UNIVERSITE MONTESQUIEU – BORDEAUX IV
DROIT, ECONOMIE, GESTION

APPROCHE ECONOMIQUE DU PARTAGE DES USAGES D'UN ACTIF MULTIFONCTIONS : LE CAS DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

Thèse pour le Doctorat ès Sciences Economiques

présentée par

Anne BOURNOT

et soutenue publiquement

le 19 décembre 2007

MEMBRES DU JURY

M. Jean BONCOEUR
Professeur, Université de Bretagne Occidentale, **rapporteur**

Mme. Sylvie FERRARI
Maître de conférence, Université Montesquieu – Bordeaux IV

M. Philippe LE GOFFE
Professeur, Agrocampus Rennes, **rapporteur**

M. Patrick POINT
Directeur de Recherche CNRS, Université Montesquieu – Bordeaux IV, **Directeur de Thèse**

M. Philippe VERVIER
Directeur de Recherche CNRS, Université Toulouse 3

Remerciements

Je tiens, tout d'abord, à remercier Monsieur Patrick Point d'avoir accepté d'encadrer cette thèse, en m'apportant de nombreux conseils lors de nos différentes discussions.

Je tiens à remercier Monsieur Jean Boncoeur et Monsieur Philippe Le Goffe pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail en acceptant d'en être les rapporteurs. Je remercie également Madame Sylvie Ferrari et Monsieur Philippe Vervier qui me font l'honneur de participer à la soutenance de cette thèse.

J'exprime ma plus profonde gratitude à Paul Gonthier ainsi qu'à toute l'équipe EPBX du CEMAGREF de Bordeaux pour m'avoir fait partager leurs connaissances sur l'estuaire de la Gironde, la dynamique des stocks et l'activité de pêche commerciale. Je pense particulièrement à Laurent Beaulaton, Jérémy Lobry, Stéphanie Pasquaud, Aude Lochet, Mario Lepage et Gérard Castelnaud.
Je remercie également l'équipe de l'AADPPED, Guillaume Paquignon et Nicolas Susperregui, pour leurs disponibilités, leurs bonnes humeurs et pour m'avoir initiée à la pêche commerciale fluviale.

Un grand merci à l'ensemble des personnes ayant accepté de répondre aux questionnaires sur la perception des impacts subis par l'estuaire de la Gironde.

Ce travail n'aurait pas été le même sans les amis et collègues du GRAPE et du GREThA. Sandrine Robert et Sébastien Lavaud ont su m'aider pour toutes les questions logistiques mais aussi pour toutes les autres interrogations... Je n'oublie pas Jean Jacques Malfait qui a mis en place le questionnaire sur la perception des impacts et surtout qui s'est toujours rendu disponible pour répondre à mes questions. Bien sûr ces années ont été bien plus agréables grâce à la présence de Monique, d'Hanitra, de Bénédicte, de Laïsa, de Jean-Christophe et de Gabrielle. Je n'oublie pas ceux qui sont déjà partis : Fabienne, Matthieu, Stéphanie et Guillaume.

Un énorme merci à mes amis qui ont supporté pendant quelques soirées mes questionnements et qui, par certains côtés, ont rédigé eux aussi ces trois parties : les moissagais (Aurélie, Sylvie et Laurent, Fabienne et Cyril, Virginie et Arnaud), les toulousains (Isabelle et Serge, Florence et Lionel, Anne-France) et les bordelais (Blandine et Arnaud, Marie et Julien, Justine et Benjamin, Caroline et Nico, Ghislain, Benoît, Anne-Laure…). Je n'oublie pas bien entendu les bardonniers (Romuald et Isabelle, Laurent et Nancy, les deux Guillaume et Antoine).

Enfin je tiens à remercier ma famille et ma belle famille. Je pense tout particulièrement à mes parents et à mes frères et sœurs : Pierre, Anne et Alessandro (ainsi que le petit dernier qui va bientôt arriver), Lise et Julien, Claire.

Pour terminer, je dédie ce travail à Julien pour son soutien quotidien, pour sa patience et pour m'avoir permis d'oublier, aussi souvent que cela était nécessaire, les difficultés et les doutes rencontrés pendant cette thèse.

Sommaire

Introduction générale **6**

Partie 1 : L'estuaire de la Gironde : un système complexe et fragile **14**

Chapitre 1 : L'estuaire de la Gironde : les conflits d'usage et de gestion 18
Chapitre 2 : Hiérarchisation et perception des impacts des pressions anthropiques 44

Partie 2 : Approche économique de la pêche commerciale de l'alose dans l'estuaire de la Gironde : Un modèle bioéconomique **92**

Chapitre 3 : Les modèles bioéconomiques 96
Chapitre 4 : Impact de trois activités humaines sur la pêche commerciale de la grande alose 128

Partie 3 : Le partage d'un actif multifonctions **166**

Chapitre 5 : Les méthodes de partage du dommage 170
Chapitre 6 : Partage d'un estuaire : une espèce migratrice, deux pêcheurs et une entreprise 212

Conclusion générale **268**

Bibliographie **276**
Annexes **292**
Tables des matières **356**
Liste des tableaux **361**
Liste des graphiques **362**
Liste des cartes et figures **364**

Introduction générale

Les catastrophes naturelles ainsi que le changement climatique posent aujourd'hui la question du rôle joué par les sociétés humaines dans l'organisation et le fonctionnement des écosystèmes. Les scientifiques de toutes disciplines sont sollicités pour comprendre les phénomènes (naturels et sociaux), les enjeux et sur ces bases, apportent des conseils d'aide à la décision collective. L'anthroposystème est un concept permettant de réfléchir à ces questions. Il vise à étudier les interactions sociétés-natures par une approche intégrée et systémique à long terme et dans une perspective de développement durable. Il se définit plus précisément comme *« un système interactif entre deux systèmes constitués par un (ou des) sociosystème(s) et un (ou des) écosystème(s) naturel(s) et/ou artificialisé(s) s'inscrivant dans un espace géographique donné et évoluant dans le temps »* (Lévêque *et al*., 2003). Ainsi l'organisation et le fonctionnement des écosystèmes ne sont plus uniquement dominés par les interactions physique-vivant mais par des processus construits et dominés par l'homme. Dans le système homme-nature, les relations ne sont pas univoques mais réciproques. L'anthroposystème inclut alors des réflexions spatio-temporelles, allant du local, au régional et au global et du passé (analyse rétrospective), au présent (étude et modélisation du fonctionnement actuel) ou encore au futur (scénarios prospectifs des évolutions possibles).

L'analyse du passé sous-entend alors la prise en compte de la mémoire environnementale avec des héritages naturels et anthropiques qui constituent les bases à partir desquelles se construisent les développements actuels et futurs. L'analyse du futur suppose des prévisions à court terme et des prospectives à long terme, ce qui sous-entend des questionnements sur les notions d'adaptabilité, d'incertitude, de risque, d'anticipation…

Aujourd'hui, la notion d'anthroposystème suppose la connaissance des milieux, des phénomènes de coévolution, de coadaptation, d'interactions et de rétroactions. Il est nécessaire de s'interroger alors sur les interactions entre les différents usages et fonctionnalités, sur leurs identités, leurs évaluations et leurs autorégulations.

Avec cette perspective, notre attention se portera dans ce travail sur des questions reliées à la multifonctionnalité d'un actif naturel. Vatn (2001) précise une définition :

« *Multifunctionality refers to the fact that an economic activity may have multiple outputs and, by virtue of this, may contribute to several societal objectives at once. Multifunctionality*

is thus an activity-oriented concept that refers to specific properties of the production process and its multiple outputs ».

En France, le terme « multifonctionnalité » est apparu dans les années 90 dans les débats relatifs à la place de l'agriculture (Aumand *et al.*, 2006). De nombreux travaux ont d'ailleurs été développés (Guyomard (1999), Laurent (2000), Mahé et Ortalo-Magné (2001), Vermesh (2001), Les cahiers de la Multifonctionnalité (dix numéros de 2001 à 2006), Le Goffe, (2003)…).

Cette notion de multifonctionnalité est tout de suite associée aux problèmes de conflits d'usage et d'externalités.

D'après Philippe Jeanneaux (2006), plusieurs situations de conflit d'usage existent :

- Des conflits environnementaux. Il s'agit des conflits déclenchés par les impacts négatifs avérés d'un équipement ou d'une activité à l'origine d'une pollution (cas de l'exploitation de carrières) ;
- Des conflits d'aménagement. Ils sont déclenchés par les projets d'aménagement et leurs impacts négatifs potentiels. Ils ne présentent pas de menaces de pollutions mais seulement des nuisances visuelles (cas des projets éoliens) ;
- Des conflits d'implantation. Ils sont déclenchés par un projet contenant des activités à l'origine de nuisances ou de pollutions comportant des risques de toutes sortes (cas de l'implantation d'incinérateurs) ;
- Les conflits d'usage dans leur acception économique étroite. Ils sont déclenchés dans le cadre d'usages concurrents pour une même ressource (surexploitation d'un hydrosystème) ;
- Enfin les conflits d'accès. Ils sont déclenchés par l'accès à des espaces dont le statut juridique limite en principe l'usage (cas des conflits entre des randonneurs et propriétaires fonciers).

Ces conflits d'usage sont, bien entendu, très complexes. Ils sont alors difficiles à définir, à évaluer et à imputer. Pourtant ils sont de véritables freins au développement durable et peuvent devenir de réels obstacles à la préservation d'un milieu. Des justifications scientifiques, économiques, sociales, historiques mais aussi esthétiques, culturelles et éthiques peuvent être avancées comme des arguments favorables à la préservation d'un écosystème. Une des conditions prioritaires pour la conservation concerne l'utilisation durable des ressources naturelles (Ramade, 2005).

La question posée est alors celle de la cohabitation sur un même territoire des différents acteurs et des ressources naturelles. Comment pouvons-nous concilier le développement économique et la conservation de la biodiversité ? Comment les acteurs peuvent-ils continuer leurs activités (économiques ou de loisirs) tout en préservant le milieu écologique et en particulier les ressources naturelles ?

Les notions d'impact et dommage sont donc au cœur de nos réflexions. Un impact est un effet, pendant un temps donné et sur un espace défini, d'une activité humaine sur une composante de l'environnement pris dans son sens large (c'est-à-dire englobant les aspects biophysiques et humains) en comparaison de la situation probable advenant la non réalisation du projet (André *et al.*, 2003).
Le dommage environnemental correspond à une modification négative mesurable d'une ressource naturelle (espèces, habitats naturels protégés, eaux et sols) ou une détérioration mesurable d'un service lié à des ressources naturelles (fonctions assurées par une ressource naturelle au bénéfice d'une autre ressource naturelle ou du public), qui peut survenir de manière directe ou indirecte (Directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux).

Le rôle de la qualité du milieu est un élément clé du questionnement. Certaines activités peuvent ne dépendre en aucune façon du niveau de dégradation de l'espace. On peut penser par exemple à certaines activités industrielles qui n'ont aucun lien ou uniquement des liens unilatéraux avec le territoire (comme l'utilisation d'un fleuve pour seulement refroidir des circuits). A l'inverse, le profit de certaines activités peut être totalement lié à la qualité du milieu. On peut penser aux pêcheries commerciales. Ces dernières seront alors plus sensibles à toute nouvelle pollution. Ces activités sont donc dites vulnérables à l'inverse des non vulnérables. L'analyse d'un milieu doit donc intégrer ces sensibilités dont découlera des points de vue, des intérêts et des prises de positions très divers. Il est donc essentiel d'aborder les territoires comme des espaces où de nombreuses interactions économiques agissent par le biais d'impacts physiques et biologiques. Plusieurs types de politiques publiques peuvent être mises en place. Les politologues emploient le terme de gouvernance territoriale pour les définir dans leur globalité. Plus récemment, cette gouvernance évolue en introduisant des notions de débats, de participation et de concertation (Alban et Lewis, 2005). En effet, de nombreux textes ou déclarations officielles proposent, comme une étape essentielle à ces

politiques publiques, une concertation. La Directive Cadre sur l'Eau, Natura 2000 ou encore le projet de construction du barrage de Charlas en sont quelques exemples. Il s'agit alors d'une première étape dans un processus de révélation des points de vue pour proposer ensuite les solutions les mieux adaptées.

L'estuaire de la Gironde est au centre de l'ensemble de ces réflexions. Il constitue l'exutoire d'un vaste bassin agricole et urbain. L'espace est artificialisé par l'aménagement de six sites portuaires nécessitant des activités lourdes comme le dragage et l'entretien d'un long chenal de navigation. Une centrale nucléaire, située sur la rive droite, affecte le milieu de par à la fois l'activité de refroidissement des réacteurs qui augmente localement la température de l'eau et l'activité de filtration qui détruit, entre autres, des juvéniles. Une activité d'extraction de granulats y est menée endommageant notamment les habitats. Il est aussi le lieu d'une activité de pêche professionnelle et amateur et d'activités récréatives. Finalement l'estuaire de la Gironde subit des pressions industrielles, urbaines, agricoles, sur le vivant, sur l'habitat et des modifications hydromorphologiques (Martin, 2006 ; Bertrand, 2006 ; Lochet, 2006 ; Pasquaud, 2006 ; Lobry, 2004).
Malgré ces pressions, l'estuaire de la Gironde est l'un des plus riches d'Europe occidentale, avec soixante-quinze espèces de poissons. Il est souvent présenté comme une référence internationale et comme un cas d'étude pertinent pour les ichtyologistes. L'estuaire remplit principalement trois fonctions vis-à-vis de l'ichtyofaune : zone de nourricerie, zone d'alimentation et voie migratoire. Il existe également une population avifaune, l'estuaire étant l'un des axes les plus empruntés par les oiseaux pour leurs migrations. Donc ce territoire multifonctions peut aussi être considéré comme un réel espace de vie, de croissance et de reproduction pour de très nombreuses espèces. Il permet de maintenir une grande diversité biologique. Il peut donc être défini comme un site fondamental pour la préservation des espèces (Lochet, 2006 ; Pasquaud, 2006 ; Lobry, 2004).

