semble réaliste de privilégier une approche en termes d'indicateurs de fréquentation et de perception de l'AMP par les usagers et les populations locales, sous réserve que le protocole d'élaboration de ces indicateurs respecte certaines garanties de transparence et de neutralité, et que les résultats soient croisés avec les données statistiques disponibles par ailleurs (systèmes d'information halieutique, données démographiques et économiques à l'échelle nationale et régionale) ; la priorité devra être donnée à la capacité des gestionnaires de l'AMP à nourrir durablement le système d'indicateurs et à en interpréter les résultats par eux-mêmes, avec un appui technique et financier extérieur minimal.
  - Etablir avec beaucoup de soin un état initial caractérisant les zones, activités et populations potentiellement impactées par la future AMP et, dans la mesure du possible, définir une zone-témoin qui sera suivie parallèlement à l'AMP.
  - Eviter les mesures de compensation/accompagnement susceptibles d'accroître la pression de pêche à l'extérieur de l'AMP, privilégier les mesures contribuant au développement de systèmes efficaces de régulation de l'accès aux ressources halieutiques (droits territoriaux exclusifs par exemple), considérer sérieusement le réalisme économique des projets de développement d'AAGR (existence d'un marché, adaptation quantitative et qualitative de l'offre à ce marché) et vérifier que ces projets sont de nature à générer un retour substantiel de bénéfices vers les populations locales, tout en respectant leur intégrité morale et culturelle.
  - Prévoir avec réalisme le financement de l'AMP, au-delà de sa phase de lancement dans le cadre d'un projet susceptible de comporter une forte dimension d'affichage ; il convient notamment d'étudier la possibilité de mettre en place un mécanisme durable de contribution au financement de l'AMP par ceux qui en tirent des bénéfices réels, dès lors qu'ils ont une capacité contributive suffisante (opérateurs touristiques et d'activités récréatives).
  - Prévoir une procédure d'audit régulière par une instance indépendante.

<sup>120</sup> Ces recommandations n'abordent pas le volet « gouvernance », traité par ailleurs.

## 7. Recommandations (Volet socio-économique)

Ce chapitre est structuré en trois sections :

- Recommandations concernant l'évaluation de l'opportunité d'une AMP
- Recommandations concernant l'établissement d'une AMP
- Recommandations concernant le suivi des effets socioéconomiques de l'AMP

Ces recommandations ne concernent pas la gouvernance de l'AMP, traitée dans une étude distincte. Conformément à l'objet de l'étude qu'elles concluent, elles se focalisent sur l'appréhension des aspects socioéconomiques des AMP utilisées en tant outil de gestion des pêches.

### 7.1 Recommandations concernant l'évaluation de l'opportunité d'une AMP

En dehors de l'aspect conservation stricto sensu, l'opportunité de créer une AMP dans une zone déterminée devra être étudiée principalement au regard des critères suivants :

- Impact potentiel de l'AMP sur le secteur halieutique
- Impact potentiel de l'AMP sur le développement économique des populations locales
- Impact potentiel de l'AMP sur la gestion des conflits d'usage
- Soutenabilité financière du projet

#### 7.1.1 Impact potentiel de l'AMP sur le secteur halieutique

L'impact de l'AMP sur le secteur halieutique devra être considéré au regard des effets potentiels de sa création sur les revenus et emplois générés par la pêche, mais aussi de la disponibilité des autres mesures d'aménagement susceptibles d'obtenir le même type d'effet et du coût relatif des deux types de mesures.

Sur le plan halieutique, rappelons que la création d'une AMP peut se justifier principalement pour les raisons suivantes, qui devront être considérées de façon précise avant la décision de créer (ou non) l'AMP :

- (a) Protection de phases critiques du renouvellement et de la croissance des populations exploitées par la pêche (frayères, nurseries...)
- (b) Création d'un « stock de sécurité » (*safe minimum biomass level, SMBL*)
- (c) Génération d'un effet net de déversement de biomasse exploitable (*spillover*) depuis la zone mise en réserve vers la zone de pêche.

Le motif (a) correspond à la justification traditionnelle des restrictions spatiotemporelles imposées à l'activité de pêche. Sa validité est étroitement conditionnée par la localisation de

l'AMP, par la biologie des espèces concernées et par le type de pêche pratiqué (sélectivité des engins). En ce qui concerne l'aspect « dispersion larvaire » depuis la zone mise en réserve, rappelons que les effets positifs qui peuvent en résulter pour la pêche sont généralement très difficiles à mettre en évidence. Ils dépendent en effet non seulement de la trajectoire des larves, mais aussi de l'existence d'une relation stock-recrutement.

Le motif (b) est souvent présenté comme une application du principe de précaution au secteur halieutique : l'objectif est de se protéger à la fois contre les aléas extérieurs à l'activité de pêche et contre les insuffisances du dispositif « conventionnel » de contrôle de la mortalité par pêche (licences, etc.). La force de l'argument qui sous-tend l'objectif (b) est donc inversement corrélée à l'efficacité de ce dispositif, ce qui explique que les AMP soient souvent recommandées tout particulièrement dans les pays où les capacités de contrôle de la mortalité par pêche dans les zones ouvertes à cette activité sont faibles, voire inexistantes. Toutefois, l'argument ne tient que si la création d'une AMP peut s'accompagner d'une interdiction effective de la pêche dans la zone mise en réserve, ce qui n'a rien d'évident au vu de la quantité considérable de « parcs-papier » recensés dans le monde. En outre, dans l'hypothèse d'une interdiction effective, la capacité de l'AMP à générer un stock minimal de sécurité dépend de sa taille, de sa productivité et de la plus ou moins grande connectivité des zones fermées et ouvertes à la pêche. Les questions cruciales à examiner ici sont les suivantes :

- Quelle dimension l'AMP doit-elle atteindre pour être à même d'abriter un stock minimal de sécurité ?
- La réduction qui en résulte pour la zone restant ouverte à la pêche est-elle tolérable ?
- Cette dernière question doit être examinée tout particulièrement au regard des deux considérations suivantes :
- Situation des pêcheurs « locaux » fortement inféodés à la zone mise en réserve.
- Impact de l'effet de report de l'effort de pêche sur les zones restant ouvertes à la pêche.

Le motif (c) joue quant à lui un rôle fondamental dans l'acceptabilité de l'AMP par les pêcheurs, mais il est généralement très mal documenté (d'où la méfiance légitime de ces derniers). En effet, il ne suffit pas de constater l'existence d'un transfert net de biomasse depuis la réserve vers la zone de pêche, il faut encore s'assurer que l'effet positif qui en résulte sur les captures l'emporte sur l'effet négatif produit par la restriction de la zone de pêche. A ce jour, très peu d'évidences empiriques ont été apportées quant au caractère positif d'un tel solde. Rappelons en outre que les bénéfices potentiels de l'AMP sur la pêche au titre de l'effet spillover varient selon le degré de contrôle que le régulateur peut exercer sur la mortalité par pêche dans la zone restant ouverte à l'exploitation, ce qui limite la portée de l'argument selon lequel les AMP constituent un substitut aux méthodes « conventionnelles » d'aménagement des pêcheries. D'un point de vue pratique, les chances de succès d'une AMP seront certainement accrues si, parallèlement à sa création, on peut limiter la progression de la pression de pêche dans les zones adjacentes. Cet exercice peut s'avérer particulièrement délicat dans les pays où la surcapacité du secteur halieutique constitue un problème dépassant largement les limites du secteur (situation caractéristique d'un certain nombre de PVD).

### 7.1.2 Impact potentiel de l'AMP sur le développement économique des populations locales

Les incertitudes pesant sur les bénéfices halieutiques potentiels d'une AMP sont une source d'inquiétude légitime quant à l'efficacité économique de ce dispositif, et peut-être encore davantage quant à son acceptabilité sociale. En effet, contrairement aux bénéfices halieutiques attendus de la mise en réserve (totale ou partielle) d'une zone jusque là ouverte à la pêche, les

coûts sociaux de cette opération sont quant à eux immédiats, clairement identifiés et, le plus souvent, affectent en priorité les pêcheurs locaux.

Aussi convient-il d'examiner en détail, préalablement à la mise en place d'une AMP, la question de son impact potentiel sur le développement économique des populations locales. Cet impact ne se réduit pas à celui que peut exercer l'AMP sur la situation des pêcheurs locaux. Il englobe en effet :

- Les effets indirects sur la filière-pêche locale, en amont (avitaillement, construction-réparation navale) et en aval (commercialisation, transformation), ainsi que les effets induits localement par la dépense des revenus que génère cette filière.
- Les effets potentiels de l'AMP sur d'autres activités économiques utilisatrices des services de l'écosystème, en particulier les activités récréatives à caractère non-extractif (écotourisme, plongée sous-marine...).
- Plus généralement, les « activités alternatives génératrices de revenus » (AAGR) dont l'AMP peut favoriser le développement. Il convient ici de distinguer deux types de développement, même s'ils sont susceptibles de se combiner en pratique :
  - Le développement « spontané » d'activités susceptibles d'être favorisées par l'amélioration de certains attributs de l'écosystème protégé (exemple : développement de la plongée sous-marine provoqué par l'accroissement de l'abondance de poissons dans une zone interdite à la pêche).
  - Le développement d'activités financé par les mesures de compensation prises en faveur des populations locales que la création de l'AMP peut impacter négativement. Le principe de ces compensations n'est pas condamnable en soi, et leur orientation vers d'autres activités que la pêche peut souvent être considéré comme judicieux<sup>121</sup>. Il convient cependant de s'assurer :
    - que les bénéficiaires seront bien les populations locales, et en priorité celles risquent clairement d'être impactées négativement par l'AMP ;
    - que les activités financées ont de bonnes chances d'être économiquement viables, au-delà d'une phase de lancement dont il importe de circonscrire la durée ;
    - que le coût de ce financement est compatible avec l'équilibre financier du projet.