L'objectif de ce travail est alors, à la fois, de révéler, d'estimer les interactions physiques, biologiques mais aussi économiques et de proposer un système de règles d'imputation du dommage pour aller vers une gestion intégrée du territoire.
L'estimation des pressions et des impacts est bien sûr indispensable. Elle est pourtant très délicate. En effet, un territoire comme l'estuaire de la Gironde est à la fois vaste, fragile et très sollicité. Le réseau des activités humaines agissant sur l'estuaire est si complexe qu'il est difficilement identifiable dans sa totalité. Une première approche pourrait être de considérer

un témoin de ces pressions. Ce témoin aurait pour rôle de révéler les pressions subies par l'estuaire pris dans son ensemble. Il permettrait une première évaluation de celles-ci. Le but serait ensuite de prendre plusieurs témoins pour finalement obtenir une évaluation du territoire dans son ensemble.
La difficulté est alors de choisir ce premier témoin. Il doit posséder des propriétés propres intégrant la qualité du milieu mais doit aussi être suffisamment étudié et connu pour exprimer une évolution de ses caractéristiques en fonction de l'espace dans lequel il a évolué. Or les biologistes prennent de plus en plus souvent en compte les stocks de poissons pour évaluer l'état ou l'évolution d'un milieu. Les ichtyologistes sont très régulièrement sollicités pour ces études. D'ailleurs la Directive Cadre sur l'Eau préconise, en complément de mesures physico-chimiques, un « indicateur poisson » pour examiner le « bon état » écologique de certaines masses d'eau de transition. En effet, la faune piscicole se situe en bout de chaîne trophique ce qui lui confère une composante intégratrice de la qualité du milieu.

Ainsi l'identification, les estimations des pressions anthropiques et la proposition de règles d'imputation du dommage entre les acteurs concernés d'un territoire multifonctions tel que l'estuaire de la Gironde s'appuieront principalement sur les impacts subis par les ressources halieutiques.

Cette thèse est organisée en trois parties.

La première partie a pour but de décrire l'estuaire de la Gironde et plus particulièrement les pressions et les impacts subis. Le *premier chapitre* livre une présentation de ce territoire multifonctions et expose les principales pressions anthropiques recensées le long de l'estuaire. Ce dernier se révèle alors véritablement comme un système complexe et fragile. Mais l'accent dans cette thèse est porté non pas sur les pressions mais sur les impacts. Peu d'études se sont réellement intéressées à ce sujet du fait de la grande difficulté d'imputer et d'évaluer des impacts. Pour avancer sur ce terrain en conformité avec les exigences de la gouvernance territoriale, une enquête est menée auprès de soixante-dix-neuf experts. Des scientifiques, des administrations, des collectivités territoriales, des pêcheurs professionnels et amateurs, des acteurs économiques, des agriculteurs, des associations de défense de la nature et des associations de la pêche professionnelle ont été interrogés. Les résultats sont présentés dans le *second chapitre*. L'objectif est de révéler leurs perceptions des impacts subis par l'estuaire de la Gironde pris dans son ensemble puis par deux sous-groupes : les ressources halieutiques et les zones humides. En matière de représentativité, la règle n'est pas

l'exhaustivité mais le rassemblement de l'ensemble des points de vue. Une hiérarchisation des impacts peut alors être révélée. Dans un second temps, cette enquête permet à la fois une typologie des enquêtés et des pressions anthropiques. Enfin une analyse économétrique, par le biais d'un modèle probit ordonné, montre l'importance de l'appartenance principale et des domaines de compétences de chaque expert dans leurs choix de réponse.

La seconde partie s'attache à l'évaluation de ces impacts. Celle-ci est très complexe du fait des interactions entre les activités humaines et de la difficulté d'estimer physiquement et biologiquement le rôle de chacune d'entre elles. Finalement les ressources halieutiques sont prises comme témoin. Il s'agit de proposer une méthode permettant d'estimer l'impact économique de trois activités humaines (la centrale nucléaire du Blayais, les pêcheries commerciales civellière et crevettière) sur la pêcherie commerciale de la grande alose, les impacts ayant été estimés par le CEMAGREF de Bordeaux (Boigontier et Mounie, 1991 ; Taverny, 1991). L'objectif est alors d'intégrer, au sein d'un même modèle, la dynamique de population de l'alose et les contraintes économiques des pêcheurs. Ainsi le choix s'est porté sur les modèles bioéconomiques. Ces derniers sont présentés au sein du *troisième chapitre*. Ils sont composés de deux secteurs : l'halieutique et l'économique. Plusieurs distinctions peuvent être faites : l'approche statique ou dynamique, monospécifique ou plurispécifique, approche globale ou analytique…Ce chapitre expose les principaux résultats permettant une bonne compréhension à la fois des apports mais aussi des difficultés de tels modèles. Le *quatrième chapitre* expose le modèle choisi pour l'estimation des trois impacts. Deux cas sont alors envisagés : celui avec impact (correspondant aux données de biomasses récoltées) et celui sans impact (qui exprime le niveau de biomasse obtenu si les activités humaines n'avaient pas existé). Un nouveau secteur est alors intégré : celui de l'impact. Le secteur halieutique évalue les caractéristiques du stock de grande alose (taux de croissance intrinsèque du stock, taux de capturabilité et capacité d'accueil). Le secteur économique exprime les choix des pêcheurs. Ainsi une fonction de coût est évaluée dépendant du type de pêcheur (fluviaux ou marins pêcheurs) et du nombre de bateaux possédés. Une fonction de prix est également introduite. Enfin le secteur de l'impact intègre les données estimées par plusieurs travaux du CEMAGREF de Bordeaux. Finalement, la maximisation des profits sous contrainte de la dynamique du stock révèle une perte de profits pour les pêcheurs du fait des activités humaines. Elle montre également une réelle hiérarchisation des impacts d'un point de vue biologique et physique mais aussi économique. L'objectif final serait d'utiliser cette méthodologie en intégrant de nouvelles données, c'est-à-dire de nouvelles activités humaines

et d'espèces de poissons. Dans un futur plus éloigné, d'autres témoins pourraient être considérés pour pouvoir estimer l'impact de l'ensemble des activités humaines sur l'estuaire de la Gironde pris dans sa globalité.

Enfin la dernière partie porte sur le partage de tels dommages. L'action collective dans le domaine de la gestion d'actifs naturels multifonctions se trouve confrontée à des défis majeurs : enjeux transversaux, controverses et présence d'acteurs hétérogènes. Il est donc nécessaire de développer, à coté des instruments normatifs habituels, des modes d'action basés sur la coopération. Un certain nombre de règles doit être fixé pour aboutir à une gestion équilibrée du territoire. Le *cinquième chapitre* présente différentes méthodes tirées de la théorie de partage des coûts ou des surplus joints. Une nouvelle interprétation est donnée : le partage du dommage joint. Ce partage dépend de l'additivité ou de la sur-additivité (voire de la sous-additivité) des dommages et du caractère homogène ou hétérogène des impacts. Ces méthodes permettent d'apporter des réponses quant à la cohabitation des différents acteurs ayant des usages concurrents. Elles proposent un système d'allocation des parts de dommage individuelles à partir d'un dommage global. Ainsi une gestion intégrée de l'actif multifonctions peut être envisagée grâce à la mise en place de règles d'imputation des dommages auxquelles les acteurs décident d'adhérer. Enfin le *sixième chapitre* propose un système de gestion permettant une diminution de ces impacts tout en laissant perdurer les activités humaines. L'objectif est d'optimiser le partage entre des acteurs vulnérables et non vulnérables. Pour cela, à partir des travaux de Hannesson (1995) et de M. Laukkanen (2003) où l'accent est porté sur le partage d'une espèce migratrice entre deux groupes de pêcheurs, un nouvel élément est intégré : l'entreprise polluante. Deux cas sont alors retenus. Tout d'abord, seuls les deux types de pêcheurs sont pris en compte, l'entreprise étant considérée comme un facteur exogène. Dans un second temps, l'entreprise sera intégrée en tant que facteur endogène. Les pêcheurs sont définis comme des acteurs vulnérables car affectés par l'impact qu'ils exercent sur le stock. Par contre, l'entreprise est non vulnérable, l'impact qu'elle émet détruit une partie du stock sans que cela ne soit suivi d'effet sur son activité économique. Un système de coopération entre les pêcheurs est mis en place. Le principe repose sur un stock seuil au-delà duquel la coopération est maintenue et en deçà duquel des périodes de punition sont déclenchées. La coopération de l'entreprise suppose l'intégration d'un mécanisme incitatif. Celui-ci correspond aux parts de dommage décrites au cours du cinquième chapitre. Une application numérique est réalisée à partir du stock de grande alose qui doit être partagé entre les marins pêcheurs, les fluviaux et la centrale nucléaire du Blayais.

Le modèle de théorie des jeux et ce système de coopération permettent à la fois des profits et des biomasses plus importants. Les acteurs ont donc tout intérêt à accepter ce nouveau système de partage.

Première partie :

L’estuaire de la Gironde : un système complexe et fragile

Introduction

Les estuaires correspondent à la partie aval d'un fleuve ou d'une rivière sensible à la marée et aux courants marins. Ils sont de véritables interfaces entre les fleuves et les zones littorales des océans. Cette situation leur confère des propriétés physiques et chimiques spécifiques mais aussi les caractérise par une certaine originalité, un fonctionnement propre et une réelle fragilité et vulnérabilité. Ils constituent donc de véritables systèmes, d'où leur désignation sous le terme de « système fluvio-estuarien » (Lochet, 2006).

Le système fluvio-estuarien de la Gironde est un actif naturel aux fonctionnalités et aux usages multiples. Il constitue l'exutoire d'un vaste bassin agricole et urbain, espace artificialisé par l'aménagement de six sites portuaires spécialisés et par l'entretien d'un long chenal de navigation, milieu affecté par le refroidissement de quatre réacteurs nucléaires fonctionnant en circuit ouvert et par la conduite d'extractions alluvionnaires. Il est aussi le lieu d'une activité de pêches professionnelle et amateur et d'activités récréatives.

L'objectif de cette première partie de thèse est de faire un état des lieux de ces pressions et impacts subis par l'estuaire de la Gironde. Le *premier chapitre* présente ce milieu complexe ainsi que les résultats des études évaluant les pressions subies. En effet, la Directive Cadre sur l'Eau, adoptée le 23 octobre 2000, a pour objectif « l'atteinte du bon état » (écologique et chimique) des milieux aquatiques à l'horizon 2015. Deux principales étapes sont nécessaires à la mise en œuvre de cette directive. La première demande un diagnostic précis de la qualité des eaux et de son évolution. La seconde aura pour but d'inverser les tendances à la dégradation et de rétablir une qualité suffisante des milieux. Au sujet de l'état de l'estuaire de la Gironde, la première phase d'analyse est enclenchée. Plusieurs études menées par le CEMAGREF de Bordeaux visent à répondre à cette question de diagnostic. Les principaux résultats seront donc rappelés pour mieux comprendre la complexité et les interactions de ce territoire. Par contre, peu d'études se sont attachées à évaluer les impacts. Ces derniers sont difficiles à évaluer et à imputer. Pourtant, ces informations sont nécessaires à toute politique environnementale visant à améliorer la qualité du milieu. En effet, la gestion d'un tel territoire peut s'avérer très subtile du fait de la nécessité de prendre en compte les points de vue des différents acteurs. Les politologues parlent alors de gouvernance territoriale. En matière de développement durable, de nombreux textes et déclarations officielles intègrent de plus en plus la notion de participation et de concertation des citoyens concernés par le territoire. Une

première étape consiste alors à révéler ces niveaux d'impacts en rassemblant les perceptions des principaux acteurs liés plus ou moins directement à l'estuaire de la Gironde. Pour cela une enquête a été menée. Les résultats de celle-ci seront exposés dans le *chapitre 2*.

Chapitre 1 :

L'estuaire de la Gironde : les conflits d'usage et de gestion

L'estuaire de la Gironde est l'un des estuaires les plus étudiés et les mieux connus (Lobry, 2004). Une première section a pour objectif de présenter ce système complexe. L'accent est porté sur la définition d'un estuaire et sur les caractéristiques géographiques de l'estuaire de la Gironde. La seconde section rappelle les principaux résultats des différentes études menées par le CEMAGREF de Bordeaux analysant les pressions subies. L'étude cartographique réalisée par Anne-Sophie Martin (2006) ainsi que les résultats obtenus par différents indicateurs de pressions développés, entre autres, par Gaspard Bertrand (2006) sont présentés.

1. L'estuaire de la Gironde : un système complexe…

Une première section a pour objectif de clarifier la notion et la définition du mot « estuaire ». La seconde section se concentre plus particulièrement sur la situation géographique de l'estuaire de la Gironde.

1.1. Qu'est ce qu'un estuaire ?

Définir un estuaire est une opération délicate. En effet, le point de vue adopté est déterminant. A l'origine la notion de salinité (c'est-à-dire la mise en conflit de deux masses d'eau de caractéristiques physico-chimiques différentes) permettait de délimiter l'estuaire (Lobry, 2004 ; Pasquaud, 2006). Par la suite, la notion de marée est intégrée. Plusieurs définitions sont proposées pour qualifier un estuaire (voir encadré 1-1 ci-dessous).

Encadré 1-1 : *Définitions estuaire*

Petit Robert : « *Partie terminale d'un fleuve sensible à la marée et aux courants marins, souvent en forme d'embouchure évasée* ».

Dictionnaire des Sciences de l'Environnement : « *Embouchure fluviale, généralement large, où se font sentir les marées et les courants* ».

Dictionnaire de l'Eau : « *Région de l'embouchure d'un cours d'eau dans un lac, ou d'un fleuve dans la mer. Dans ce dernier cas, l'eau est saumâtre* ».

Dictionnaire de l'Environnement : « *Etendue d'eau en partie fermée, sur le bief intérieur d'une rivière raccordée librement à la mer, et qui est alimentée en eau douce par des zones de drainage amont* ».

Le terme estuaire vient du latin *aestus* qui signifie « flux et reflux, marée ».

- Sur le plan morphologique, l'estuaire est défini comme une vallée fluviale ouverte sur l'océan ;
- Sur le plan écologique, l'estuaire est un écosystème qui constitue une interface d'échanges entre les domaines continentaux et marins ;
- Sur le plan fonctionnel, l'estuaire apparaît comme un goulet d'étranglement situé à l'interface entre le milieu continental et le milieu marin. Il constitue une zone de transit et de stockage, caractérisée par une multitude de facteurs qui évoluent en interdépendance étroite et qui sont sous l'influence de la marée.

Un estuaire est souvent considéré comme ayant trois secteurs :

- Bas estuaire ou estuaire marin ;
- Estuaire moyen, où l'eau douce et l'eau salée sont mélangées ;
- Haut estuaire ou estuaire fluvial, caractérisé par de l'eau douce mais ressentant quotidiennement la marée.

Les limites entre ces trois secteurs sont variables et dépendent des constantes variations du débit fluvial. Dans de nombreux cas, il est difficile de fixer une limite géographique stricte aux estuaires : l'étendue des différents secteurs les composant dépend, à la fois, du cadre géomorphologique[1] et du rapport entre le débit du fleuve et l'importance des marées.

Les estuaires sont souvent sensibles, fragiles en ce qui concerne la faune et la flore, car la vie dans ceux-ci est conditionnée par la salinité de l'eau. Malgré cela, l'estuaire constitue un écosystème extrêmement productif, qui représente la moitié de la matière vivante connue dans

[1] Cette branche de la géographie physique étudie les formes du relief terrestre et leurs évolutions.

les océans du monde entier. Stéphanie Pasquaud (2006) explique que « les milieux estuariens, zones de transition entre les eaux continentales et les eaux marines, sont des écosystèmes particuliers de par la forte variabilité de leurs paramètres physiques, chimiques et biologiques. Complexes et fluctuants, ils jouent pourtant un rôle essentiel dans le fonctionnement des systèmes aquatiques marins, dans le déroulement du cycle biologique de nombreuses espèces mais aussi dans le fonctionnement de la biosphère en général en participant largement à la production et au relargage de CO_2 dans l'atmosphère ».

Pour finir, un estuaire présente principalement trois fonctions vis-à-vis de l'ichtyofaune : zone de nourricerie, zone d'alimentation et voie migratoire. Les deux premières caractéristiques sous-entendent un certain niveau de dépendance des espèces face au milieu (Lobry, 2004).

1.2. Situation géographique de l'estuaire de la Gironde

Les trois plus grands estuaires français sont la Gironde avec 635 km², la Loire avec 60 km² et la Seine avec 50 km².

L'estuaire de la Gironde est long de 76 km (entre le bec d'Ambes et le trait de côte) et possède une largeur maximale de 11 km au niveau de Mortagne sur Gironde et une largeur minimale de 2 km au niveau du bec d'Ambès. Sa superficie est de 635 km² à marée haute et 450 km² à marée basse. Il constitue la frontière entre deux régions administratives (l'Aquitaine et la région Poitou-Charentes) et deux départements (la Gironde et la Charente Maritime). L'estuaire de la Gironde est formé par la réunion de deux cours d'eau, la Dordogne et la Garonne. On parlera d'estuaire de la Garonne si l'on retient les différences de débits. En effet, la Garonne et la Dordogne sont de tailles similaires mais drainent des bassins versants dont la surface va du simple au double (Lobry, 2004). Par la Garonne et la Dordogne, il arrive chaque seconde de 800 à 1000 m^3 d'eau douce chargée de sédiments ; dans le même temps, deux fois par jour à marée montante, 15 000 à 25 000 m^3 d'eau de mer pénètrent l'embouchure (site Internet du Conservatoire de l'Estuaire de la Gironde). La rencontre de l'eau douce avec l'eau salée fait floculer les particules argileuses qui forment un bouchon vaseux. Ce dernier est un véritable piège pour les pollutions et notamment pour le zinc et le cadmium.

Les limites de l'estuaire sont :

- Pour la partie aval : le Domaine Public Maritime commence à la limite de la mer transversale (fixée par décret le 26 août 1857) qui relie la Pointe de Suzac à la

Pointe de la Grave. L'embouchure peut être délimitée par trois points : Pointe de la Négade, Cordouan et Bonne Anse.

- La partie fluviale commence à partir de la limite de salure des eaux (fixée par décret le 6 septembre 1907) c'est-à-dire le bec d'Ambès.

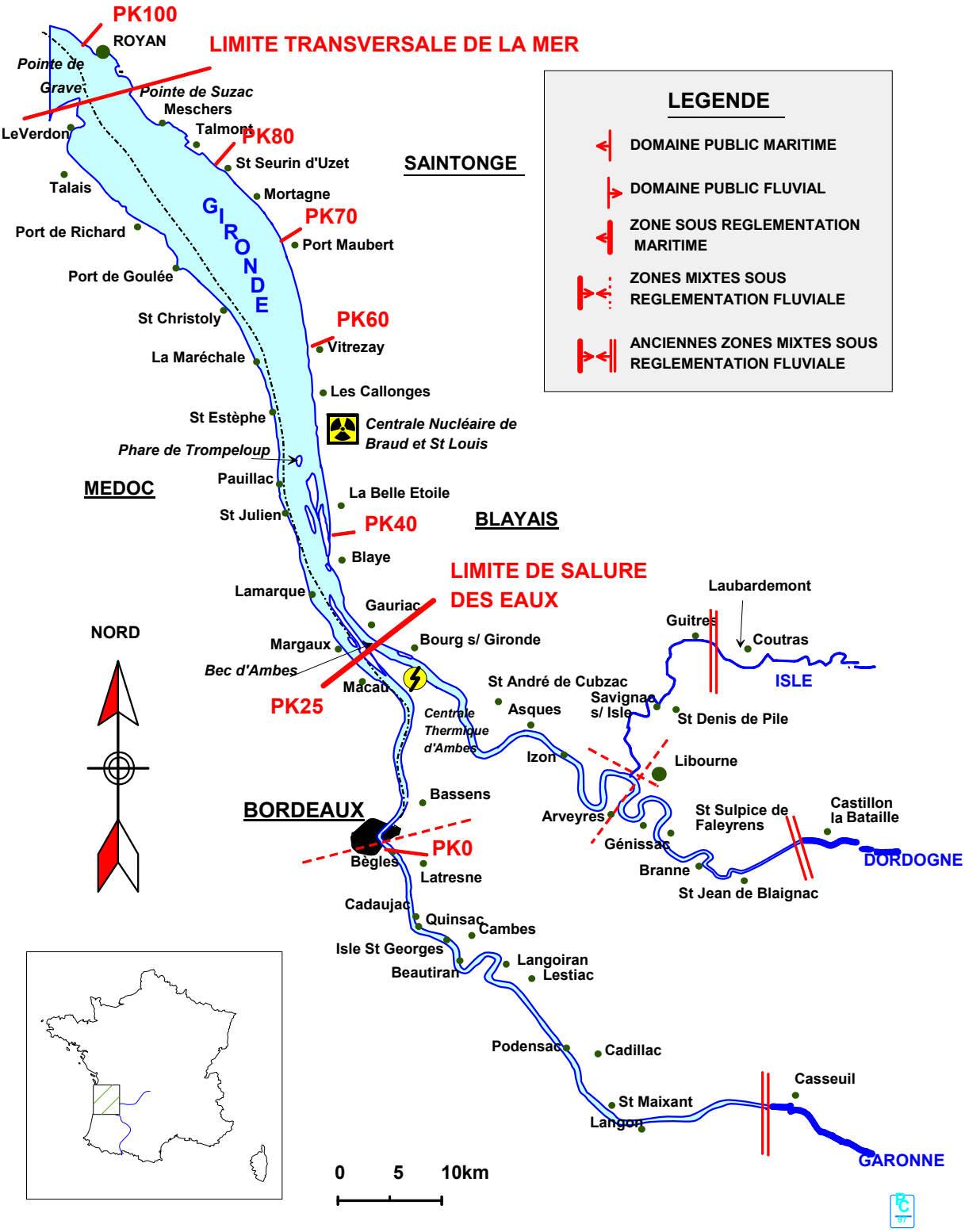
D'un point de vue écologique, l'influence de la marée dynamique s'exerce également sur les cours inférieurs des deux fleuves sur environ 75 km en Dordogne (jusqu'à Castillon-la-Bataille) et 85 km en Garonne (jusqu'à Casseuil) (Taverny, 1991).

La morphologie de l'estuaire consiste schématiquement en deux chenaux séparés par une succession d'îles et de hauts fonds. Le chenal de navigation, profond de 7 à 35 mètres longe la rive gauche alors que le chenal de Saintonge dont la profondeur varie entre 4 et 35 mètres longe la rive droite (Girardin *et al.*, 2005).

Les deux rives sont très différentes (Boigontier et Mounie, 1984) :

- La rive gauche, celle du Médoc, est formée de terrasses graveleuses, basses et faiblement ondulées, séparées du fleuve par une frange de sédiments fins ;
- La rive droite est constituée d'une succession de formations calcaires, modelées en falaises par l'érosion fluviale, à l'exception d'une zone de marais s'étalant au nord de Blaye sur 30 km de long, sur 1 à 7 km de large, résultant de dépôts détritiques fins.

Carte 1–1 : *Limites géographiques et administratives de l'estuaire de la Gironde.* (d'après le CEMAGREF de Bordeaux)



En terme de richesse spécifique, l'estuaire de la Gironde est l'un des plus riches d'Europe occidentale, avec soixante-quinze espèces (Lochet, 2006). Il est souvent présenté comme une référence internationale et comme un cas d'étude pertinent pour les ichtyologistes. En effet, l'estuaire de la Gironde est le seul à abriter onze espèces de poissons migrateurs amphihalins recensées sur la façade Ouest de l'Europe (anguille, flet, lamproie marine, lamproie fluviatile, esturgeon européen, saumon atlantique, truite de mer, éperlan, grande alose et alose feinte) dont sept sont considérées comme vulnérables et une en danger dans l'inventaire des espèces menacées du Muséum National d'Histoire Naturelle) (Pasquaud, 2006).

Il représente souvent un habitat, peu d'espèces y accomplissent l'ensemble de leur cycle écologique (seulement 8%). La plupart (49%) y effectue un séjour plus ou moins long afin de s'y reproduire, de s'y alimenter, de s'y réfugier, de croître ou de se préparer physiologiquement à la migration. L'estuaire joue aussi un rôle de nourricerie avec 23% de migrateurs juvéniles. D'un point de vue général, on peut décrire le peuplement de l'estuaire comme un peuplement à dominante d'espèces marines (Lobry, 2004).
Les espèces rencontrées peuvent être regroupées en cinq classes (Pasquaud, 2006) :

- Les espèces autochtones c'est-à-dire celles qui réalisent l'ensemble de leur cycle biologique en milieu estuarien : le gobie buhotte, le gobie tacheté… ;
- Les espèces migratrices amphihalines qui se reproduisent soit en eau douce (potamotoques) soit en mer (thalassotoques) : les aloses (vraie ou feinte), l'anguille européenne, le mulet porc, l'éperlan, le flet… ;
- Les espèces euryhalines d'origine marine : le maigre, les bars (franc et moucheté), l'anchois, le merlan, la raie bouclée, la sole commune, le sprat, le syngnathe, le tacaud… ;
- Les espèces euryhalines d'origine fluviale : l'épinoche…

Il existe également une population avifaune, l'estuaire étant l'un des axes les plus empruntés par les oiseaux pour leurs migrations. Au moins cent trente espèces nicheuses ont été recensées sur la zone estuarienne depuis 1970 (site Internet du Conservatoire de l'Estuaire de la Gironde).

Encadré 1-2 : *Description des cinq espèces les plus pêchées dans l'estuaire de la Gironde*

- La grande alose (voir chapitre 4)

L'alose est un poisson migrateur amphihalin potamotoque de la famille des clupéidés. Sa taille adulte se situe entre 40 et 70 cm avec un poids moyen de 1 à 3,5 kg. Son cycle biologique comporte quatre écophases. La reproduction dans les eaux fluviales se déroule de mai à juillet. La migration d'avalaison des alosons a lieu en automne. La croissance en zone marine demande 2 à 6 ans. Les abondances relevées s'écroulent à des niveaux jamais observés, une attention particulière est donc portée à cette espèce.

- La lamproie

La lamproie marine mesure entre 60 à 80 cm avec un poids moyen de 700 à 900g. La reproduction a lieu dans la partie moyenne des fleuves de mai à juin. Après 15 jours d'incubation, les larves libérées des œufs s'enfouissent dans les sédiments pendant 5 ans pour se métamorphoser ensuite en petites lamproies dévalant les cours d'eau pour atteindre la mer en hiver. Enfin, les géniteurs se présentent en estuaire après deux mois de grossissement en mer. Le niveau d'abondance du stock n'est pas inquiétant mais il est souhaitable de maintenir une exploitation raisonnée.

- L'anguille et la civelle d'anguille

L'anguille est le seul migrateur amphihalin thalassotoque d'Europe de l'ouest. Elle se reproduit dans la mer des Sargasses. Les larves sont amenées sur nos côtes par le Gulf Stream entre 7 mois et 3 ans selon les auteurs. Les larves se métamorphosent en civelles translucides qui remontent les estuaires. Lors de la phase de croissance la civelle est appelée « anguille jaune ». Elles effectuent ensuite leurs migrations de reproduction transocéanique après métamorphose en « anguilles argentées ». Le niveau d'abondance des civelles est très réduit. Les stocks d'anguilles sont reconnus comme étant en danger partout en Europe.

- La crevette

La crevette blanche (*Palaemon longirostris*) est un crustacé décapode mesurant jusqu'à 70 mm. Sa durée de vie maximale est entre 24 et 30 mois. Au stade adulte, cette crevette est essentiellement carnivore. Cette espèce est très abondante, en 2003, elle retrouve un niveau d'abondance proche des maxima observés depuis 22 ans. Depuis 1992 des malformations prononcées de l'exosquelette sont apparues et tendent à s'intensifier.

2. …et sous pressions

En plus de subir de fortes variations des conditions environnementales, les estuaires sont soumis à de nombreuses et fortes pressions anthropiques. Ainsi, les estuaires sont des zones d'interface continent-océan où les conflits d'usages et d'intérêts potentiels entre les acteurs sont multiples et où les relations entre les pressions anthropiques et les systèmes biologiques sont multipliées (Pasquaud *et al.*, 2007). Les conséquences de ces activités sont difficiles à évaluer du fait de la complexité de ces milieux. Des questions quant aux impacts directs et indirects de ces activités sur le système écologique restent en suspens. Toutefois, il est possible d'identifier des pressions. Une étude réalisée par Anne-Sophie Martin (2006) dans le cadre d'un stage au CEMAGREF de Bordeaux s'est attardée sur une analyse cartographique

de celles-ci. Une seconde étape consiste à s'intéresser aux indicateurs de pressions mis en place par plusieurs auteurs.