### 7.1.3 Impact potentiel de l'AMP sur la gestion des conflits d'usage

Les AMP sont souvent présentées comme un moyen de résoudre ou d'atténuer les conflits entre usagers des services de l'écosystème marin et littoral, grâce à la gestion spatialisée des usages qu'elles favorisent. S'il est intéressant d'envisager les AMP (côtières) comme un élément de la GIZC, il faut se prémunir de l'illusion selon laquelle la création d'une AMP constitue un remède miracle en matière de résolution des conflits d'usage. Cette création est au contraire de nature à aggraver certains conflits d'usage :

- conflits entre pêcheurs résultant du déplacement de l'effort de pêche généré par la mise en réserve d'une zone ;
- conflits entre pêcheurs exclus de leur zone de pêche traditionnelle et autres usagers bénéficiant, dans cette même zone, de l'interdiction de pêche (plongée...).

<sup>121</sup> Une telle politique est en tout cas clairement préférable à des mesures compensatoires permettant aux pêcheurs affectés par la mise en réserve d'une zone d'aller développer leur effort de pêche ailleurs (aides à la motorisation...). En revanche, il convient de considérer avec attention une politique compensatoire consistant à accorder à des pêcheurs exclus d'une zone mise en réserve des droits de pêche exclusifs sur une autre zone. Un des bénéfices potentiels d'une telle politique est de favoriser le développement d'une culture de gestion des droits d'usage chez les pêcheurs.



Pour une part, ces conflits peuvent être limités par des mécanismes de bonne gouvernance de l'AMP, assortis lorsque c'est possible d'un système de compensation adéquat. Mais il convient de garder à l'esprit que la création d'une AMP est, en soi, inefficace vis-à-vis de la cause majeure de conflits d'usage qu'est la surcapacité dans le secteur halieutique.

#### 7.1.4 Soutenabilité financière du projet

L'équilibre financier du projet doit être envisagé à plus long terme que sa phase de lancement, susceptible de bénéficier de subventions pas forcément pérennes.

Côté charges, il convient d'évaluer de façon réaliste les coûts de gestion<sup>122</sup> de l'AMP, qui doivent inclure la surveillance, le monitoring, et les dépenses induites par la gestion participative. A ces coûts de gestion vient s'ajouter le coût des mesures compensatoires (notamment les aides au développement des AAGR).

Côté recettes, toutes les possibilités de développement des ressources propres de l'AMP doivent être explorées. Une source potentielle non négligeable est souvent constituée par la taxation des revenus supplémentaires générés par les activités récréatives bénéficiant de la protection de l'écosystème (hôtellerie-restauration, prestataires de services récréatifs...). La concrétisation de cette potentialité passe par une bonne appréhension de la fréquentation de l'AMP, qui constitue par ailleurs un indicateur indispensable du suivi de son fonctionnement (système fiable de billetterie pour les visiteurs lorsque la configuration de la zone s'y prête, obligation de déclaration du volume d'activité de la part des prestataires de services).

---

<sup>122</sup> Fonctionnement courant et amortissement des immobilisations.

## 7.2 Recommandations concernant l'établissement de l'AMP

### 7.2.1 Préciser quels sont les objectifs de l'AMP, et quelle est leur hiérarchie

Cette opération devrait aller au-delà de l'enregistrement des déclarations d'intention, généralement vagues et peu hiérarchisées, figurant dans les textes officiels. Elle devrait se nourrir de l'analyse des mesures de réglementation qu'il est prévu de prendre dans le cadre de l'AMP (lorsque ces mesures sont connues) et gagnerait à s'appuyer sur une enquête auprès des représentants des « parties prenantes ». Cela suppose que l'on ait défini au préalable la liste de ces « parties prenantes », opération non seulement technique (qui sera réellement impacté par l'AMP ?) mais aussi politique (quels sont les interlocuteurs reconnus comme *légitimes* ?).

### 7.2.2 Etablir un état de référence de l'AMP

Cet état devra être effectué préalablement à la mise en œuvre de l'AMP. Sur le plan socio-économique, il devra comporter :

- Un état précis des zones susceptibles d'être impactées par l'AMP

	Zonage en mer	Zonage à terre
Zonage administratif	M1. Zone(s) où il est prévu d'appliquer des restrictions particulières à la pêche (et, le cas échéant, aux autres usages de l'écosystème marin)	T1. Zone(s) où des mesures compensatoires et des réglementations particulières sont prévues
Zonage biologique	M2. Zone(s) où des effets de spillover significatifs issus de ces mesures sont attendus	
Zonage socio-économique	M3. Zone(s) d'activité des pêcheurs susceptibles d'être impactés négativement par ces mesures (y compris zone de report potentiel de l'effort de pêche)	T2. Zone(s) d'emploi et d'habitation impactées par les mesures prises dans le cadre de l'AMP (si ne se confond pas avec T1)

Le zonage ci-dessus ne se limite pas à la prise en considération des limites administratives de la future AMP. Son établissement, qui gagnera à utiliser un SIG, requiert d'emblée une étroite collaboration entre biologistes, socio-économistes et gestionnaires. Le succès de cette opération conditionne le suivi du fonctionnement de l'AMP, de ses performances et de ses incidences sur la situation socio-économique des populations locales.

- Un recensement et une caractérisation des activités se déroulant dans ces zones :

Activités halieutiques (descriptif détaillé pour M1, M2, M3)	Autres activités pratiquées dans M1, T1, T2
Types de pêche pratiqués : pêche artisanale, industrielle, récréative	Activités non halieutiques directement liées aux services rendus par l'écosystème de l'AMP (notamment activités récréatives : écotourisme, plongée,...)
Flottes, effort, métiers, captures	
Saisonnalité des activités de pêche	
Origine géographique des pêcheurs et degré d'inféodation à la zone	Principales autres activités économiques dans les zones T1-T2



Ce recensement doit au minimum comporter une description qualitative, par zone, des activités concernées. Dans la mesure du possible, il convient de compléter cette description par des informations à caractère quantitatif. Les informations à privilégier concernent :

- L'effort de pêche
- Les captures
- L'emploi
- La fréquentation touristique et récréative (nuitées d'hôtel, volume de prestations des opérateurs d'activités de loisir).

■ Un état du contexte socioéconomique

A établir à l'échelle de la zone terrestre directement impactée par l'AMP (T1-T2) :

- Démographie
- Santé
- Pauvreté
- Marchés
- Equipements collectifs...

### 7.2.3 Définir, dans la mesure du possible, une « zone-témoin »

Cette zone doit être extérieure à la future AMP et à sa zone d'influence, mais être aussi similaire que possible à la zone prévue pour l'implantation de l'AMP. Son suivi en parallèle permettra de repérer plus facilement les conséquences de l'AMP. L'état des lieux décrit ci-dessus pour la future AMP devrait être dupliqué pour la zone-témoin.

## 7.3 Recommandations concernant le dispositif de suivi des effets socioéconomiques de l'AMP

### 7.3.1 Dresser une liste d'indicateurs

■ Propriétés requises :

- Fournir des informations fiables sur le fonctionnement de l'AMP, en particulier sur le degré de satisfaction des objectifs qui lui ont été assignés.
- Être aisément interprétables, par le gestionnaire de l'AMP et les parties prenantes
- Une fois mis en routine, les indicateurs doivent pouvoir être mise en œuvre par le gestionnaire de l'AMP, tant sur le plan de la collecte de l'information que du traitement et de l'analyse, sans aide extérieure ou avec une aide extérieure minimale. Cela suppose que les indicateurs ne soient pas trop nombreux, et qu'ils puissent être renseignés dans des conditions de coût et de technicité réalistes.

- Domaines à couvrir :

Domaine	Descriptif sommaire
Incidence de l'AMP sur la pêche	Effort de pêche, captures, emplois et revenus (zones M1-M2-M3)
Développement des AAGR	Emplois et revenus par type d'activité (zones M1-T1-T2)
Incidence de l'AMP sur la gestion spatialisée des usages	Conflits d'usage dans les zones M1-M3 (fréquence et gravité perçues par les protagonistes)
Viabilité financière et autonomie financière de l'AMP	Ressources récurrentes rapportées aux charges de fonctionnement de l'AMP, et part des ressources propres dans les ressources récurrentes.
Contexte économique et social	Eléments pertinents pouvant être collectés en routine à partir de bases de données préexistantes (démographie, santé, conditions de vie...) : zone T2 ou échelle géographique immédiatement supérieure.

### 7.3.2 Définir le mode d'appréhension de ces indicateurs

- Prendre appui, dans toute la mesure du possible, sur les systèmes d'information standardisée préexistants (ex : système de suivi de la pêche artisanale et côtière), avec lesquels il faudra prévoir l'articulation la plus efficace possible. Cette recommandation concerne au premier chef les indicateurs contextuels (catégorie 5), mais peut également concerner les indicateurs relatifs à la pêche (catégorie 1), en particulier lorsqu'il existe un système de suivi de la pêche artisanale et côtière.
- Examiner si les conditions de construction et de fonctionnement en routine d'un modèle bioéconomique susceptible de renseigner une partie des indicateurs sont réunies, ou peuvent être réunies à des coûts et dans des délais compatibles avec le projet :
  - cet examen doit être réalisé de façon conjointe par une équipe de biologistes et d'économistes ;
  - Il doit être centré sur les questions opérationnelles fondamentales relatives aux effets halieutiques attendus de l'AMP, notamment sur la possibilité (ou non) de modéliser l'effet spillover.
- Dans la mesure où il est peu probable que ces conditions soient réunies, le dispositif d'indicateurs socioéconomiques devra être conçu pour fonctionner et être interprété de façon autonome.
  - Pour les indicateurs des domaines 1, 2 et 3, il semble raisonnable de privilégier l'approche « perceptions » fondée sur des enquêtes régulières auprès des populations concernées (éviter autant que possible le recours à des consultations d'experts pour cette tâche).
  - Dans un contexte de contrainte budgétaire forte, il faut privilégier une liste restreinte d'indicateurs, centrés sur les questions essentielles relatives au fonctionnement et aux performances de l'AMP (à titre illustratif, cf. les indicateurs socioéconomiques mis en œuvre dans le cadre du projet Amphore).
  - Un plan d'échantillonnage pertinent et transparent devra être établi et respecté. Les conditions de réalisation de l'enquête devront garantir l'anonymat et l'autonomie des réponses.