2.1. L'analyse cartographique

L'estuaire de la Gironde subit de nombreuses pressions anthropiques. En effet, il est le siège d'activités portuaires importantes entraînant généralement un certain nombre d'aménagements lourds (chenalisation, dragage,…) et engendrant très souvent une intensification de l'urbanisation et de l'industrialisation (Lobry, 2004). Un Centre Nucléaire de Production d'Electricité (CNPE) est installé à Braud et Saint-Louis depuis 1975. Il constitue le seul aménagement industriel important de la rive droite de l'estuaire marin. Son fonctionnement engendre des impacts locaux importants avec une augmentation de la température, liée au système de refroidissement, et une augmentation de la mortalité des organismes, liée au système de filtration (Boigontier et Mounié, 1982). Toutefois, les conséquences globales de son activité sur l'écosystème demeurent difficiles à apprécier (Lobry, 2004). L'entretien des différents ports et de leur accès entraîne une activité de dragage régulière provoquant des impacts directs sur les populations de poissons en agissant sur la répartition et la dynamique des assemblages biologiques qui la subissent. L'entretien du chenal de navigation par le Port Autonome de Bordeaux correspond à l'activité la plus importante. Le volume dragué (56 millions de m^3 en 2000) est le plus élevé d'Europe (Pasquaud, 2006). L'estuaire subit différentes pollutions chroniques aux métaux lourds. Le cadmium est, avec le zinc, l'un des métaux responsables d'une pollution résiduelle de cet estuaire qui a été relativement épargné par l'industrie. Si la pollution de la Gironde par ce métal est bien d'origine industrielle, ce n'est pas sur les rives de l'estuaire qu'il faut en chercher mais au niveau du bassin de Decazeville, et plus précisément dans les mines du site de Viviez (Lapaquellerie *et al.*, 1996). La pollution par le cadmium est notamment à l'origine de l'interdiction de la consommation et de l'élevage d'huîtres issues de l'estuaire depuis la fin des années 70. D'autres polluants organiques sont également présents (HAP[2] et PCB[3]) mais

[2] Les HAP, ou hydrocarbures aromatiques polycycliques, constituent une famille de POP (Polluant Organique Persistant) hautement cancérigène pour certains, dont les émissions sont particulièrement difficiles à maîtriser de par la multiplicité des sources : gaz d'échappement des automobiles, fumées d'incinérateurs, chauffage (principalement au charbon, mais aussi au bois ou au fuel domestique). Concernant les industries, les principaux émetteurs de HAP sont les industries de la fonte, de la métallurgie et de production d'énergie, les industries chimiques et activités de production de produits chlorés, de pâte à papier, ou encore d'insecticides, fongicides, antiseptiques et désinfectants. L'émission de HAP peut également se faire pendant l'extraction et le transport des sources fossiles et dans les centres d'incinération d'ordures ménagères. L'émission par le milieu naturel est négligeable à l'exception des feux de forêt.

l'eau de l'estuaire de la Gironde apparaît modérément contaminée de ce point de vue (Budzinski *et al.*, 2002)[4]. Cependant une étude récente sur l'anguille européenne, initiée par un programme scientifique du Syndicat Mixte pour le Développement Durable de l'Estuaire de la Gironde (SMIDDEST), montre une forte imprégnation en PCB de ce poisson (Pasquaud, 2006).

Anne Sophie Martin (2006) et Gaspard Bertrand (2006) rassemblent ces pressions en plusieurs catégories, nous en retiendrons six :

- Les pressions industrielles ;
- Les pressions sur le vivant ;
- Les pressions urbaines ;
- Les pressions agricoles ;
- Les modifications hydromorphologiques, qui ne relèvent pas du rejet d'un quelconque polluant ;
- Les pressions sur l'habitat.

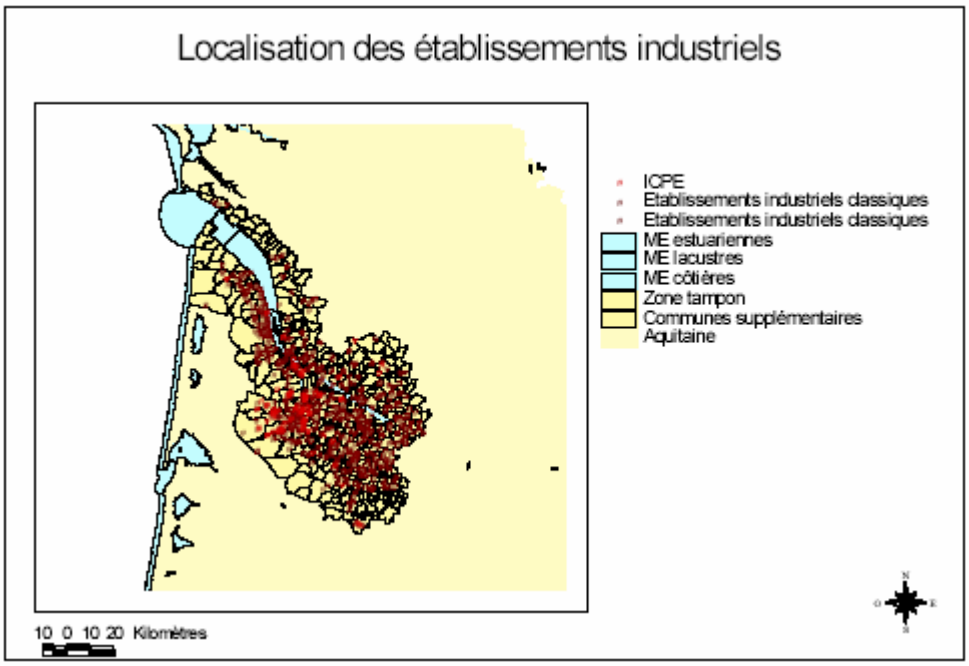
2.1.1. Les pressions industrielles

Les industries payant la redevance se trouvent plus concentrées autour de l'agglomération bordelaise, dans le Médoc, le Haut-Médoc et dans l'Entre-Deux-Mers (Martin, 2006).

[3] Les PCB ou polychlorobiphényls sont des dérivés chimiques chlorés, regroupant 209 substances apparentées. Entre 1930 et le début des années 80, les PCB ont été produits pour des applications liées aux transformateurs électriques et aux appareils hydrauliques industriels. Leurs propriétés remarquables en matière d'isolation électrique et de stabilité thermique, leur lubrification excellente et leur résistance au feu y furent bien utiles. Cependant, leur production a été interdite en 1985 lorsqu'il est apparu qu'ils présentaient un danger pour l'homme et pour l'environnement. Ils doivent être éliminés de manière contrôlée par des entreprises agréées de destruction des déchets et leur utilisation doit être définitivement arrêtée pour 2010.

[4] Cité par S. Pasquaud, 2006

Carte 1-2**:** *Localisation des établissements industriels*



Source : Anne-Sophie Martin (2006)

Les pressions industrielles sont dues en partie (Bertrand, 2006 et Martin, 2006) :

- Aux métaux lourds tels que le plomb, le mercure ou le cadmium ;
- Aux polluants organiques : les HAP peuvent inhiber ou favoriser la photosynthèse, certains peuvent perturber la reconnaissance de la rivière d'origine par les poissons migrateurs. Trois rejets sont particulièrement présents : DBO5[5], DCO[6], les phosphates et les nitrates ;
- Aux rejets liés aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Trois principaux groupes de rejets sont pris en compte : les polluants organiques dont les hydrocarbures, les polluants métalliques dont les métaux lourds toxiques (cadmium, mercure et plomb) et les autres métaux (aluminium, chrome, cuivre, étain, fer, manganèse, nickel,

[5] Demande biologique en oxygène sous 5 jours représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder (dégrader) l'ensemble de la matière organique d'un échantillon d'eau maintenu à 20°C, à l'obscurité, pendant 5 jours. Pour mesurer la DBO5, on réalise une première mesure de la concentration en dioxygène d'un échantillon d'eau. On répète cette mesure 5 jours plus tard. La DBO5 représente la différence entre les deux concentrations mesurées.

[6] La Demande chimique en oxygène permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale. On évalue la quantité d'oxygène (en mg /l), utilisée par les réactions d'oxydation, à partir de la mesure du résidu de réactifs au bout de 2 heures. L'oxydation s'effectue à chaud, en milieu acide, en présence d'un excès d'oxydant.

zinc et titane) et les substances dangereuses (l'arsenic, le cyanure et les chloroformes) ;

- Au Centre Nucléaire de Production d'Electricité du Blayais générant une pollution thermique, des rejets d'effluents liquides radioactifs (conformément aux normes sanitaires) et une surmortalité de la faune aquatique due à l'entraînement d'organismes vers les filtres de prélèvement d'eau ;
- Aux pollutions par les nutriments plus particulièrement les nitrates et les phosphates. Un excès de nitrate peut entraîner, sous certaines conditions, une prolifération de phytoplancton (parfois non consommable, ni par le zooplancton, ni par les poissons). Les phosphates sont également responsables d'eutrophisation.

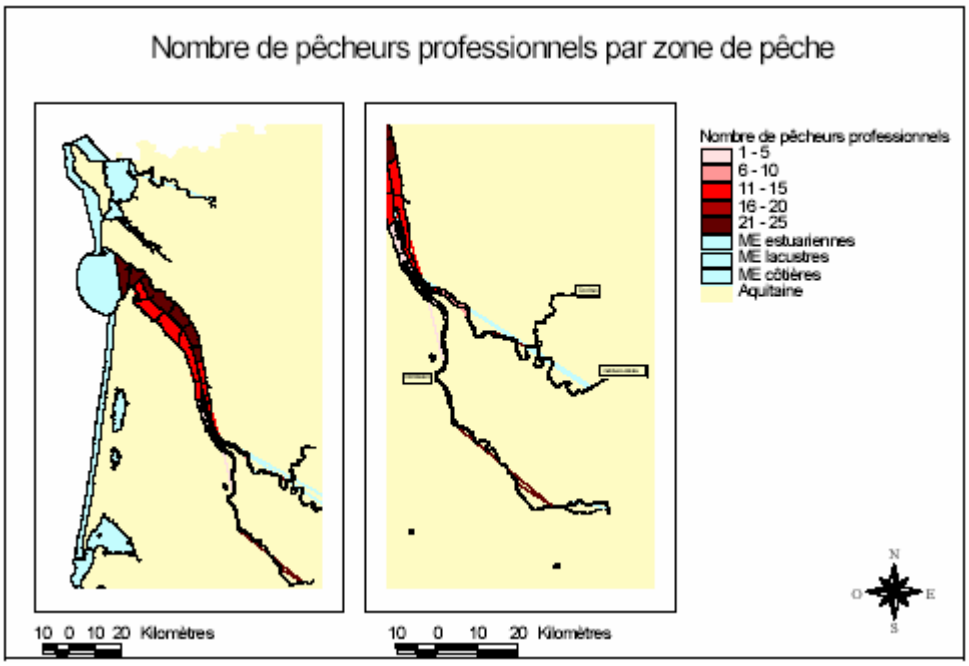
Les ICPE ont une répartition restreinte : les plus nombreux se situent autour de l'agglomération bordelaise et de celle d'Ambès.

2.1.2. Les pressions sur le vivant

Les pressions sur le vivant comptent (Bertrand, 2006) :

- La pêche dont les effets portent sur les organismes ciblés, les organismes non ciblés, la fonction nourricerie, la chaîne trophique, la modification d'habitat, la qualité de l'eau, l'environnement humain et les extinctions. La pêche d'un organisme provoque une diminution de son abondance, des changements dans la structure des âges et dans la taille de l'espèce et aura des influences sur les autres espèces (relation proie-prédateur entre autres) ;
- Le dragage qui dégrade l'habitat et détruit des larves supprimant le benthos qui constitue pour de nombreuses espèces un maillon essentiel de la chaîne trophique.

Carte 1–3 : *Nombre de pêcheurs professionnels par zone de pêche.*



Source : Anne-Sophie Martin (2006)

2.1.3. Les pressions urbaines

La densité de population se concentre principalement autour de la ville de Bordeaux, autour des berges de la Garonne et autour de la commune de Royan (Martin, 2006). Il ne faut pas oublier le caractère touristique de la région et l'augmentation de ces pressions urbaines en périodes estivales.

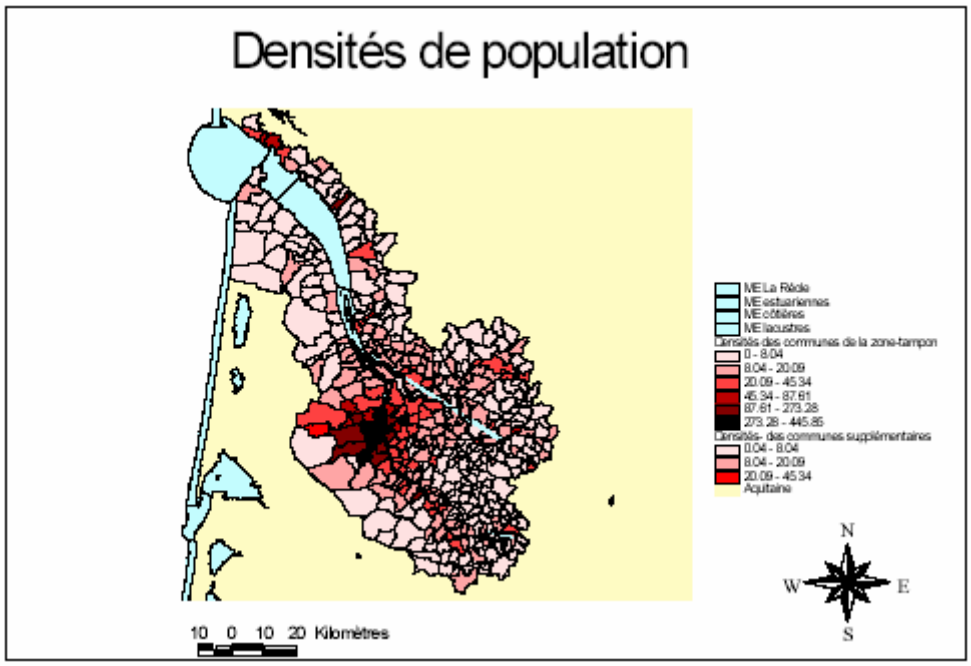
Ces pressions se caractérisent par les rejets de MES[7], DBO5, DCO, NT[8] et PT[9]. Il est aussi important de s'intéresser aux stations d'épuration des eaux. Le traitement des effluents concerne les phosphates, les nitrates, les MES, la DBO5 et la DCO. Mais les taux de collecte restent insuffisants pour une majorité de communes (Martin, 2006).

[7] Les Matières en Suspension (MES) : toutes les eaux en sont dotées mais ce n'est qu'à partir d'un certain seuil qu'elles deviennent préjudiciables au développement végétal des fonds, à la survie des populations piscicoles et à la qualité des eaux (Martin, 2006).

[8] Azote global est la somme des différentes formes d'azote c'est-à-dire les formes réduites (ou NTK) qui sont l'azote organique (protéines, polypeptides, acides aminés, urée, hydrazine, etc.), l'azote ammoniacal et les formes oxydées qui sont l'azote nitreux et l'azote nitrique.

[9] Le phosphore total comprend le phosphore organique et inorganique, ainsi que les particules et le phosphore dissous (y compris le phosphore soluble réactif ou les phosphates).

Carte 1-4 : *Densités de population.*

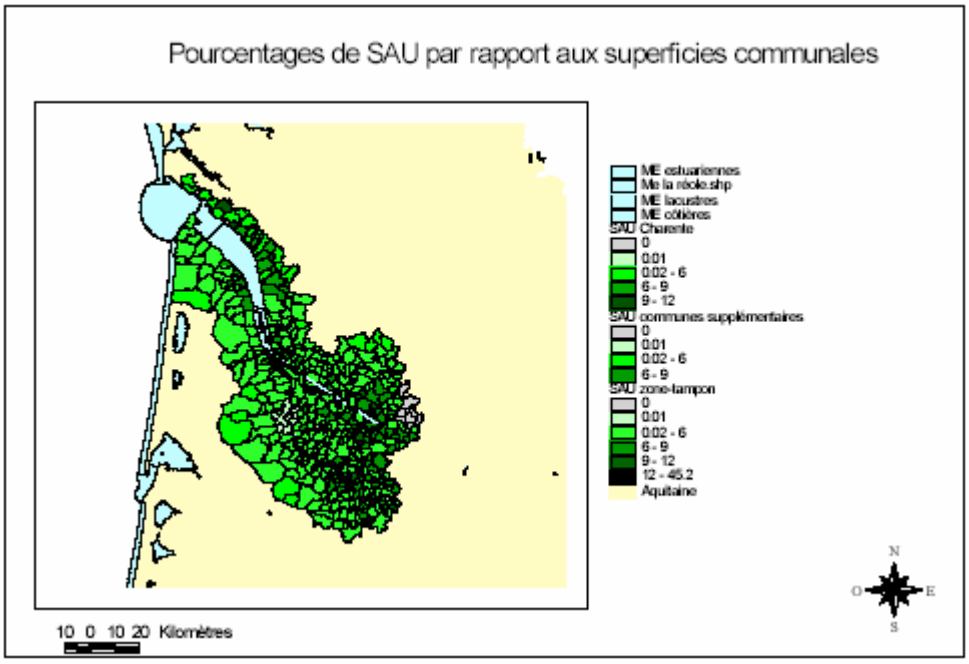


Source : Anne-Sophie Martin (2006)

2.1.4. Les pressions agricoles

Les polluants issus de l'agriculture peuvent être l'azote, les produits phytosanitaires (fongicides, insecticides et herbicides)… Ils dépendent du type de cultures. On distingue les cultures céréalières (situées dans le Saintonge, les Landes de Bordeaux et le Réolais), les cultures fourragères (Guyenne, Saintonge, Double, Landes médocaines), les cultures industrielles (Saintonge), les cultures fruitières (nord de Bordeaux, nord-est de Blaye, au sud de Royan, à l'ouest de La Réole) et les cultures viticoles.

Carte 1-5 : *Pourcentages des Surfaces Agricoles Utiles par rapport aux superficies communales.*



Source : Anne-Sophie Martin (2006)

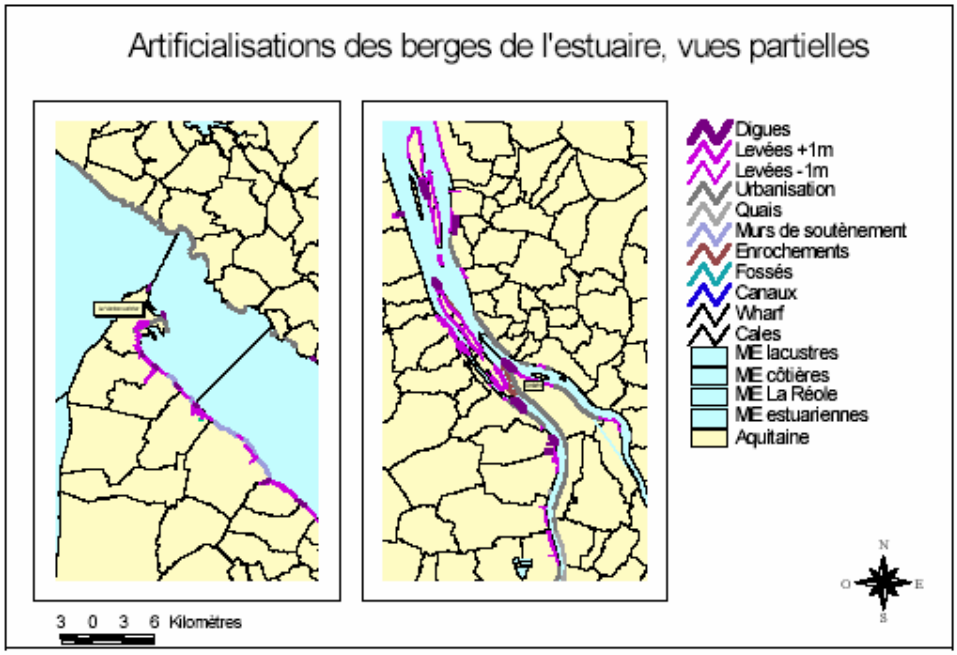
2.1.5. Les modifications hydromorphologiques

Les modifications hydromorphologiques correspondent :

- Aux artificialisations des berges : imperméabilisation, artificialisation linéaire[10] et aux ports (ports industriels et commerciaux du Port Autonome de Bordeaux et ports de plaisance et de pêche) ;
- Aux artificialisations du lit de l'estuaire : les épaves (artificialisations accidentelles, elles sont au nombre de soixante-dix), l'aménagement du chenal de navigation (les zones de dépôt des produits de dragage et de déroctage se situent en bordure de chenal), et les équipements tels que les câbles, lignes électriques et conduites.

[10] Ces artificialisations sont présentes tout au long de l'estuaire, laissant au final une minorité de zones exemptes de constructions (Martin, 2006).

Carte 1-6 : *Artificialisation des berges de l'estuaire.*



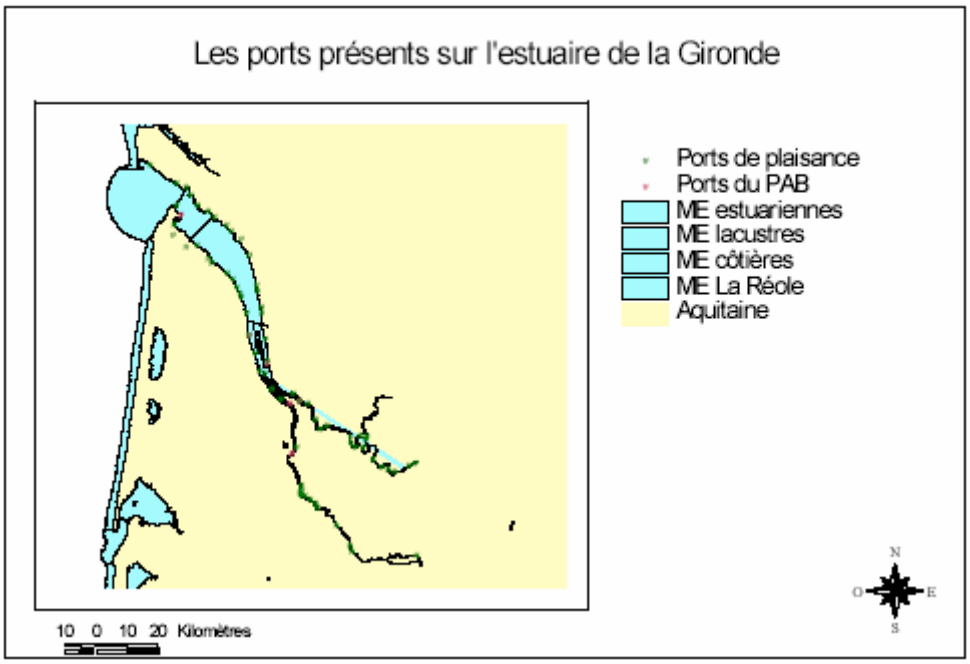
Source : Anne-Sophie Martin (2006)

2.1.6. Les pressions sur l'habitat

Ces dernières pressions sont dues :

- Aux aménagements latéraux, c'est-à-dire à la modification des berges, à la mise en place de murs de quais, à la chenalisation ou encore à l'endiguement. Ces aménagements modifient le milieu, détruisent certains habitats et réduisent le potentiel d'accueil des estuaires ;
- Aux dragages qui permettent d'évacuer le surplus de sédiments apportés par le fleuve ;
- Aux extractions de granulats ;
- A la conchyliculture, les aménagements nécessaires à l'installation des cultures ainsi que la présence de coquillages vont avoir un impact non négligeable sur le milieu ;
- Aux ports dont les installations perturbent l'habitat, les fonds, artificialisant les berges, et dont les quais modifient la circulation des courants favorisant parfois l'envasement. La présence de bateaux peut détruire certains milieux. Enfin les ports sont sources de pollutions chimiques, microbiennes et sonores.

Carte 1-7 : *Les ports présents sur l'estuaire de la Gironde.*



Source : Anne-Sophie Martin (2006)

2.2. Les indicateurs de pressions

Comme nous venons de le voir, les estuaires, exutoires des bassins versants, sont soumis à de nombreuses pressions anthropiques. La difficulté est alors d'identifier et d'évaluer ces pressions. En effet, il est difficile de se reporter à un état de référence c'est-à-dire à la situation des estuaires non perturbés par les activités humaines. Chaque estuaire, de par ses caractéristiques propres, abrite différents peuplements de poissons. La Directive Cadre sur l'Eau exige des pays membres qu'ils mettent en place un indicateur de l'état écologique des masses d'eau basé sur les peuplements ichtyologiques. Différents travaux ont donc été menés, entre autres, au CEMAGREF de Bordeaux. Ils visent à caractériser l'estuaire de la Gironde du point de vue de son état écologique et d'établir des indicateurs.

Les indicateurs choisis sont multimétriques c'est-à-dire qu'ils supposent que les données biologiques sont intégratrices des caractéristiques structurelles et fonctionnelles d'un écosystème. Ainsi un tel indice est composé de nombreux facteurs, si plusieurs d'entre eux sont perturbés, le milieu peut certainement être qualifié de « dégradé ». La construction de ces indices nécessite une certaine méthodologie : définition de l'écorégion, récolte des données, sélection des métriques, attribution des notes aux métriques et calcul de la valeur de l'indice (Bertrand, 2006).

Pour évaluer l'état écologique des estuaires, certains se sont basés sur la potentialité maximum du milieu[11] (Community Degradation Index, C.D.I.) ou sur le concept de guildes écologiques[12] (Estuarine Biotic integrity Index, E.B.I.)[13]. Un troisième indice, Estuarine Fish Community Index (E.F.C.I.), regroupe quatorze métriques qui décrivent la diversité spécifique, la composition du peuplement, les abondances relatives des différentes espèces, en tenant compte des grandes fonctions d'un estuaire et en donnant une idée de l'intégrité trophique de l'estuaire (Bertrand, 2006). Enfin dans le cadre de la D.C.E., un indicateur poisson a été développé en sélectionnant dix métriques. Ces dernières sont principalement de trois types : diversité spécifique et composition, abondances et fonction de nourricerie.

Pour déterminer un indice multimétrique de qualité des milieux basé sur les peuplements de poissons, il est nécessaire de mettre en place un indice de pressions anthropiques. D'après la synthèse bibliographique réalisée par Gaspard Bertrand (2006), il en existe peu en milieu estuarien. Edgar *et al.* (2000) ont toutefois construit un tel indice dans le but d'établir un classement des estuaires les moins soumis aux activités humaines de Tasmanie. Mais il ne s'intéresse qu'à la population étudiée et à l'occupation des sols. Aubry et Elliott (2006) identifient plusieurs types de pressions et développent trois indices estimant trois types de pressions. Le premier s'intéresse à la modification morphologique du trait de côte, le second au changement d'usage des ressources et enfin le troisième à la qualité environnementale et à sa perception. Borja *et al.* (2006) se concentrent sur les estuaires basques et recensent neuf groupes de pressions : pressions exercées par les nutriments, pollution de l'eau, surface d'une masse d'eau contenant des sédiments pollués, prélèvements d'eau, modifications morphologiques (dragage et endiguement), perte de surface intertidale, nombre de places dans un port, introduction d'espèces benthiques.

Gaspard Bertrand (2006) retient trois principaux types de pressions pour la construction d'un indice multimétrique :

- Les pressions polluantes : teneur en nitrates, en phosphates, données RNO (Réseau National d'Observation) métaux, données RNO polluants organiques, rejets ICPE METOX[14] ;

[11] Cet indice suppose que la différence entre les peuplements observés et la situation de référence est due à une dégradation de l'habitat.
[12] Groupe d'organismes à même mode de vie.
[13] Cet indice suppose que les fonctions de l'estuaire sont partout les mêmes et donc la composition du peuplement estuarien devrait être proche d'un estuaire à l'autre.
[14] Combinaison de métaux et métalloïdes (As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), paramètre représentatif de la contamination métallique (toxicité chronique).

- Les pressions sur l'habitat : présence de barrages, classement des masses d'eaux fortement modifiées (MEFM), ports (commerce, plaisance, pêche), activité conchylicole, dragage et extraction de granulats ;
- Les pressions sur le vivant : nombre de pêcheurs professionnels, dragage et extraction de granulats.

Cet indice a pour objectif de comparer quarante-huit masses d'eau de transition. Ce travail est en cours et permettra de déterminer la place de l'estuaire de la Gironde au sein de ces M.E.T.

Conclusion

L'estuaire de la Gironde est bien un actif multifonctions regroupant de nombreux acteurs et activités humaines. Il subit alors de nombreuses pressions difficilement évaluables et imputables. Il se pose alors la question de la gestion d'un tel territoire. En effet, des politiques publiques peuvent être mises en place pour protéger le milieu. La gouvernance territoriale est une notion apportée par les politologues. La concertation et la participation des acteurs concernés sont une solution souvent décrite par de nombreux textes et déclarations officielles.