- Définir la périodicité de la collecte de l'information. Cette périodicité dépend en premier lieu des budgets disponibles pour la réalisation des enquêtes et le traitement de leur résultat. On peut envisager un système d'enquêtes de perception « légères » à périodicité annuelle renseignant sur une liste courte d'indicateurs clés, appuyée sur une enquête-cadre plus lourde qui pourrait intervenir tous les 4-5 ans. En tout état de cause, la comparabilité intertemporelle, clé de l'interprétation des indicateurs, devra être assurée.
- Les résultats de ces enquêtes de perception devront être croisés de façon systématique avec les données secondaires (base de données halieutiques par exemple).
- La transparence dans le traitement et la communication des résultats devra être respectée.

### 7.3.3 Prévoir une procédure d'audit régulière par une instance indépendante



## Références citées

- Abesamis R.A., Alcala A.C. et Russ G.R. (2005) How much does the fishery at Apo Island benefit from spillover of adult fish from the adjacent marine reserve? *Fishery bulletin*, 104(3): 360-375.
- Agardy M.T. (1994) Closed Areas: a tool to complement other forms of fisheries management. In Gimbel, K. L. (Ed), *Limiting Access to Marine Fisheries: Keeping the Focus on Conservation*. Washington, D.C., Center for Marine Conservation and World Wildlife Fund: 197-204.
- Agardy T. (2000). Information needs for marine protected areas: scientific and societal. *Bulletin of Marine Science*, 66: 875-888.
- Alban F. et Boncœur J. (2004) An assessment of the potential interest of fishermen to engage in boat-chartering in the context of a marine park: the case of the Iroise Sea, Western Brittany, France. in J. Boissevain et T. Selwyn (Eds.), *Contesting the Foreshore. Tourism, Society and Politics on the Coast*. Amsterdam University Press, p. 185-204.
- Alban F., Roncin N. et Boncœur J. (2006) *Methodological Guidebook for Socio-Economic Field Surveys of MPA Users*. Projet EMPAFISH, WP3, Deliverable 9. UBO, Brest, 38 p.
- Alban F., Person J., Roncin N. et Boncœur J. (2007) *Analysis of Socio-Economic Survey Results*. Projet EMPAFISH, WP3, Deliverable 22. UBO, Brest, 134 p.
- Alban F. Boncœur J. et Roncin N. (2011) Assessing the impact of MPAs on society's well-being: an economic perspective. in Claudet J. (Ed.) *Marine Protected Areas: a multidisciplinary approach*, Cambridge University Press: 226-246.
- Alcala A.C., Russ G.R., Maypa A.P. et Calumpong H.P. (2005) A long-term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yields. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 62(1): 98-108.
- Andaloro F. et Tunesi L. (2000) The implementation of Italian network of marine protected areas: right-based strategies to meet the coastal fisheries management. In Shotton R. (Ed), *Use of property rights in fisheries management. Proceedings of the FishRights 99 Conference, Fremantle, Western Australia, 11-19 November 1999*. Rome, FAO, Fisheries Technical Paper 404 and Fisheries Western Australia. 2: 206-208.
- Anderson L.G. (2002) A bioeconomic analysis of marine reserves. *Natural Resource Modeling*, 15 (3): 311-334.
- Anon. (2002) Measuring the effects of marine reserves on fisheries: the dilemmas of experimental programs. *MPA News*, 4(4).
- Anon. (2009) *Multicriteria Analysis : a Manual*. Department for Communities and Local Government, London. Disp. en ligne : [www.communities.gov.uk](http://www.communities.gov.uk)
- Armstrong C.W. (2007) A note on the ecological-economic modelling of marine reserves in fisheries. *Ecological Economics*, 62(2): 242-250.

- Armstrong C.W. et Reithe S. (2001) Comment, Marine reserves, will they accomplish more with management costs? *Marine Resource Economics*, 16: 165-175.
- Arrow K.J., (1951/1963). *Social Choice and Individual Values*. Wiley, New York. Traduction française sous le titre « Choix collectif et préférences individuelles », Paris, Calmann-Lévy 1974.
- Arrow K., Solow R., Portney P.R., Leamer E.E., Radner R. et Schuman H.(1993) Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. *Federal Register*, 58(10), US: 4601-4614.
- Asafu-Adjaye, J. and Tapsuwan, S. (2008). A contingent valuation study of scuba diving benefits: Case study in Mu Ko Similan Marine National Park, Thailand. *Tourism Management*, 29(6), 1122-1130.
- Aussedat N. (1995) User group attitudes toward the establishment of marine reserve in Saint Barthelemy. *Caribbean Park and Protected Area Bulletin* 5 (2): 11.
- Ball I.R. et Possingham H.P. (2000) Marxan (v 1.8.6) : Marine reserve design using spatially explicit annealing. User Manual. <http://www.uq.edu.au/marxan>
- Balmford A., Gravestock P., Hockley N., McClean C.J. et Roberts C.M. (2004) The worldwide costs of marine protected areas. *PNAS* 101 (26): 9694-9697.
- Barley G. (1993) Integrated coastal management: the Florida Keys example. *Oceanus* 36 (3): 15-18.
- Beattie A., Sumaila U.R., Christensen N.L. et Pauly D. (2002) A model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size and placement in the North Sea. *Natural Resource Modeling*, 15(4): 413-437.
- Beaumais O. et Schubert K. (1996) Les modèles d'équilibre général appliqués à l'environnement : développements récents. *Revue d'économie politique*, 3 : 335-380.
- Beaumont J. (1997) Community participation in the establishment and management of marine protected areas: a review of selected international experience. *South African Journal of Marine Sciences*, 18: 333-340.
- Belfiore S., Balgos M., McLean B., Galofre J., Blydes M. et Tesch D. (2003) A Reference Guide on the Use of Indicators for Integrated Coastal Management. ICAM Dossier n°1, Paris, UNESCO, Manuals and Guides n°45, 136 p.
- Bellia R. (2011). Pescatourisme. In MEDPAN, Comment accompagner le développement d'activités alternatives et/ou génératrices de revenus dans les aires marines protégées de Méditerranée ? Actes de l'atelier régional d'échanges d'expériences du réseau MEDPAN, Korba, 12-14 décembre 2010 : 20-21.
- Bénard J. (1985) *Economie publique*. Paris, Economica.
- Bergson A. (1938) A Reformulation of Certain Aspects of Welfare Economics, *Quarterly Journal of Economics*, 52(2): 310-334.
- Berkes F., Feeny D., McCay B.J. et Acheson J.M. (1989) The Benefits of the Commons. *Nature*, 340: 391-393.
- Bhat M.G. (2003) Application of non-market valuation to the Florida Keys marine reserve management. *Journal of Environmental Management*, 67: 315-325.
- Bloomquist K.M., (1988), A comparison of alternative methods for generating economic base multipliers, *Regional Science Perspectives*, 18(1): 58-99.



- Boardman A.E., Greenberg D.H., Vining A.R. et Weimer D.L. (2006) Cost-benefit analysis: concept and practice. 3<sup>rd</sup> edn. Upper Saddle River, NJ, Prentice Hall.
- Bockstael N.B. et McConnell K.E. (2007) Environmental and resource valuation with revealed preferences: a theoretical guide to empirical models (The economics of non-market goods and resources), New York, Springer.
- Bohnsack J.A. (1993) Marine reserves, They enhance fisheries, reduce conflicts and protect resources. *Oceanus*, 36(3): 63-71.
- Bohnsack J.A. (2000) A comparison of the short-term impacts of no-take marine reserves and minimum size limits. *Bulletin of Marine Science*, 66(3): 635-650.
- Boncœur J., Alban F., Guyader O. et Thébaud O. (2002) Fish, fishers, seals and tourists, economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species, multi-activity context. *Natural Resource Modeling*, 15(4): 387-411.
- Boncœur J., Alban F. et Thébaud O. (2011) Bioeconomic analysis of marine protected areas fisheries effects, in Claudet J. (Ed.) *Marine Protected Areas: a Multidisciplinary Approach*, Cambridge University Press: 190-225.
- Boncœur J., Fifas S. et Le Gallic B. (2000) Un modèle bioéconomique d'évaluation du coût social des rejets au sein d'une pêcherie complexe. *Economie et prévision*, 143-144: 185-199.
- Boncœur J., Noël J.F., Sabourin A. et Tsang King Sang J. (2007) La gouvernance des aires marines protégées: le projet de parc marin en Iroise, un exemple de processus participatif? *Mondes en développement*, 138(2): 77-92.
- Boncœur J., Noël J.F., Alban F., Diadiou H., Kane E.A., Roncin N. et Tsang King Tsang J. (2011) Rapport sur les indicateurs socio-économiques. *Projet AMPHORE, GT2*, 32 p.
- Boncœur J., Roncin N. et Alban F. (2010) Indicateurs socioéconomiques de performance des aires marines protégées (AMP). Rapport sur le cas de l'AMP communautaire de Bamboung (Sénégal). Rapport intermédiaire du projet AMPHORE, Brest, UMR AMURE, Université de Bretagne Occidentale: 10 p.
- Borda J.C. de (1781) *Mémoire sur les élections au scrutin*. Paris, Histoire de l'Académie Royale des Sciences.
- Botsford L.W., Micheli F. et Parma A.M. (2006) Biological and ecological considerations in the design, implementation and success of MPAs; in *FAO*, 2007.
- Brander L.M., Van Beukering P. et Cesar H.S.J. (2007) The recreational value of coral reefs: A meta-analysis. *Ecological Economics*, 63(1): 209-218.
- Bromley D.W. (2009) Abdicating responsibility: the deceits of fisheries policy. *Fisheries* 34(6): 280-302 (contient également deux réponses à l'articles de Bromley, et la réponse de l'auteur à ces deux réponses).
- Brown, K., Adger, W.N., Tompkins, E., Bacon, P., Shim, D., Young, K. (2001). Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecological Economics*, 37(3): 417-434.
- Brugère C., Holvoet K. et Allison E. (2008) Livelihood diversification in coastal and inland fishing communities: misconceptions, evidence and implications for fisheries management. Working Paper, SFLPS. Rome, FAO: 39 p.
- Bunce L., Townsley P., Pomeroy R. et Pollnac R. (2000) *Socioeconomic Manual for Coral Reef Management*. GCRMN, Australian Institute of Marine Science, Townsville, 264 p.