3. Gouvernance territoriale : comment gérer un actif multifonctions ?

Les premières sections révèlent le caractère complexe et fragile de l'estuaire de la Gironde qui nécessite la mise en place de mesures pour permettre sa préservation. Une politique doit alors considérer la complexité du réel pour admettre la complexité des schémas de décisions (Pasquier et Weisbein, 2007). L'action publique territoriale peut être de différentes natures. Elle a été nommée par les politologues par le terme « gouvernance ». Cette notion est particulièrement difficile à préciser, il n'y a pas réellement de définition commune et partagée. Elle a vu son apparition dans les années soixante-dix pour « diagnostiquer le problème nouvellement perçu de l'ingouvernabilité et lui trouver des solutions, pour décrire un nouveau mode de coordination au sein des entreprises et de leurs actionnaires et pour caractériser les modes de relations entre des structures éclatées » (Simoulin, 2007). Ainsi la gouvernance intervient lorsque l'état ne peut satisfaire la gestion d'un système complexe à lui seul. Les acteurs sont alors intégrés et l'idée de démocratie participative est introduite.

Bernard Pecqueur (2000) définit la gouvernance comme « un processus institutionnel et organisationnel de construction d'une mise en compatibilité des différents modes de coordination entre acteurs géographiquement proches, en vue de résoudre les problèmes productifs inédits posés aux territoires ». Ainsi la gouvernance correspond à une double situation : celle d'une coopération non purement hiérarchique et celle d'une situation où les frontières traditionnelles sont repoussées avec un certain flou entre les secteurs, les niveaux territoriaux et les différents espaces de rattachement de l'activité professionnelle (Simoulin, 2007).

Anne-France Taiclet (2007) distingue :

- La gouvernance formelle, dispositifs officiels de l'action publique. Il s'agit de la gouvernance au niveau des pratiques d'action publique et de leurs éventuelles transformations ;
- La gouvernance intégrant des dispositifs en explorant des logiques structurelles. La gouvernance renvoie alors à une démarche qui se donne pour objet de rendre compte de la pluralité et de l'hétérogénéité des logiques qui composent l'action publique.

Selon Benko et Lipietz (1995)[15], la gouvernance correspond à un mode de régulation qui ne repose pas exclusivement sur les mécanismes du marché, ni sur les interventions de l'Etat, mais qui s'appuie plutôt sur la société civile. Cette définition suppose la coordination d'une action collective et sous-entend la prise en compte de multiples acteurs et donc de nombreuses décisions possibles. D'ailleurs, d'après P. Le Galès (1995), la gouvernance peut être définie par un processus de décision formel ou informel entre les secteurs privés et publics. Pour O. Petit (2004), la gouvernance est un compromis entre la coordination des actions individuelles et les formes d'action collective. Cette coordination se présente comme une succession d'actions individuelles en interaction, « toute procédure de coordination ayant pour effet d'orienter et de contraindre les actions, donc de limiter le champ des actions possibles » (Weinstein[16], 1997). Concernant les actions collectives, il existe différents courants. Le premier est celui des institutionnalistes qui s'orientent vers un compromis entre l'intervention publique et le marché. Un second courant s'intéresse à la gestion des ressources communes en rejetant le principe de la tragédie des communs et en intégrant la capacité des individus à restructurer leur propre situation interdépendante (Petit, 2004).

[15] Cité par Ayeva, 2003
[16] Cité par O. Petit, 2004

Colletis *et al.* (2002) précise les différentes situations de gouvernance locale. On peut distinguer :

- La gouvernance privée : ce sont les acteurs privés dominants qui impulsent et pilotent des dispositifs de coordination et de création de ressources selon un but d'appropriation privée ;
- La gouvernance privée collective : l'acteur est une institution formelle qui regroupe des opérateurs privés et impulse une coordination de leurs stratégies ;
- La gouvernance publique : les institutions publiques qui ont des modes de gestion des ressources différents de l'appropriation privée, dominent le mode de coordination.

D'après Gerry Stoker (1998), la gouvernance vaut à la fois en tant que cadre conceptuel et en tant que système d'organisation. Quatre caractéristiques de la gouvernance sont exposées :

- La gouvernance fait intervenir un ensemble complexe d'institutions et d'acteurs qui n'appartiennent pas tous à la sphère du gouvernement ;
- Elle modifie l'équilibre traditionnel entre l'état et la société civile ;
- Elle correspond à un processus interactif : aucun acteur, public ou privé, ne dispose et des ressources et des connaissances pour s'attaquer seul aux problèmes ;
- Elle fait intervenir des réseaux d'acteurs autonomes.

La gouvernance fait donc référence à la coopération, aux réseaux, aux conventions, aux alliances, aux partenariats... comme solutions de coordination d'acteurs divers et variés plus ou moins autonomes mais interdépendants. Ainsi cette nouvelle forme de gestion remplacerait celle réalisée par une bureaucratie publique quelle qu'elle soit. La gouvernance territoriale apparaît alors comme l'expression des tensions et des arbitrages entre différents intérêts au niveau local (Pecqueur, 2002).

Les recompositions territoriales qui résultent de ce principe de gouvernance sont de plusieurs ordres (Taiclet, 2007 ; Simoulin, 2007 ; Brodhag, 2000) :

- Organisationnelles, car il s'agit de coordonner des actions à différents niveaux et de combiner différentes logiques ;
- Spatiales, car elles génèrent de nouvelles entités spatiales de gestion (et une légitimité des acteurs correspondants à définir) et produisent de nouvelles configurations ;
- Cognitives, car de nouvelles visions du territoire émergent et les représentations des acteurs évoluent.

Les économistes emploient cette notion pour désigner une forme de coordination qui limite les coûts de transaction à l'intérieur d'une entreprise. Les applications du concept de gouvernance chez les économistes dans un contexte territorial restent encore rares. M. Storper et B. Harrison (1992)[17] présentent une définition qui s'intéresse à la notion de réseau d'un système productif. Ils distinguent alors deux processus de décision : la hiérarchie et la direction d'un côté ou la collaboration et la coopération d'un autre côté. L'analyse ne correspond pas alors à la complexité d'un actif multifonctions. Plus récemment Anne-France Taiclet (2007) explique que dès 1984, l'action publique se trouve modifiée avec la mise en place de Pôles de conversion ayant pour but, par le biais de moyens financiers conséquents, de promouvoir un modèle de reconversion. Chaque pôle est composé d'une équipe de chargés de mission. Les objectifs sont de compenser des emplois supprimés, de donner aux salariés les moyens de se reclasser… Dès la fin des années quatre-vingts, des politiques de développement économique territorial s'apparentent, sous un certain nombre d'aspects, à un modèle de gouvernance territoriale du développement. On peut penser, par exemple, à la décentralisation, à l'élargissement progressif des compétences, au développement de procédures contractuelles…

Ainsi cette problématique nécessite une certaine méthodologie et une nécessité d'échanger et de diffuser les informations territoriales, de suivre en temps réel les dispositifs et enfin de réaliser des représentations spatiales.

La gouvernance territoriale recouvre l'ensemble des situations de coopération non ordonnées par la hiérarchie qui correspondent à la construction, à la gestion ou à la représentation des territoires, en particulier face à leur environnement économique ou institutionnel (Simoulin, 2007). Ce nouveau concept intègre donc l'acteur et plus particulièrement ses niveaux de connaissances, de compétences qui sont analysés dans leur complexité et leur évolution. Il convient de prendre en compte les stratégies et les intérêts de chacun d'entre eux. La notion de gouvernance prend donc tout son sens dans les problèmes de gestion environnementale où les situations sont complexes et difficilement gouvernables.

Aujourd'hui en matière de gestion de l'environnement et de développement durable, les termes de participation et de politique partenariale, et plus généralement la notion de gouvernance apparaissent fréquemment dans les déclarations et textes officiels. D'après Antoine Goxe (2007), le développement de telles procédures de gestion publique plus ouvertes et plus innovantes dans le cadre de l'environnement répondrait à plusieurs objectifs :

[17] Cité par Pecqueur, 2002

« Gérer la confiance et l'accessibilité », « Gérer la pluralité des acteurs et des intérêts », « Gérer l'incertitude et la complexité », « Gérer les rapports de force ». D'ailleurs, cette réalité motive de plus en plus de concertations entre différents acteurs. Nicolas Alban et Nathalie Lewis (2005) expliquent qu'aujourd'hui le processus de décision change : « Le principe de la participation a été fortement soutenu au cours de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement de 1992. Par la suite, il a été renforcé lors de la Conférence de Rio puis, repris dans le cadre européen avec la Convention d'Aarhus de 1998. […] Nous retrouvons donc aujourd'hui dans les textes des termes tels que participation locale, concertation, gouvernance, etc.». Cette volonté de participation se retrouve par exemple dans la loi sur l'eau de 1992, les SAGE et les SDAGE, mais aussi dans la mise en place du réseau européen Natura 2000, dans l'outil Charte Forestière de Territoire… (Alban et Lewis, 2005). L'agenda 21 requiert la participation de nombreux acteurs : acteurs locaux et institutionnels, partenaires publics et privés, représentants de l'Etat, élus des collectivités territoriales, professionnels, société civile. Un dernier exemple peut être celui des débats publics portant, par exemple, sur le projet de construction d'un barrage-réservoir à Charlas (Haute-Garonne). Ainsi la Commission Nationale du Débat public (CNPD) a été mise en place en 1995 par la loi Barnier puis transformée en 2002 en autorité administrative indépendante**.** La CNDP a pour mission de « veiller au respect de la participation du public au processus d'élaboration des projets d'aménagement ou d'équipement d'intérêt national de l'Etat, des collectivités territoriales, des établissements publics et des personnes privées, relevant de catégories d'opérations dont la liste est fixée par décret en Conseil d'Etat, dès lors qu'ils présentent de forts enjeux socio-économiques ou ont des impacts significatifs sur l'environnement ou l'aménagement du territoire. La CNDP veille au respect de bonnes conditions d'information du public durant la phase de réalisation des projets dont elle a été saisie jusqu'à la réception des équipements et travaux. La participation du public doit être assurée pendant toute la phase d'élaboration d'un projet, depuis l'engagement des études préliminaires jusqu'à la clôture de l'enquête publique » (Source : Site Internet du SMEAG).

Dans ce cas, la gouvernance est prise en compte comme ouverture des processus de choix à plus de participants.

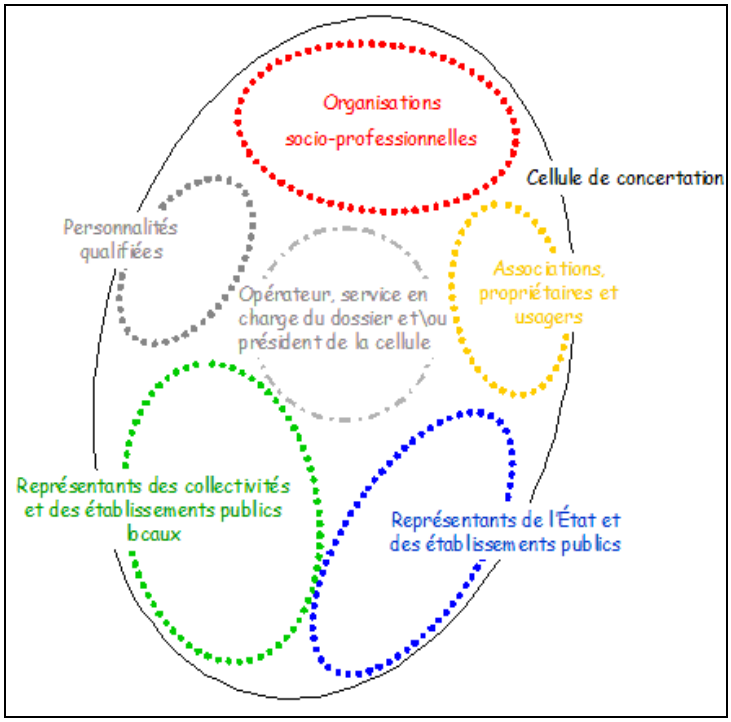
La participation est une volonté affichée du développement durable : « la meilleure façon de traiter les questions d'environnement est d'assurer la participation de tous les citoyens concernés » (Principe 10 de la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement).

Cette participation est fondamentale pour différentes raisons (Goxe, 2007) :

- Il est nécessaire de faire prendre conscience des enjeux du développement durable aux citoyens pour l'intégrer dans les mentalités et les pratiques quotidiennes ;
- Il est alors nécessaire de rendre l'accessibilité et la transparence accrues des informations par une phase d'information et de sensibilité des différents acteurs.

Nicolas Alban et Nathalie Lewis (2005) définissent un principe de négociation, appelée cellule de concertation. Celle-ci est mise en place comme intermédiaire entre les décideurs et le grand public. Elle se compose de représentants d'intérêts, mélangeant les différentes parties publiques et privées (figure 1-1).

Figure 1-1 : *Exemple théorique d'une cellule de concertation type.*



Source : Alban, 2005

Ce modèle de la concertation développé par le législateur correspond à un processus de mise en œuvre des décisions à partir d'un partenariat formel ou informel public-privé et donc se veut être un mécanisme de gouvernance du territoire. Ainsi, les auteurs expliquent que « l'objectif n'a pas été d'atteindre l'exhaustivité, mais de balayer le plus largement possible le panel des acteurs afin d'obtenir un échantillon présentant la diversité des points de vue présents dans ce qui est qualifié de démarches de concertation ». Le but de l'article est alors de comprendre si cette concertation mènera finalement à de nouvelles politiques publiques en

matière d'aménagement du littoral aquitain. Les auteurs montrent que les projets de concertation parviennent plus ou moins à atteindre les objectifs tout en impliquant plus ou moins les acteurs dans la démarche. Ils opposent alors les acteurs directement confrontés aux problèmes de terrain et donc caractérisés par leur pragmatisme, aux acteurs n'étant pas directement en contact avec le terrain et localisés dans les sphères administratives.

Rasmussen *et al*.[18] (1991) expliquent également qu'il est compliqué de déterminer *a priori* une formulation efficace du problème du fait de la multiplicité des questions posées et de la diversité des acteurs concernés. D'ailleurs Boncoeur *et al.* (2007) exposent l'exemple délicat du projet du Parc naturel marin de l'Iroise en Bretagne. Les auteurs distinguent alors la gouvernance de type « démocratie participative », la gouvernance administrative et celle liée à l'enquête publique et enfin celle issue des acteurs de la société civile. Les différents jeux d'acteurs rendent la gouvernance administrative mais aussi participative d'un tel projet très difficile de « par sa complexité et les contradictions qu'il recèle ».

Rousseau et G. Deffuant (2005) proposent une solution : la mise en place de modèles de points de vue par le biais d'un processus d'aide à la formulation du problème. Il s'agit d'alterner des phases individuelles où chaque acteur expose son point de vue et des phases collectives où les points de vue sont comparés et discutés. A partir du cadre théorique, deux outils différents sont appliqués à deux cas pratiques : la définition des contrats territoriaux d'exploitation sur Bièvre-Valloire et l'évaluation de scénarios de protection contre les inondations dans l'Orb.

L'estuaire de la Gironde, territoire multifonctions regroupe de nombreux acteurs soucieux de la « bonne » gestion de celui-ci, chacun ayant des conceptions, des objectifs et priorités variés dus à leur positionnement dans ce réseau. Les secteurs d'activités concernés et les niveaux où ceux-ci s'organisent sont multiples. Les activités sont donc à prendre en compte et à intégrer dans leurs dimensions économiques, sociales, écologiques et aussi culturelles. Les structures décisionnelles possèdent des moyens de régulations divers. Ils peuvent dépendre de règles administratives (établies au niveau international, national, régional, local) ou de politiques concertatives.

[18] Cité par Rousseau et Deffuant (2005)

Conclusion

Cette section rappelle ainsi les principaux questionnements suggérés par la gouvernance territoriale. Cette notion est d'ailleurs très difficile à définir. Le principe de concertation est alors abordé permettant *a priori* une discussion auprès d'un panel d'experts représentatifs des différents points de vue. Cette démarche semble difficile à mettre en place mais reste de plus en plus sollicitée en matière de développement durable et de gestion environnementale d'un territoire.

Conclusion du premier chapitre

Ce premier chapitre révèle le caractère complexe et fragile de l'estuaire de la Gironde. Ce territoire est un véritable actif multifonctions abritant de nombreux acteurs et une grande diversité d'activités humaines. L'analyse cartographique montre l'importance des pressions subies ainsi que leurs natures très diverses. De plus en plus, et particulièrement dans le cadre des analyses demandées par la D.C.E., la faune ichtyologique joue un rôle de témoin et de révélateur des pressions altérant le milieu. En effet sa position trophique lui confère une composante intégratrice de la qualité du milieu.

La question qui se pose alors est celle de la gestion d'un tel territoire. Les politiques publiques territoriales peuvent être de différentes natures. En terme de gestion d'environnement, la notion de débat et de concertation est de plus en plus sollicitée. Les acteurs sont maintenant amenés à réfléchir aux aménagements possibles, à leurs éventuelles mises en place et aux conséquences de ceux-ci. Un exemple récent peut être ceux des débats publics engagés lors de la réflexion sur le barrage de Charlas. Malgré cette volonté, il ressort de certaines études la difficulté d'aboutir finalement à une politique de gestion efficace et efficiente. Il est vrai que les divers points de vue doivent alors converger.

Pourtant, concernant l'estuaire de la Gironde, le caractère fragile nécessite la mise en place de politique territoriale pour sa préservation. Pour cela une première étape consiste à identifier et à évaluer les impacts subis. Il serait intéressant de quantifier ces pressions en estimant et évaluant les impacts physiques, chimiques et biologiques qui en découlent. Peu d'études les ont réellement quantifiés du fait de la grande complexité d'un tel exercice. Toutefois la préservation de l'écosystème et la volonté d'un développement durable nécessitent la mise en place d'actions pour gérer au mieux un tel territoire. L'absence d'évaluation quantitative des

impacts peut être compensée par une intégration des différents points de vue rencontrés et exposés par des experts.

Le chapitre suivant va donc permettre de révéler ces points de vue par le biais d'une enquête auprès de soixante-dix-neuf experts. L'objectif affiché est alors dans un premier temps de réaliser un état des lieux et enfin de mieux connaître la position de chaque acteur comme une première étape d'un processus de gestion concertée et intégrée.

Chapitre 2 :

Hiérarchisation et perception des impacts des pressions anthropiques

L'estuaire de la Gironde est un actif multifonctions, regroupant de nombreuses activités humaines et de nombreux acteurs. Ces derniers doivent partager ce territoire alors qu'ils ont des usages, des attentes et des objectifs divers et variés. Les activités humaines peuvent être plus ou moins dépendantes de la qualité du milieu. En effet, la pêche professionnelle par exemple est fortement liée à la nature de l'environnement dans lequel elle s'exerce alors que certaines activités industrielles ne dépendent pas directement de l'estuaire, mais sont liées à celui-ci de façon indirecte. Quel que soit le lien entre les acteurs et l'estuaire, chaque activité génère une pression et un ou des impact(s) sur le milieu. Ces impacts peuvent être diffus ou ponctuels, ils sont souvent difficiles à évaluer et à imputer. Peu d'études les estiment précisément. Il est pourtant important de les connaître, de les évaluer et d'en identifier l'origine.

En l'absence d'un nombre suffisant d'études quantifiant des impacts subis par l'estuaire, ce sont les perceptions des acteurs, alimentées par les informations auxquelles ils peuvent accéder qui vont guider leurs actions et leurs prises de position. Il est donc tout à fait essentiel de s'attacher à la révélation de ces perceptions.

Un processus de concertation est donc enclenché. Le but est de recueillir par voie de questionnaire l'opinion des différents acteurs quant à l'ampleur des impacts qu'ils attribuent aux diverses activités qui s'exercent sur le système fluvio-estuarien et sur deux sous-groupes : les ressources halieutiques et les zones humides.

Cette démarche rejoint des travaux qui cherchent à identifier les perceptions des acteurs et les effets dans leurs pratiques et leurs appréciations des objectifs dans des domaines variés, par exemple : la gestion des pêcheries (Le Gallic, Mardle et Boncoeur, 2005 ; Raakjær Nielsen et Mathiesen, 2006), les niveaux des stocks des ressources halieutiques (Prigent et Fontenelle, 2006 ; Mackinson et van der Kooij, 2006), la gestion des réserves en réseaux (Fitzsimons et Wescott, 2007), la prise en compte de la biodiversité dans l'évaluation des impacts (Wegner, Moore et Bailey, 2005).

Il est clair que les acteurs, ayant des activités diverses, des niveaux d'information variables et donc des visions différentes de l'estuaire, ne vont pas nécessairement converger sur l'ampleur et la hiérarchisation des impacts. L'objectif est de réaliser un état des différents points de vue en la matière et de situer les domaines de convergence et de divergence.

Vingt-et-une pressions anthropiques ont été répertoriées représentant pour la plupart une activité humaine (Tableau 2-1)[19]. Des activités de loisirs, d'aménagement, de production, de rejet, de pêche… sont recensées. Chaque enquêté doit attribuer une note révélant l'intensité de l'impact des vingt-et-une pressions sur le système fluvio-estuarien ainsi que sur les ressources halieutiques et les zones humides. L'intensité est mesurée sur une échelle de 1 à 5 : impact très faible, impact faible, impact moyen, impact fort, impact très fort. L'acteur interrogé peut se déclarer sans opinion. Dans la présentation du questionnaire (voir Annexe I-1), les enquêtés sont incités à réfléchir aux effets marchands des différents impacts mais aussi aux effets non marchands. Selon leur sensibilité, les acteurs mettront plus ou moins l'accent sur des valeurs d'usage direct, ou indirect, sur des valeurs d'options, de préservation, de legs, d'existence, pour qualifier les impacts.

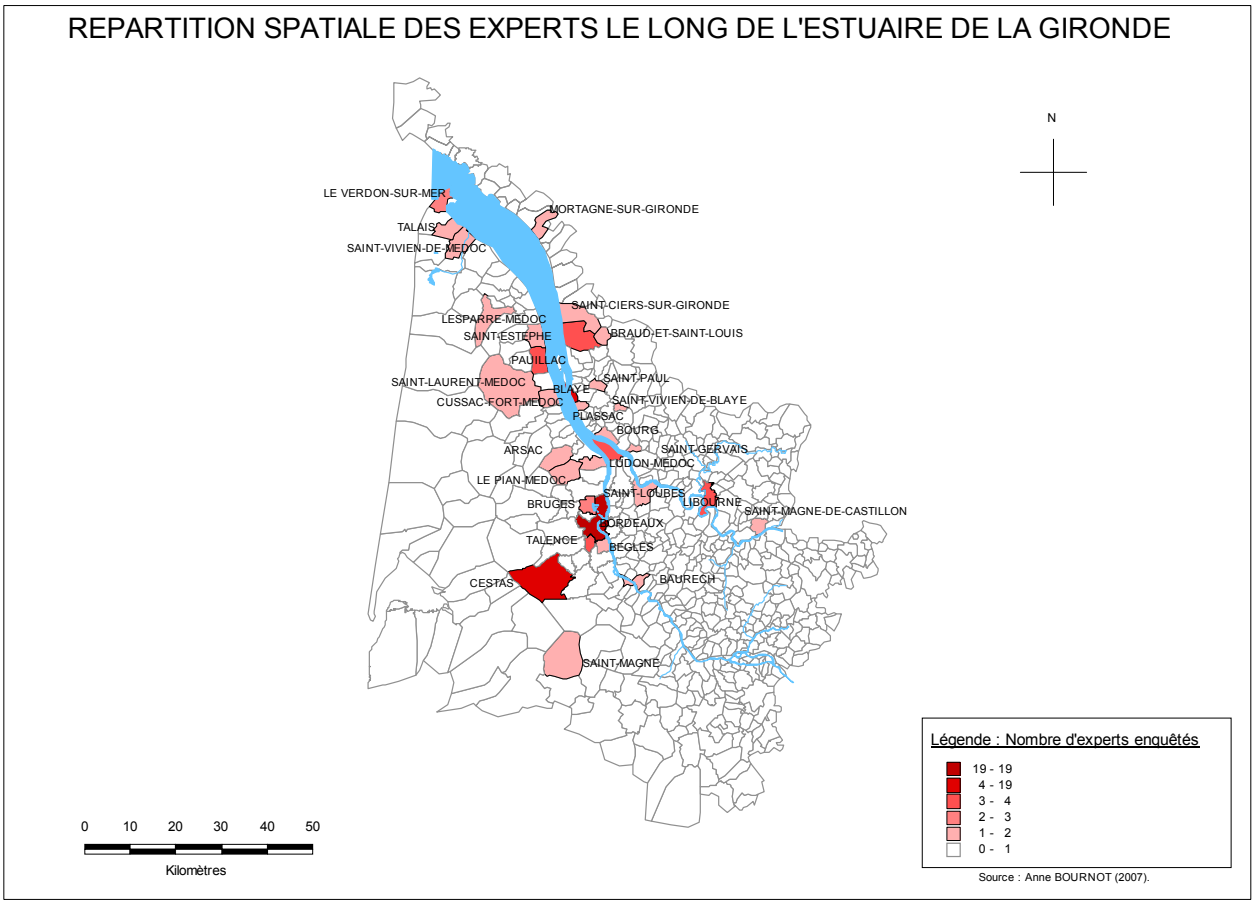
Tableau 2-1 : *Les vingt-et-une pressions anthropiques.*

Aménagements urbains (imperméabilisation des sols….)	Activités génératrices d'érosion (recalibrage, aménagements ruraux…)
Barrages	
Digues de protection	Prélèvements d'eau pour usages divers
Endiguements industrialo-portuaires	Aménagements de loisirs
Dragages d'entretien de l'estuaire	Activités de loisirs de nature (promenades, excursions…)
Extraction de granulats	Activités de loisirs à moteur (motonautisme)
Centrale du Blayais	Activités de pêche amateur à la ligne
Rejets urbains	Activités de pêche amateur avec engins autorisés
Rejets industriels	Activités de pêche professionnelle
Rejets des navires	Prolifération de nuisibles (ragondins, …)
Rejets agricoles (cuivre, pesticides, …)	Démoustication (effet sur la chaîne trophique, ….)

Soixante-dix-neuf acteurs ont été sollicités en qualité d'expert. Comme dans le cas d'une procédure de concertation, l'objectif n'est pas d'atteindre l'exhaustivité mais de rassembler le plus largement possible le panel des acteurs afin d'obtenir un échantillon présentant la diversité des points de vue présents sur le territoire. L'ambition est essentiellement typologique. On recueille l'avis de différentes catégories d'experts représentées dans des proportions à peu près similaires et dans une répartition spatiale plutôt homogène (Carte 1-7).

[19] Ces activités ont été identifiées préalablement avec un certain nombre d'opérateurs impliqués dans la gestion ou l'usage de l'estuaire. Lors de l'enquête, alors que la possibilité était ouverte, aucune activité supplémentaire génératrice d'impact n'a été mentionnée.