- Burtraw D. (1991) Compensating losers when cost-effective environmental policies are adopted. *Resources*, 104: 1-5.
- Caddy J.F. (1975) Spatial model for an exploited shellfish population, and its application to the Georges Bank scallop fishery. *Journal of Fish Resource Board Canada*, 32: 1305-1328.
- Caddy J.F. et Mahon R. (1995) Reference points for fisheries management. FAO Fisheries Technical Paper n°347, Rome, FAO.
- Campbell J. (2008) Systematic approaches to livelihoods enhancement and diversification: A review of global experiences, IMM Ltd, IUCN, Gland, Switzerland and Colombo, Sri Lanka; CORDIO, Kalmar, Sweden and ICRAN, Cambridge, UK.: 40 p.
- Carlsen J. et Wood D. (2004) Assessment of the economic value of recreation and tourism in Western Australia's national parks, marine parks and forests. Townsville : Sustainable Tourism CRC.
- Carson R.T. et Hanemann, W.M. (2005) Contingent Valuation, in K. Mäler et J. Vincent eds., *Handbook of environmental economics*, vol.2. Amsterdam, North-Holland
- Carter D.W. (2003) Protected areas in marine resource management: another look at the economics and research issues. *Ocean & Coastal Management* 46 (5): 439-456.
- CE (2009) Livre vert - Réforme de la politique commune de la pêche, Commission des Communautés Européennes, Bruxelles, COM(2009)163 final, 30 p. (ec.europa.eu).
- Cesar H., Öhman M., Espeut P. et Honkanen M. (2000) An Economic Valuation of Portland Bight, Jamaica: an Integrated Terrestrial and Marine Protected Area. Working paper 00/03. Amsterdam, Institute for Environmental Studies, Free University.
- Chaboud C., Méral, P. et Andrianambinina, D. (2004) Le modèle vertueux de l'écotourisme : mythe ou réalité ? L'exemple d'Anakao et d'Ifaty-Mangily à Madagascar. *Mondes en développement*, 32(125): 11-32.
- Chakravorty U. et Nemoto K. (2001) Modeling the effects of area closure and tax policies, a spatial-temporal model of Hawaii longline Fishery. *Marine Resource Economics*, 15: 179-204.
- Charles A.T. (2001) Sustainable fishery systems. Madden, MA, Blackwell Science.
- Charles A.T. (2010) Fisheries and marine protected areas: a spatial bioeconomic analysis of distributional impacts. *Natural Resource Modeling*, 23(2): 218-252.
- Charles, A.T. et Herrera A. (1992) Development and diversification: sustainability strategies for a Costarican fishing cooperative. In Antona M. et Catanzano J. (Eds), *Proceedings of the VIth Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade (IIFET)*. Paris, France, IFREMER: 1315-1323.
- Charles A.T. et Wilson L. (2009) Human dimensions of Marine Protected Areas. *ICES Journal of Marine Science*, 66(1): 6-15.
- Charles E. et Boude J.P. (2004) Exploitation d'une ressource naturelle et politique de valorisation par des signes de qualité : arbitrage travail / loisir et externalité. *Economies et sociétés*, 23: 89-112.
- Chervel M. (1995) L'évaluation économique des projets. *Calculs économiques publics et planification: les méthodes d'évaluation de projets*, nouvelle édition, Paris, Publisud.



- Chervel M. et Le Gall M. (1976/1981) Manuel d'évaluation économique des projets. La méthode des effets. Paris, SEDES / Ministère de la Coopération.
- Chuenpagdee R., Fraga J. et Euan-Avila J.I. (2002) Community perspectives toward a marine reserve: a case study of San Felipe, Yucatan, Mexico. *Coastal Management* 30 (2): 183-191.
- Cinner J.E. et Bodin, Ö. (2010) Livelihood Diversification in Tropical Coastal Communities: A Network-Based Approach to Analyzing 'Livelihood Landscapes'. *PLoS ONE* 5(8): e11999.
- Cinner J.E., Daw T., et McClanahan T.R. (2009) Socioeconomic Factors that Affect Artisanal Fishers' Readiness to Exit a Declining Fishery. *Conservation Biology*, 23(1): 124-130.
- Cinner J.E., McClanahan T.R. et Wamukota A. (2010) Differences in livelihoods, socioeconomic characteristics, and knowledge about the sea between fishers and non-fishers living near and far from marine parks on the Kenyan coast. *Marine Policy*, 34(1): 22-28.
- Ciriacy-Wantrup S.V. (1947) Capital Returns from Soil Conservation Practices, *Journal of Farms Economics*, 29 : 1180-1190.
- Clark C.W. (1976) *Mathematical bioeconomics. The optimal management of renewable resources*. New-York, John Wiley and Sons (2<sup>nd</sup> Edition 1990).
- Clark C.W. (1987) *Bioeconomics, The New Palgrave: A Dictionary of Economics*, v.1: 245-46.
- Clark C.W. (1996) Marine reserves and the precautionary management of fisheries. *Ecological Applications*, 6(2): 369-370.
- Clark C.W., Munro G.R. et Sumaila U.R. (2005) Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50(1): 47-58.
- Clawson M. et Knetsch J. (1966) *Economics of Outdoor Recreation*. Baltimore, Johns Hopkins University Press.
- Clément T. (2011) Ecolodge communautaire de Keur Bamboung. In MEDPAN, Comment accompagner le développement d'activités alternatives et/ou génératrices de revenus dans les aires marines protégées de Méditerranée ? Actes de l'atelier régional d'échanges d'expériences du réseau MEDPAN, Korba, 12-14 décembre 2010 : 32-33.
- Clément T., Gabrié C., Mercier J.R. et You H. (2010) Aires Marines Protégées – Capitalisation des expériences cofinancées par le FFEM - Partie 2, Rapport 8 : Evaluation économique et calcul du taux de rendement interne des projets d'AMP. Oréade-Brèche / FFEM, 19 p.
- Coffman M. et Kim K. (2009). The economic impacts of banning commercial bottomfish fishing in the Northwestern Hawaiian Islands. *Ocean & Coastal Management*, 52(3-4): 166-172.
- Condorcet M.J.A.N. de (1785) *Essai sur l'application de l'analyse à la probabilité des décisions rendues à la pluralité des voix*. Paris, Imprimerie Royale.
- Conrad J.M. (1999) The bioeconomics of marine sanctuaries. *Journal of Bioeconomics*, 1: 205-217.
- Costanza R. (ed) (1991) *Ecological economics: the science and management of sustainability*. Columbia University Press, New York.
- Costanza R., d'Arge R., De Groot R.S., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. et Van Den Belt M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

- Costanza R., Andrade F., Antunes P., Van Den Belt M., Boersma P.D., Boesch D.F., Catarino F., Hanna S., Limburg K., Low B., Molitor M., Pereira J.G., Rayner S., Santos R., J. Wilson J. et Young M.D. (1998) Principles for sustainable governance of the oceans. *Science* 281: 198-199.
- Costello C., Gaines S.D. et Lynham J. (2008) Can Catch Shares Prevent Fisheries Collapse? *Science* 321: 1678-1681.
- Crowder L.B., Lyman S.J., Figueira W.F. et Priddy J. (2000) Source-sink population dynamics and the problem of sitting marine reserves. *Bulletin of Marine Science*, 66(3): 799-820.
- Culioli J.M. (2011) Le partenariat gestionnaires d'AMP – pêcheurs artisanaux côtiers permettant l'émergence d'activités complémentaires favorisant l'exemplarité halieutique en Corse. In MEDPAN, Comment accompagner le développement d'activités alternatives et/ou génératrices de revenus dans les aires marines protégées de Méditerranée ? Actes de l'atelier régional d'échanges d'expériences du réseau MEDPAN, Korba, 12-14 décembre 2010 : 22-23.
- Curtis R.E. et McConnell K.E (2004) Incorporating information and expectations in fishermen's spatial decisions. *Marine Resource Economics*, 19(1): 131-143.
- Dahlgren C.P. et Sobel, J. (2000) Designing a Dry Tortugas Ecological Reserve: How big is big enough? ... To do what? *Bulletin of Marine Science*, 66(3): 707-719.
- Dalton M.G. et Ralston S. (2004) The California rockfish conservation area and groundfish trawlers at moss landing harbor. *Marine Resource Economics*, 19(1): 67-83.
- Davezies L. (2009) L'économie locale "résidentielle" *Géographie, économie, société* 11: 47-53.
- Davis R.K. (1963) The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods, Ph.D. dissertation. Harvard University.
- Davis D., Harriott V., Macnamara C., Roberts L. et Austin S. (1995) Conflicts in a marine protected area: Scuba divers, economics, ecology and management in Julian Rocks Aquatic Reserve. *Australian Parks and Recreation*, 31: 29-35.
- Debreu G. (1959) *Theory of Value – An Axiomatic Analysis of Economic Equilibrium*. New York, John Wiley and Sons.
- Dervis K., De Melo J. et Robinson S. (1982) *General Equilibrium Models for Development Policy*, Cambridge University Press, The World Bank Publications.
- Desaigues B. et Point P. (1993) *Economie du patrimoine naturel – La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Paris, Economica, 1993.
- Dharmaratne G.S., Yee Sang F. et Walling, L.J. (2000) Tourism potentials for financing protected areas. *Annals of Tourism Research*, 27(3): 590-610.
- Diamon P.A. et Hausman J.A. (1994) Contingent Valuation: Is Some Number better than No Number? *The Journal of Economic Perspectives*, 8(4): 45-64.
- Dixon J.A. et Sherman P.B. (1990) *Economics of protected areas: a new look at benefits and costs*. Island Press, Washington D.C., USA.
- Dobrzynski T. et Nicholson E. (2000). An evaluation of the short-term social and economic impacts of marine reserves on user groups in Key West. New York, Environmental Defense, 162 p.



- Dorfman R., Samuelson P.A. et Solow R. (1958) Linear programming and Economic Analysis, McGraw-Hill. Traduction française sous le titre « Programmation linéaire et gestion économique » Paris, Dunod 1962.
- Dupuit J. (1844) De la mesure de l'utilité des travaux publics. Annales des Ponts et Chaussées n° 116 t VIII, Mémoires et Documents 2ème semestre : 332 - 375.
- Dupuit J. (1849) De l'influence des péages sur l'utilité des voies publiques. Annales des ponts et Chaussées, n° 207 : 170 - 248.
- Dwyer L., Forsyth P., Spurr R., Ho T. (2004). The economic impacts and benefits of tourism in Australia. A General Equilibrium approach. Sustainable Tourism Cooperative Research Center: 64 p.
- EDI (1996) The economic evaluation of projects, Economic Development Institute, Banque mondiale, Washington D.C.
- Emerton L. (1999) Economic tools for the management of marine protected areas. IUCN – The World Conservation Union, Eastern Africa Regional Office, Nairobi, 31 p.
- Emerton L. et Tessema Y. (2000) Economic constraints to the management of marine protected areas: the case of Kisite Marine National Park and Mpunguti Marine National Reserve, Kenya. Nairobi, Kenya, Eastern Africa Regional Office IUCN, 26 p.
- English D.B.K. et Bergstrom J.C. (1994) The conceptual links between recreation site development and regional economic impacts. Journal of Regional Science 34(4): 599- 611.
- Eynaudi A. (2011) Label "Ormeaux de Molène". In MEDPAN, Comment accompagner le développement d'activités alternatives et/ou génératrices de revenus dans les aires marines protégées de Méditerranée ? Actes de l'atelier régional d'échanges d'expériences du réseau MEDPAN, Korba, 12-14 décembre 2010 : 22-23.
- Fabinyi M. (2008). Dive tourism, fishing and marine protected areas in the Calamianes Islands, Philippines. Marine Policy, 32(6): 898-904.
- FIBA (2011) Rapports techniques : Programme B - Parc national du Banc d'Arguin. 129 p.
- FAO (1996) Integration of fisheries into coastal area management. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 3. Rome. 17 p.
- FAO (2003) Fisheries management 2: the ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 4, Suppl. 2. Rome. 112 p.
- FAO (2007) Report and documentation of the Expert Workshop on Marine Protected Areas and Fisheries Management: review of issues and considerations, Rome, 12–14 June 2006. FAO Fisheries Report No. 825. Rome, 332 p.
- FAO (2008) La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture (SOFIA 2008), Rome, FAO, 194 p. [www.fao.org](http://www.fao.org)
- FAO (2011) Fisheries management 4: Marine protected areas and fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl.4. Rome, 219 p.
- Fauzi A. et Buchary A.E. (2002) A socio-economic perspective of environmental degradation at Kepulauan Seribu Marine National Park, Indonesia. Coastal Management, 30(2): 167-181.

- Fernandez S. (2009) Vers une estimation de la valeur économique totale du Parc National du Banc d'Arguin", CERDI, Université d'Auvergne & FIBA. Master « Economie et développement international , Spécialité « Développement durable dans les pays en développement et en transition »: 93 p.
- Ferraro P.J. (2002) The local costs of establishing protected areas in low-income nations: Ranomafana National Park, Madagascar. *Ecological Economics*, 43(2-3): 261-275.
- Frangoudes K. et Alban F.(2004). Fishermen and the Creation of Marine Parks : Cases of Northern Sporades (Greece), Northern Cap de Creus (Spain) and the Iroise Sea (France), in J. Boissevain and T. Selwyn (Eds.), *Contesting the Foreshore. Tourism, Society and Politics on the Coast*. Amsterdam University Press: 169-184.
- Gabriel C., Clément T., Mercier J.R. et You, H. (2010) Aires Marines protégées – Capitalisation des expériences cofinancées par le FFEM, J. Calas coord., Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM) : 1ère partie : résumé exécutif / 2ème partie : études thématiques / 3ème partie : fiches synthétiques.
- Garrabé M. (2008). La valeur d'activité totale d'une opération de développement local: les multiplicateurs territoriaux - théorie et application, Centre d'Etudes de Projets, Université de Montpellier 1, 33 p.
- Gell F.R. et Roberts C.M. (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(9): 448-455.
- Gjertsen H. (2005) Can Habitat Protection Lead to Improvements in Human Well-Being? Evidence from Marine Protected Areas in the Philippines. *World Development*, 33(2): 199-217.
- Graham R.T. et Heyman W.D. (2000) Can traditional fishermen afford not to guide? Tradeoffs of whale shark tourism vs. fishing on spawning aggregations in a proposed marine reserve. Communication presented at the conference on Economics of marine protected areas, July 6-7, 2000, Vancouver, Canada.
- Guinand A. (2008) Combining environmental protection and poverty alleviation: an economic valuation of the Portland Bight Protected Area in Jamaica. Caribbean Coastal Areas Management Foundation, CERDI, Université d'Auvergne-Clermont-Ferrand. Rapport de Master.
- Gulf of Mexico Fishery Management Council (1999) Marine reserves technical document. A scoping document for the Gulf of Mexico. Tampa, Florida, Gulf of Mexico Fishery Management Council, NOAA: 41 p.
- Gordon H.S. (1954) The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62: 124-142.
- Grafton R.Q., Ha V.P. et Kompas T. (2004) Saving the seas: the economic justification for marine reserves. Working Paper n°402. Economics and Environment Network, Australian National University.
- Grafton R.Q., Kompas T. et Lindenmayer D. (2005a) Marine reserves with ecological uncertainty. *Bulletin of Mathematical Biology*, 67: 957-971.
- Grafton R.Q., Kompas T. et Schneider V. (2005b) The bioeconomics of marine reserves: a selected review with policy implications. *Journal of Bioeconomics*, 7: 161-178.
- Grafton R.Q., Kompas T. et Hilborn R.W. (2007) Economics of overexploitation revisited. *Science*, 318: 1601.



- Grafton R.Q., Kompas T. et Ha V. P. (2009) Cod Today and None Tomorrow: The Economic Value of a Marine Reserve. *Land Economics*, 85(3): 454-469.
- Guénette S., Lauck T. et Clark C.W. (1998) Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Reviews in the Fish Biology and Fisheries*, 8: 251-272.
- Guyader, O. Daurès, F., Jézéquel, M. et Thébaud, O. (2006) Marché des navires d'occasion et coût d'accès à la ressource. Atelier international « Régulation de l'accès aux ressources marines vivantes de la bande côtière : expériences internationales et perspectives pour la Bretagne » IUEM, Plouzané, 20-21 janvier 2006 (présentation en ligne sur le site [www.gdr-amure.fr](http://www.gdr-amure.fr))
- Halpern B. (2003) The impact of marine reserves: do they work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13: 117-137.
- Hannesson R. (1983) Bioeconomic production functions in fisheries: theoretical and empirical analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 968-982.
- Hannesson R. (1993) *Bioeconomic Analysis of Fisheries*. Oxford, Fishing News Books / FAO.
- Hannesson R. (1998) Marine Reserves: what would they accomplish? *Marine Resource Economics*, 13: 159-170.
- Hanley N.D. et Spash C.L. (1993) *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Cheltenham, Edward Elgar Publishing Ltd.
- Hardin G. (1968) The Tragedy of the Commons. *Science*, 162 : 1243-1248.
- Harris R. (1984) Applied général equilibrium analysis of small open economies with scale economies and imperfect compétition. *AER* 74(5) : 1016-1032.
- Hatcher B.G. (1998) Can marine protected areas optimize fishery production and biodiversity preservation in the same ecosystem? 50th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Merida, Mexico, GCFI.
- Hicks J. (1937) Mr. Keynes and the 'Classics': a suggested interpretation. *Econometrica*, 35: 147-159.
- Hoagland P., Kaoru Y. et Broadus J.M. (1995) A Methodological Review of Net Benefit Evaluation for Marine Reserve. World Bank, Environmental Economics Series, Paper n°027, 69 p.
- Holland D.S. (2000) A bioeconomic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 1307-1319.
- Holland D.S. (2002) Integrating marine protected areas into models for fishery assessment and management. *Natural Resource Modeling*, 15(3): 369-386.
- Holland D.S. (2008) Are fishermen rational? A fishing expedition. *Marine Resource Economics*, 23: 325-344.
- Holland D.S. et Brazee R.J. (1996) Marine reserves for fisheries management. *Marine Resource Economics*, 11: 157-171.
- Holland D., Gudmundsson E. et Gates J. (1999) Do fishing vessel buyback programs work: a survey of the evidence. *Marine Policy*, 1, January 1999: 47-89.
- Holland D.S., Sanchirico J.N., Curtis R.E. et Hicks R.L. (2004) An introduction to spatial modeling in fisheries economics. *Marine Resource Economics*, 19(1): 1-6.

- Holland D.S. et Sutinen J.G. (1999) An empirical model of fleet dynamics in New England trawl fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 253-264.
- Hough J.L. (1988) Obstacles to effective management conflicts between National Parks and surrounding Human Communities in Developing Countries. *Environmental Conservation*, 15(2): 129-136.
- Howard M. (2003) When fishing grounds are closed: developing alternative livelihoods for fishing communities. *MPA News*, 5(2): 1-4.
- Hoyt H. (1939) *The Structure and Growth of Residential Areas in American Cities*, Federal Housing Administration, Washington DC.
- Hutton T., Mardle S., Pascoe S. et Clark R. (2004) Modelling fishing location choice within mixed fisheries: English North Sea beam trawlers in 2000 and 2001. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1443-1452.
- ICRI (2008) *Economic Values of Coral Reefs, Mangroves, and Seagrasses. A Global Compilation*" Arlington, VA, USA, ICRI, Conservation International, : 35 p.
- IUCN (1998). *Economic Values of Protected Areas: Guidelines for Protected Area Managers*. Gland, Suisse, Prepared by the Economic Benefits of Protected Areas Task Force, World Commission on Protected Areas and the IUCN Economics Service Unit. Series editor: Adrian Phillips
- IMM Ltd (2008) *Sustainable Livelihoods Enhancement and Diversification (SLED): A Manual for Practitioners*. IUCN, Gland, Switzerland and Colombo, Sri Lanka; CORDIO, Kalmar, Sweden; and ICRAN, Cambridge, UK.: 89 p.
- Ireland C., Malleret D. et Baker L. (2004) *Alternative sustainable livelihoods for coastal communities - a review expérience and guide to best practices*. IDL Group, IUCN: 75 p.
- Johnson R.L et Moore E. (1993) Tourism impact estimation. *Annals of Tourism Research*, 20: 279-288.
- Kalaydjian R., Ed. (2007). *Données économiques maritimes françaises*. Ifremer, 87 p.
- Kantorovitch L.V. (1959) *Calcul économique et utilisation rationnelle des ressources*. Moscou, Editions d'Etat de l'Académie des Sciences d'URSS. Traduction française sous le titre « Calcul économique et utilisation des ressources » Paris, Dunod 1963.
- Kelleher G. et Kenchington R. (1992) *Guidelines for Establishing Marine Protected Areas. A Marine Conservation Development Report*. Gland, Switzerland : IUCN.
- Keynes J.M. (1936) *Théorie générale de l'emploi, de l'intérêt et de la monnaie*. Traduction française : Paris, Payot.
- King T.D. (1997) *Folk management and local knowledge: lobster fishing and tourism at Caye Caulker, Belize*. *Coastal Management*, 25: 455-469.
- KPMG Consulting (2000). *Economic and Financial Values of the Great Barrier Reef Marine Park*. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Research Publication n°63, Townsville.
- Kronen M., Vunisea A., Magron F. et Mcardle B. (2010) Socio-economic drivers and indicators for artisanal coastal fisheries in Pacific island countries and territories and their use for fisheries management strategies. *Marine Policy*, 34(6): 1135-1143.
- Krumme G. (1968) Werner Sombart and the Economic Base Concept. *Land Economics*, Vol.XLIV(1): 112-16



- Lauck T., Clark C.W., Mangel M. et Munro G.R. (1998) Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications*, 8 (Suppl.1): S72-S78.
- Launio C.C., Morooka Y., Aizakic H. et Igunia, Y. (2010) Perceptions of small-scale fishermen on the value of marine resources and protected areas: case of Claveria, Northern Philippines. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 17(5): 401-409.
- Laurent L. (1995) Le fonctionnement économique des bassins d'emploi. Réhabilitation de la théorie de la base. Note d'Etude Régionale n°H9506, INSEE Bretagne, Rennes, 22 p.
- Leblond E., Daurès F., Berthou P. et al. (2008) Synthèse des flottilles de pêche 2006. SIH, Ifremer, 220 p.
- Leisher C., Beukering P. et Scherl L.M. (2007) Nature's investment bank: how marine protected areas contribute to poverty reduction. *The Nature Conservancy*: 52 p.
- Leontief W. (1941) *The Structure of the American Economy, 1919-1929*. Cambridge, Massachusetts, Harvard University Press.
- Leontief W. (1986) *Input-Output Economics*, Oxford University Press.
- Lesourne J. (1972) *Le calcul économique*. Paris, Dunod.
- Leung P., Muraoka J., Nakamoto S.T. et Pooley S. (1998) Evaluating fisheries management options in Hawaii using analytic hierarchy process (AHP). *Fisheries Research* 36: 171-183.
- Le Gallic B., Mardle S. et Boncœur J. (2005) Les objectifs d'une politique publique vus par les acteurs : une analyse multicritères de la politique commune de la pêche. *Économie Publique* n°16 (2005/1) :127-153.
- Le Quesne W. J. F. (2009) Are flawed MPAs any good or just a new way of making old mistakes? *ICES Journal of Marine Science*, 66(1): 132-136.
- Lichtenstein S. et Slovic P. (2006) *The construction of preference*. Cambridge University Press.
- Lien J. (1992) Whales, fishermen and marine parks: attitudes toward conserving and managing our ocean's resources. In Graham, R. (Eds), *Marine, Lake and coastal Heritage. Proceedings of a Heritage Resources Centre Workshop*, Department of recreation and leisure studies and Heritage resources center, University of Waterloo: 1-20.
- Lindberg K. (2001) Economic Impacts, in D. Weaver ed., *The Encyclopaedia of Ecotourism*, New York, CABI Publishing: 363-377.
- Little I.M.D. et Mirrlees, J.A. (1974) *Project appraisal and planning for developing countries*, Londres, Heinemann.
- Loisel P. et Cartigny P. (2009) How to model marine reserves? *Nonlinear Analysis: Real World Applications*, 10(3): 1784-1796.
- Loper C., Pomeroy R., Hoon V., McConney P., Pena M., Sanders A., Sriskanthan G., Vergara S., Pido M., Vave R., Vieux C. et Wanyonyi I. (2008) Socioeconomic conditions along the world's tropical coasts: 2008. *SocMon Global Report*: 56 p.
- Ludwig D., Hilborn R. et Walters C.J. (1993) Uncertainty, resource exploitation, and conservation, lessons from history. *Ecological Applications*, 3(4): 547-549.

- Lynch T.P., Wilkinson E., Melling L., Hamilton R., Macready A. et Feary S. (2004) Conflict and impacts of divers and anglers in a marine park. *Environmental Management* 33 (2): 196-211.
- Maliao R.J., Pomeroy R.S. et Turingan R.G. (2009) Performance of community-based coastal resource management (CBCRM) programs in the Philippines: A meta-analysis. *Marine Policy*, 33(5): 818-825.
- Malleret D. (2004) A Socio-economic Baseline Assessment of the Mnazi Bay Ruvuma Estuary Marine Park. Nairobi, IUCN, Eastern Africa Programme (EARO): 126 p.
- Malleret-King D. (Coord) (2003) Understanding Fisheries Livelihoods and Constraints to their Development: Kenya and Tanzania. Final Technical Report (Project R8196). London, UK, Fisheries Management Science Programme, UK Department for International Development (DFID), Marine Resources Assessment Group (MRAG).
- Malleret-King D., Glass A., Waniony I., Bunce L. et Pomeroy R. (2006) Guide de suivi socio-économique pour les gestionnaires du littoral de l'océan Indien occidental (SocMon WIO). CORDIO East Africa, Mombasa, 108 p.
- Malthus T.R. (1798) Essai sur le principe de population. Traduction française de la 5ème édition (1817), 1992, Paris, Flammarion.
- Mangel M. (2000) Irreducible uncertainties, sustainable fisheries and marine reserves. *Evolutionary Ecology Research*, 2(4): 547-557.
- Mardle S. et Pascoe S. (1999) A review of applications of multiple-criteria decision-making techniques to fisheries. *Marine Resource Economics*, 14 : 41-63.
- Marshall A. (1890) Principles of Economics. Londres, McMillan (8ème édition, 1920).
- Mascia M.B. (2003) The human dimension of coral reef marine protected areas: recent social science research and its policy implications. *Conservation Biology* 17/2 : 630-532.
- Maynou F. (2008) Results of the bio-economic and cost-benefit analysis of selected case studies, FP6, Project n°SSP8-006539 EMPAFISH, deliverable D25, April 2008, 46 p. <http://www.um.es/empafish>
- McClanahan T., Davies J. et Maina J. (2005) Factors influencing resource users and managers' perceptions towards marine protected area management in Kenya. *Environmental Conservation*, 32(1): 42-49.
- McClanahan T.R. et Mangi, S. (2000) Spillover of exploitable fish from marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, 10(6): 1792-1805.
- McField M. et Kramer P. (2007) Healthy Reefs for Healthy People. A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region. 208 p.
- Meadows D.H., Meadows D.L., Randers J. et Behrens W.W. (1972) The Limits to Growth. A report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind. New York, Universe Books. Traduction française 1973, Paris, Fayard.
- Meadows D.H., Randers J. et Meadows D.L. (2004) Limits to Growth. The 30-Year Update. Chelsea Green Publishing, White River Junction, Vt.



- MEDPAN (2011) Comment accompagner le développement d'activités alternatives et/ou génératrices de revenus dans les aires marines protégées de Méditerranée? Actes de l'atelier régional d'échanges d'expériences du réseau MEDPAN, Korba, 12-14 décembre 2010, 60 p.
- Mesnil B. (2003) Dynamique des populations exploitées et principaux modèles démographiques appliqués à la gestion des pêches, in Laubier L. (ed.) Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes, Académie des Sciences, RST n°17, chapitre 5 : 123-155. Paris, Lavoisier.
- Mishan E.J. (1994) Cost Benefit Analysis: an informal introduction, 4ème édition, NewYork, Routledge.
- Mondardini G. (1998) Traditional use rights in the small-scale fisheries and marine protected areas between Sardinia and Corsica. in D. Symes (ed), Property Rights and Regulatory Systems in Fisheries. Fishing News Book, Blackwell Science Ltd, Oxford: 188-200.
- Munasinghe M., McNeely J.A., Eds. (1994) Protected area economics and policy. Linking conservation and sustainable development. World Bank & IUCN.
- Murawski S.A., Brown R., Lai H.L., Rago P.J. et Hendrickson L. (2000) Large-scale closed areas as a fishery management tool in temperate marine systems: the Georges Bank experience. Bulletin of Marine Science, 66(3): 775-798.
- Muth J. (1961) Rational Expectations and the Theory of Price Movements, *Econometrica*, 29(3): 315-335.
- National Park Service (2000) Glacier Bay Compensation Plan Economic Assessment, US. National Park Service: 73 p.
- National Research Council (2001). Marine Protected Areas: Tools for Sustaining Ocean Ecosystem. Washington, D.C., Committee on the Evaluation, Design and Monitoring of Marine Reserves and Protected Areas in the United States, Ocean Studies Board, National Academy Press
- Newmark W.D., Leonard N.L., Sariko H.I., Gamassa D.G.M. (1993) Conservation attitudes of local people living adjacent to five protected areas in Tanzania. *Biological Conservation*, 63(2): 177-183.
- North D. (1955) Location theory and regional economic growth, *Journal of Political Economy*, 63: 243-258.
- OCDE (1972) Manuel d'analyse des projets industriels dans les pays en voie de développement. Paris, OCDE.
- O'Ghara T. (2007) Estimating the total economic value (TEV) of the Navakavu LMMA (Locally Managed Marine Area) in Viti Levu Island (Fiji). COMPONENT 2A - Project 2A2 "Knowledge, monitoring, management and beneficial use of coral reef ecosystems", CRISP, 140 p.
- ONUDI (1973) Directives pour l'évaluation des projets. New-York, Nations Unies.
- Ostrom E. (1990) *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press.
- Palmquist R.B. (2005) Hedonic models, in K. Mäler et J. Vincent eds., *Handbook of environmental economics*, vol.2. Amsterdam, North-Holland.

- Palumbi S.R. (2002) Marine Reserves: a tool for ecosystem management and conservation. PEW Oceans Commission.
- Parrish R. (1999) Marine reserves for fisheries management: why not? California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report, 40: 77-86.
- Parrish R., Seger J. et Yoklavich M. (2001) Marine reserves to supplement management of West Coast Groundfish Resources. Phase I: Technical Analysis. Portland, Oregon, Pacific Fishery Management Council, NOAA, Portland, Oregon, 62 p.
- Pascal N. (2010) Ecosystèmes coralliens de Nouvelle Calédonie: Valeur économique des services écosystémiques - Partie I : Valeur financière. IFRECOR. Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 153 p.
- Pascal N. (2011) Cost-Benefit Analysis of Community-Based Marine Protected Areas : 5 Case Studies in Vanuatu. Component 3E, Project 3E1 « Economics and Socio-Economics of Coral Reefs » Study Report. CRISP, 107 p.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. et Torres F. (1998) Fishing down the marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pelletier D., García-Charton J.A., Ferraris J., David G., Thébaud O., Letourneur Y., Claudet J., Amand M., Kulbicki M. et Galzin R. (2005) Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources*, 18(2005): 15-33.
- Pendleton L.H. (1995) Valuing coral reef protection. *Ocean and Coastal Management*, 26: 119-131.
- Peters H. et Hawkins J.P. (2009) Access to marine parks: A comparative study in willingness to pay. *Ocean & Coastal Management*, 52(3-4), 219-228.
- Phaneuf D.J. et Smith V.K. (2005) Recreation demand models, in K. Mäler et J. Vincent eds., *Handbook of environmental economics*, vol.2. Amsterdam, North-Holland.
- Piet G. J. et Rijnsdorp A. D. (1996) Changes in the demersal fish assemblage in the southeastern North Sea following the establishment of a protected area ('plaice box'). Mini-Symposium: Ecosystem Effects of Fisheries, ICES Annual Science Conference (Reykjavik, Iceland).
- Pitchford J. W., Codling E. A. et Psarra D. (2007) Uncertainty and sustainability in fisheries and the benefit of marine protected areas. *Ecological Modelling*, 207(2-4): 286-292.
- Pollnac R.B. et Crawford B.R. (2000). Discovering Factors that Influence the Success of Community-Based Marine Protected Areas in the Visayas, Philippines. Los Banos, Laguna, Philippines, Coastal Management Report # 2229. PCAMRD Book Series No. 33. Coastal Resources Center, University of Rhode Island, Narragansett, RI, USA, and Philippine Council for Aquatic and Marine Research and Development, 30 p. .
- Pollnac R.B., Crawford B.R. et Gorospe, M.L.G. (2001) Discovering factors that influence the success of community-based marine protected areas in the Visayas, Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 44(11-12): 683-710.
- Polunin N.V.C., Williams I., Carrier J. et Robertson L. (2000) Ecological and social impacts in planning Caribbean marine reserves. Strategy for Research on Renewable Natural Resources, Natural Resources Systems Programme. Final Technical Report R6783, DFID, University of Newcastle..



- Pomeroy R.S., Pollnac R.B., Katon B.M. et Predo C.D. (1997) Evaluating factors contributing to the success of community-based coastal resource management: the Central Visayas Regional Project-1, Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 36: 97-120.
- Pomeroy R.S., Parks J.E. et Watson, L.M. (2004). How is your MPA doing? A Guidebook of Natural and Social Indicators for Evaluating Marine Protected Area Management Effectiveness. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN (traduction française 2006).
- Reid-Grant K. et Bhat M.G. (2009) Financing marine protected areas in Jamaica: An exploratory study. *Marine Policy*, 33(1): 128-136.
- Rettig R.B. (1994) Who should pay to preserve the marine environment? *Marine Resource Economics*, 9(1): 87-94.
- Ricardo D. (1817) Des principes de l'économie politique et de l'impôt. Traduction française de la 3ème édition (1821), 1977, Paris, Flammarion.
- Rieser A. (2000) Essential fish habitat as a basis for marine protected areas in the U.S. exclusive economic zone. *Bulletin of Marine Science*, 66(3): 889-899.
- Rijnsdorp A. D., Buijs A. M., Storbeck F. *et al.* (1996) Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. Mini-Symposium: Ecosystem Effects of Fisheries, ICES Annual Science Conference (Reykjavik, Iceland).
- Roberts C.M. (2000a) Why does fishery management so often fail. In *Science and environmental decision-making*, ed M. Huxham and D. Sumner.. UK Prentice Hall: 170-192.
- Roberts C.M. (2000b) Selecting marine reserve locations: Optimality versus opportunism. *Bulletin of Marine Science*, 66(3): 581-592.
- Roberts C.M., Bohnsack J.A., Gell F., Hawkins J.P. et Goodridge R. (2001) Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294: 1920-1923.
- Robbins L. (1932) *An Essay on the Nature and Significance of Economic Science*. Londres, Macmillan.
- Roncin N., Alban F., Charbonnel E., Crec'hriou R., de la Cruz Modino R., Culioli J.-M., Dimech M., Goñi R., Guala I., Higgins R., Lavis E., Direach L L., Luna B., Marcos C., Maynou F., Pascual J., Person J., Smith P., Stobart B., Szelienszky E., Valle C., Vaselli S. et Boncœur J. (2008) Uses of ecosystem services provided by MPAs: How much do they impact the local economy? A southern Europe perspective. *Journal for Nature Conservation*, 16(4): 256-270.
- Rosen S (1974) Hedonic prices and implicit markets, *Journal of Political Economy*, Vol 82: 34-55.
- Roy B. (1968) Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode Electre). *Revue Française d'Informatique et de Recherche Opérationnelle* 2(8): 57-75.
- Russ G.R. et Alcalá A.C. (1996) Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology-Progress Series*, 132(1-3): 1-9.
- Saaty T.L. (1980) *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*, McGraw-Hill.
- Salm R.V. et Clark, J.R. (1984) *Marine and Coastal Protected Areas: a Guide for Planners and Managers*. Gland, Switzerland, IUCN.

- Sanchirico J.N. (2000) Marine protected areas as fishery policy: a discussion of potential costs and benefits. Discussion paper n°00- 23. Washington DC, Resources for the Future
- Sanchirico J.N. (2004) Designing a cost-effective marine reserve network: a bioeconomic metapopulation analysis. *Marine Resource Economics*, 19(1): 41-65.
- Sanchirico J.N. (2005) Additivity properties in metapopulation models: implications for the assessment of marine reserve. *Journal of Environmental Economics and Management*: 1-25.
- Sanchirico, J.N., Cochran K.A. et Emerson P.M. (2002). Marine protected areas: economic and social implications. Discussion paper. Washington DC, Resources for the Future.
- Sanchirico J. N., Malvadkar U., Hastings A., et Wilen J.E. (2006) When Are No-Take Zones an Economically Optimal Fishery Management Strategy ? *Ecological Applications*, 16(5): 1643-1659.
- Sanchirico J.N. et Wilen J.E. (1999) Bioeconomics of spatial exploitation in a patchy environment. *Journal of Environmental Economics and Management*, 37: 129-150.
- Sanchirico J.N. et Wilen J.E. (2001) A Bioeconomic Model of Marine Reserve Creation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 42(3): 257-276.
- Sanchirico J.N. et Wilen J.E. (2002) The impacts of marine reserves on limited entry fisheries. *Natural Resource Modeling*, 15(3): 291-310.
- Sarr O. (2011) Aire marine protégée: gestion halieutique, diversification et développement local: le cas de la Réserve de Biosphère du Delta du Saloum (Sénégal), Editions universitaires européennes
- Sarr O., Boncœur J., Travers M. et Cormier-Salem, M.C. (2008) Can ecotourism be an alternative to traditional fishing? An analysis with reference to the case of the Saloum Delta (Senegal). In Dellink R.B. et Ruijs A. (Eds), *Economics Of Poverty, Environment And Natural-Resource Use*, Wageningen - UR Frontis Series, Vol. 25, Springer, Netherlands: 87-100.
- Sary Z., Munro J.L. et Woodley J.D. (2003) Status report on a Jamaican fishery: Current value and the costs of non-management". In Creswell L. (Ed), *Proceedings of the Fifty-fourth Annual Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. Fort Pierce, Florida, GCFI.
- Schaefer M.B. (1957) Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries. *Journal of the Fisheries research Board of Canada*, 14: 669-681.
- Schnier K.E. (2005) Biological "hot spots" and their effect on optimal bioeconomic marine reserve formation. *Ecological Economics*, 52(4): 453-468.
- Scott A.D. (1955) The fishery: the objectives of sole ownership. *Journal of Political Economy*, 63: 116-124.
- Senhoury C.O. (2011) Appui à la transformation des produits traditionnels Imraguen au Parc National du Banc d'Arguin. In MEDPAN, *Comment accompagner le développement d'activités alternatives et/ou génératrices de revenus dans les aires marines protégées de Méditerranée ? Actes de l'atelier régional d'échanges d'expériences du réseau MEDPAN*, Korba, 12-14 décembre 2010 : 24-25.
- Sethi S. A. et Hilborn R. (2008) Interactions between poaching and management policy affect marine reserves as conservation tools. *Biological Conservation*, 141(2): 506-516.



- Shoven J.B. et Whalley J. (1984) Applied général equilibrium models of taxation and international trade: an introduction and Survey. *JEL*, 22(3): 1007-1051.
- Smit W. (1995) Economic effects of closing areas of the North Sea for the Dutch near water fisheries. In Hatche A. (Ed), *Proceedings of the VIIth Annual Conference of the European Association of Fisheries Economist*. Portsmouth, 10-12 April 1995, CEMARE: 113-125.
- Smith A. (1776) *Recherches sur la nature et les causes de la richesse des nations*. Traduction française 1999, Paris, Flammarion (2 tomes).
- Smith M.D. et Wilen J.E. (2003) Economic impacts of marine reserves: the importance of spatial behavior. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46: 183-206.
- Smith M.D. et Wilen J.E. (2004) Marine reserves with endogenous ports : Empirical bioeconomics of the California sea urchin fishery. *Marine Resource Economics*, 19(1): 85-112.
- Smith M. D., Sanchirico J. N. et Wilen J. E. (2009) The economics of spatial-dynamic processes: Applications to renewable resources. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57(1): 104-121.
- Solow R.M. (1956) A Contribution to the Theory of Economic Growth, *Quarterly Journal of Economics*, 70 (1): 65-94.
- Soulié J.C. et Thébaud, O. (2006) Modelling fleet response in regulated fisheries: an agent-based approach. *Mathematical and computer modelling*, 44: 553-564.
- Squire L. et Van der Tak H.G. (1975) *Economic Analysis of Projects*. Baltimore, John Hopkins Press. Traduction française Paris, Economica.
- Stern N. (2006) *Stern Review on the Economics of Climate Change, final report*, HM Treasury, Londres 2006. <http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/>
- Stelzenmüller V., Maynou F., Bernard G., Cadiou, G., Camilleri, M., Crec'hriou R., Criquet G., Dimech M., Esparza O., Higgins R., Lenfant P. et Pérez-Ruzafa Á. (2008) Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: Implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin*, 56(12): 2018-2026.
- Strand I.E.J. (2004) Spatial variation in risk preferences among Atlantic and Gulf of Mexico pelagic longline fishermen. *Marine Resource Economics*, 19(1): 145-160.
- Subade R. F. (2007) Mechanisms to capture economic values of marine biodiversity: The case of Tubbataha Reefs UNESCO World Heritage Site, Philippines. *Marine Policy*, 31(2): 135-142.
- Sumaila U.R. (1998a) Protected marine reserve as hedges against uncertainty: an economist's perspective. In *Reinventing fisheries management*, ed. T.J. Pitcher, P.J.B. Hart and D. Pauly .. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers: 303-309.
- Sumaila U.R. (1998b) Protected marine reserves as fisheries management tools: a bioeconomic analysis. *Fisheries Research*, 37(1-3): 287-296.
- Sumaila U.R., Guénette S., Alder J. et Chuenpadgee R. (2000) Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3): 752-760.
- Sumaila U. R. et Armstrong C. W. (2006) Distributional and Efficiency Effects of Marine Protected Areas: a Study of the Northeast Atlantic Cod Fishery. *Land Economics*, 82(3): 321-332.
- Suuronen P., Jounela P. et Tschernij V. (2010) Fishermen response on marine protected areas in the Baltic cod fishery. *Marine Policy* 34: 237-243.

- Tafida A., Adebayo A., Galtima M., Raji, A., Jimme M. et John, C.T. (2011) Livelihood strategies and rural income: the case of fishing communities in Kainji Lake Basin Nigeria. *Agricultural Journal*, 6(5): 259-263.
- Tanguy P. et Boncœur J. (1997) Les emplois induits par la base Économique brestoise, *Cahiers Économiques de Bretagne*, CREFE, volume 42,: 1-16.
- Thomson C. (1998) Evaluating marine harvest refugia: an economic perspective. In Yoklavich, M.M. (Ed), *Marine harvest refugia for West Coast Rockfish*, NOAA, Technical Memorandum NMFS, N°255.
- Tisdell C.A. (1991) *Economics of Environmental Conservation. Economics for environmental and ecological management*. Amsterdam, Elsevier Science B.V.
- Tisdell C.A. (1994). *Economics of environmental conservation: economics for environmental and ecological management*. Amsterdam, Elsevier Science Publishers
- Tobey J. et Torell, E. (2006) Coastal poverty and MPA management in mainland Tanzania and Zanzibar. *Ocean & Coastal Management*, 49: 834-854.
- Togridou A., Hovardas T. et Pantis J. D. (2006) Determinants of visitors' willingness to pay for the National Marine Park of Zakynthos, Greece. *Ecological Economics*, 60(1): 308-319.
- Troadec J.P., Boncœur J. et Boucher J. (2003) Le constat, in Laubier L. (ed.) *Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes*, Académie des Sciences, RST n°17, chapitre 1 : 15-56. Paris, Lavoisier.
- Troadec J.P. et Boncœur J. (2003) La régulation de l'accès, in Laubier L. (ed.) *Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes*, Académie des Sciences, RST n°17, chapitre 9 : 355-393. Paris, Lavoisier.
- Turgot A.R. (1768) *L'impôt indirect. Observations sur les mémoires recompensés par la Société d'Agriculture de Limoges*. Reproduit dans Turgot, *Ecrits économiques*, 1970, Paris, Calmann-Lévy.
- U.S. Environmental Protection Agency Science Advisory Board (2009). *Valuing the protection of ecological systems and services*. EPA-SAB-09-012. Washington, DC: EPA.
- Valcic B. (2009) Spatial policy and the behavior of fishermen. *Marine Policy*, 33(2): 215-222.
- Verhulst P.F. (1838) Notice sur la loi que la population poursuit dans son accroissement. *Correspondance mathématique et physique de l'Observatoire de Bruxelles*, n° 10, tome 4, Bruxelles, Société Belge de Librairie Hauman et Cie: 113-121.
- Vogt H.P. (1998) The economic benefits of tourism in the marine reserve of Apo Island, Philippines. *Intercoast Network* 31: 13-14.
- Vollet D. (2007) Revisiter la théorie de la base économique : Vers de nouveaux regards sur les liens entre tourisme et développement territorial ? *Loisir et société* 30: 89-116.
- Vollet D. et Bretière, G. (2008). La chasse : Quel impact économique sur l'emploi local ? Une première approche à partir de quelques études de cas, Colloque SFER "Chasse, Territoires et Développement durable", Clermont-Ferrand, 25-27 mars 2008, 23 p.
- Voltaire L. (2011) *Méthode d'évaluation contingente et évaluation d'un projet de réserve naturelle dans le Golfe du Morbihan (France)*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Brest.



- Waite R., Cooper E., Zenny, N. et Burke L. (2011) Coastal Capital: Jamaica – The Economic Value of Jamaica’s Coral Reef-Related Fisheries. Washington, DC, World Resources Institute.
- Walras L. (1874) Elements d’économie politique pure, ou théorie de la richesse sociale. 1952, Paris, LGDJ (4ème édition, 1900).
- Watson M., Ormond R.F.G. et Holliday L. (1997) The role of Kenya's marine protected areas in artisanal fisheries management. Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, Panama.
- Watts M.E., Ball I.R., Stewart R.R., Klein C.J., Wilson K., Steinback C., Lourival R., Kircher L. et Possingham H.P. (2009) Marxan with Zones : software for optimal conservation-based land- and sea-use zoning. Environmental Modelling & Software, 24/12: 1513-1521.
- Weigel J.Y., Feral F. et Cazalet B. (Eds.) (2007) Les aires marines protégées d’Afrique de l’Ouest : gouvernance et politiques publiques, Presses Universitaires de Perpignan, IRD, 208 p.
- White C., Kendall B. E., Gaines S., Siegel D. A. et Costello C. (2008) Marine reserve effects on fishery profit. Ecology Letters, 11(4): 370-379.
- Wilcox C. et Pomeroy C. (2003) Do commercial fishers aggregate around marine reserves? Evidence from Big Creek Marine Ecological Reserve, central California. North American Journal of Fisheries Management, 23(1): 241-250.
- Wilen J.E., Smith M.D., Lockwood D. et Botsford L.W. (2002) Avoiding surprises: incorporating fisherman behavior into management models. Bulletin of Marine Science 70: 553-575.
- Willis T.J., Millar R.B., Babcock R.C. et Tolimieri N. (2003) Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? Environmental Conservation, 30(2): 97-103.
- Wilson J. et Boncœur J. (2008) Microeconomic efficiencies and macroeconomic inefficiencies: on sustainable fisheries development in very poor countries. Oxford Development Studies, 36(4): 439-460.
- Wilson M. et Hoehn, J. (2006) Valuing environmental goods and services using benefit-transfer: the state-of-the-art and science. Ecological Economics, 60(2): 335-342.
- WRI (2011) Coastal Capital Literature Review: Economic Valuation of Coastal and Marine Resources in Jamaica. Washington, DC, WRI: 31 p.
- Zabala M. (1999) Recreation in Mediterranean marine parks: limits and perspectives". In Briand F. (Ed), Scientific design and monitoring of Mediterranean marine protected areas. Monaco, CIESM Workshop Series n°8: 51-52.
- Zakai D. et Chadwick-Furman N.E. (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. Biological Conservation 105 (2): 179-187.