Carte 2-1 : *Répartition spatiale des experts le long de l'estuaire de la Gironde.*



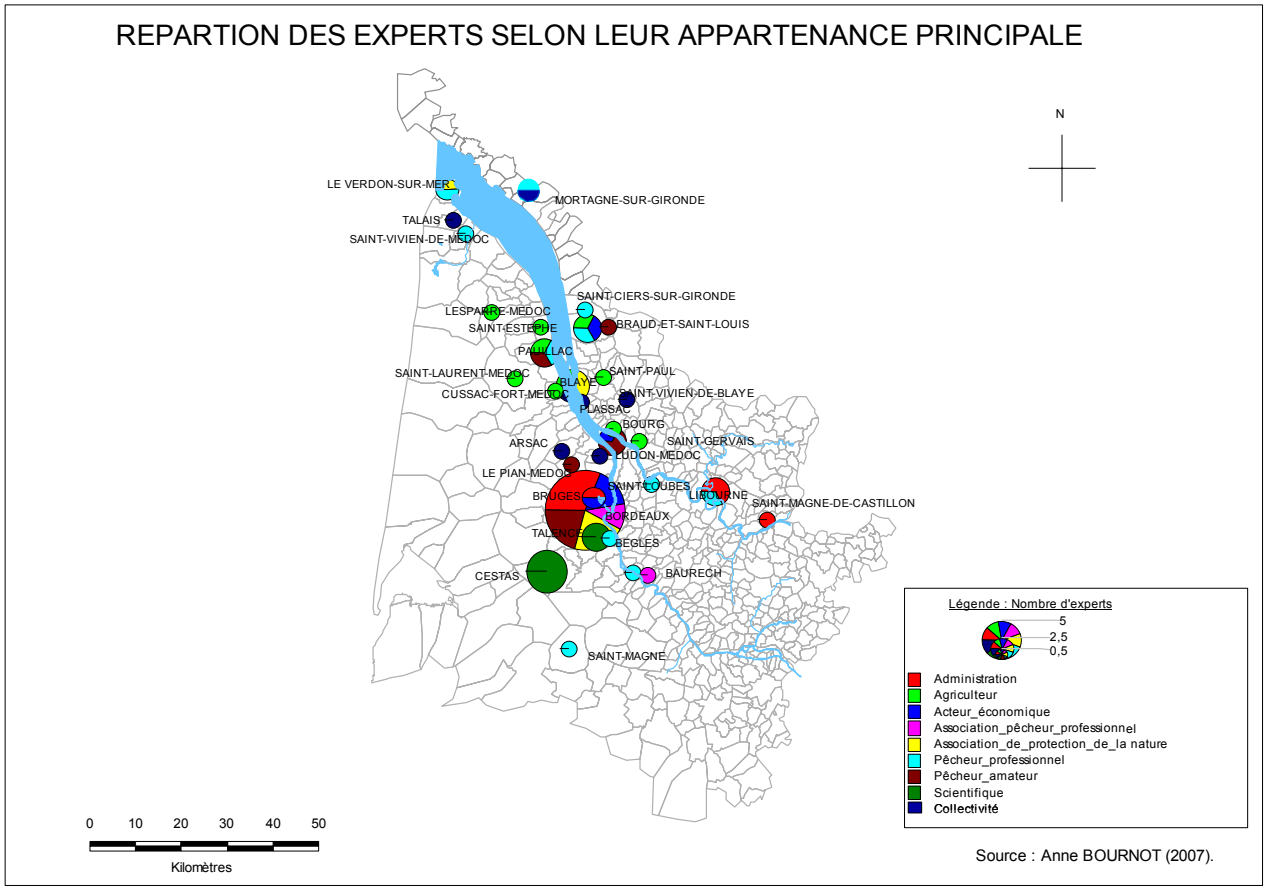
L'enquête assure l'anonymat des répondants. Nous avons prédéfini neuf domaines d'appartenance principale (Tableau 2-2) allant d'associations de pêcheurs à grands acteurs économiques en passant par collectivités territoriales, industries ou agriculteurs. Les experts ont finalement été regroupés en neuf catégories : association de pêche professionnelle, association de pêche amateur, pêcheur professionnel, scientifique, association de protection de la nature, acteur économique, collectivité territoriale, administration et agriculteur.

Tableau 2-2 : *Les appartenances principales.*

	Effectif	%
Grand acteur économique	6	8%
Administration	10	13%
Association de soutien à la pêche professionnelle	5	6%
Pêcheur professionnel	11	14%
Association de défense de la nature et de l'estuaire	9	11%
Collectivité territoriale	10	13%
Association de pêcheurs amateurs/chasseur	9	11%
Scientifique	9	11%
Agriculteur/viticulteur	10	13%
Total	79	100%

Les grands acteurs économiques jouent des rôles très importants en matière de transports maritimes, de dragages, d'industries chimiques… Les administrations sont à la fois des administrations déconcentrées mais aussi des organismes publics de gestion de bassin versant.

Carte 2-2 : *Répartition spatiale des experts selon leur appartenance principale.*



Le questionnaire (Voir Annexe I-1) est composé dans une première partie de trois tableaux. Chacun est consacré l'un des trois domaines : le système fluvio-estuarien pris dans son ensemble et à deux sous-groupes : les ressources halieutiques et les zones humides. Chaque enquêté doit attribuer une note révélant l'intensité de l'impact des vingt-et-une pressions sur chacun de ces trois secteurs. Pour mieux connaître les experts, trois questions destinées à les caractériser complètent le questionnaire. La première précise l'appartenance principale, la seconde s'intéresse à l'âge et la dernière renseigne le domaine de compétence. On notera que chaque enquêté peut posséder plusieurs domaines de compétence mais est caractérisé par une seule appartenance (la principale) et une seule classe d'âge.

Plusieurs variables qualitatives sont donc étudiées, c'est-à-dire une application de l'ensemble I des individus dans un ensemble fini sur lequel on ne prend en compte aucune structure (Escofier et Pagès, 1999). Les éléments principaux de ces différentes analyses sont donc les cent vingt-six modalités des vingt-et-une variables concernant les pressions ainsi que les neuf modalités de l'appartenance principale. Les individus (c'est-à-dire les lignes dans le tableau) et les variables (c'est-à-dire les colonnes dans le tableau) peuvent alors être considérés sous deux angles différents. Tout d'abord les individus sont les experts et les variables les pressions anthropiques dont les modalités sont les notes attribuées. Une seconde interprétation peut être de prendre pour variables les experts et comme individus les pressions anthropiques. Ces deux interprétations répondent alors à deux approches du problème.
Deux groupes de questionnements sont examinés :

- Les impacts générés par certaines activités sont-ils proches ? Quels sont ceux qui diffèrent ? Peut-on réaliser une typologie des pressions selon le degré de l'impact qu'elles génèrent ?
- Les caractéristiques de chaque expert influencent-elles les résultats ? Certains ont-ils des convergences ou des divergences de point de vue ? Une typologie de ces enquêtés selon leur opinion peut-elle être révélée ?

Enfin un dernier questionnement porte sur l'influence des caractéristiques propres de chaque expert sur le choix de la note attribuée. Ces caractéristiques sont bien sûr l'appartenance principale mais aussi les domaines de compétences, l'âge et la localisation. Dans quelle mesure chacun de ces critères pèse-t-il sur la perception ? Jouent-ils tous un rôle ? Un modèle Probit ordonné permettra d'apporter des réponses à ces dernières interrogations.

Une première partie de l'étude de cette enquête correspond à une analyse multivariée des données qui se concentrera sur une étude des divergences et des convergences des points de vue des experts tout en permettant une hiérarchisation des impacts subis. Une seconde partie se concentrera sur une approche

économétrique qui quantifiera les effets de certaines données qualitatives propres aux enquêtés (localisation, âge, domaine de compétence, appartenance principale) sur les notes attribuées.

Avant de commencer l'analyse multivariée, nous nous attardons sur une première information délivrée par le questionnaire : la moyenne des notes attribuées par les experts.

1. Les moyennes des notes

Les résultats issus des moyennes des notes d'impacts attribuées par les experts sont donnés par le diagramme 2-1.

Sur l'ensemble du questionnaire, la pression identifiée comme ayant le plus fort impact correspond aux rejets agricoles et celle ayant le plus faible impact aux activités de loisirs de nature. D'autres activités génèrent des impacts non négligeables : les barrages, les rejets industriels, les extractions de granulats et les rejets urbains. Il est alors intéressant de comparer la perception des experts en fonction du domaine analysé.

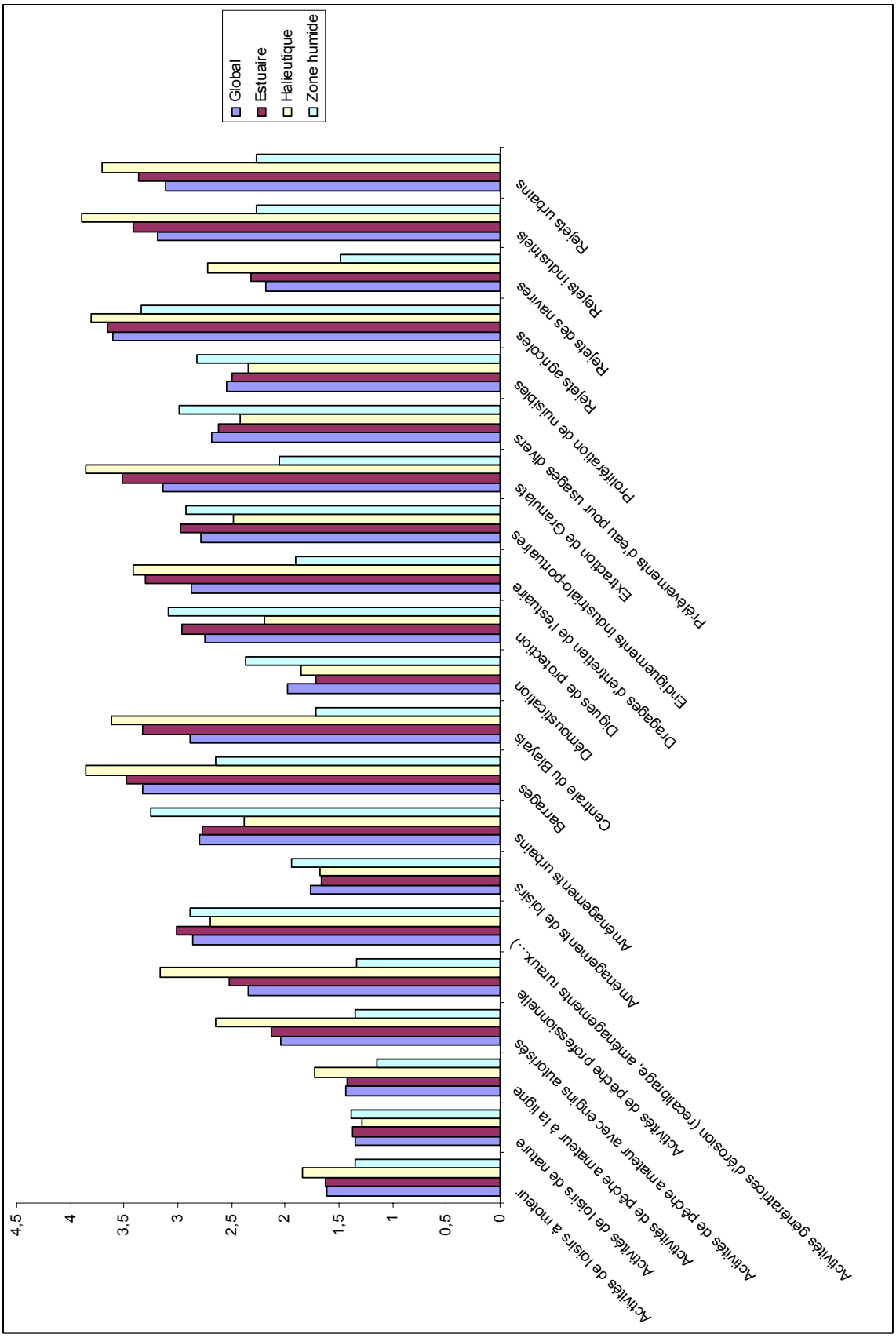
Concernant le système fluvio-estuarien, les rejets agricoles et l'extraction de granulats sont les deux pressions exerçant les plus forts impacts. L'activité de loisirs de nature reste l'activité avec l'impact le plus faible. De façon générale, les experts sont plus sévères que dans le cas de l'analyse globale. La hiérarchisation des pressions selon l'intensité de leurs impacts reste à peu près la même, seules quelques inversions sont à noter.

Au sujet des ressources halieutiques, les impacts liés aux barrages et aux extractions de granulats sont les plus importants d'après les experts. Par contre, les activités de loisirs de nature génèrent des impacts très faibles. De nombreuses pressions provoquent des impacts qualifiés de « forts », il s'agit des activités suivantes : extraction de granulats, centrale nucléaire, rejets urbains, rejets agricoles et rejets industriels. Le classement des pressions anthropiques selon l'intensité des impacts est modifié. On note particulièrement deux activités humaines qui sont considérées comme ayant des impacts bien plus importants : pêche professionnelle et pêche amateur avec engins. D'autres activités sont aussi perçues comme ayant plus d'influence sur les stocks : les barrages, les rejets industriels, les aménagements urbains et les rejets des navires. A l'inverse les digues de protection et l'endiguement industrialo-portuaire sont considérés comme ayant des impacts moins significatifs sur les ressources halieutiques.

D'après les experts, les ressources halieutiques ressentent particulièrement les impacts des pressions répertoriées. En effet, de façon générale, les notes d'impact attribuées à chacune d'entre elles sont plus sévères que dans l'analyse globale et dans l'analyse sur le système fluvio-estuarien.

Enfin concernant les zones humides, l'aménagement urbain ainsi que les digues de protection semblent avoir des impacts forts. Par contre, la pêche amateur à la ligne est désignée comme l'activité avec le plus faible impact. Les perceptions des impacts subis par les zones humides sont ici globalement plus faibles. La hiérarchisation des impacts subis par les zones humides est très différente des analyses précédentes (en dehors des activités ayant de très faibles impacts). Cela montre le caractère tout particulier des zones humides.

Diagramme 2-1 : *Notes moyennes d'impacts attribuées par les experts.*



L'étude des moyennes montre l'importance de considérer le questionnaire dans sa globalité mais révèle la nécessité de s'attarder sur le système fluvio-estuarien et sur les deux sous domaines pour mettre en évidence les divergences ou convergences de points de vue en fonction des perceptions exprimées. Ainsi l'analyse multivariée se concentre, tout d'abord, sur l'ensemble du questionnaire. La méthodologie adoptée va être détaillée. Celle-ci sera la même pour la comparaison des domaines et seules les interprétations seront alors rappelées.

2. Analyse multivariée

La méthodologie suivie doit permettre de réaliser une typologie à la fois des experts et des pressions anthropiques par le biais d'analyse des correspondances binaires[20] (deux variables qualitatives) et multiples (plusieurs variables qualitatives). Une partie des résultats donnés par le logiciel SPAD est donnée dans l'Annexe I-2.

2.1. Analyse globale

Les pressions anthropiques sont étudiées selon leurs ressemblances ou leurs divergences. Pour cela, une analyse des correspondances multiples (A.C.M.) est mise en place. L'A.C.M. a pour objectif (Voir les encadrés 2-1 et 2-2) de réaliser une typologie des individus. Cette typologie s'appuie sur une notion de ressemblance telle que deux individus sont d'autant plus proches qu'ils possèdent un grand nombre de modalités en commun. Cette A.C.M. considère l'ensemble de ces pressions anthropiques comme variables actives. Escofier et Pagès (1999) expliquent que les valeurs propres sont souvent très faibles en A.C.M. et que celles-ci, ainsi que les pourcentages d'inertie, ont peu d'influence sur l'interprétation d'une A.C.M..

[20] Appelée aussi analyse des correspondances simples ou analyse factorielle des correspondances (A.F.C.).

Encadré 2-1 : *L'analyse des correspondances simples* (Escofier et Pagès, 1999)
Une population de n individus est considérée. L'AFC a été conçue pour étudier des tableaux appelés tableaux de contingence où les effectifs sont obtenus en croisant les modalités de deux variables qualitatives. Ainsi on note I l'ensemble des lignes (avec les modalités i) et J l'ensemble des colonnes (avec les modalités j). k_{ij} est alors le nombre d'individus possédant à la fois les modalités i et j. On dit qu'il y a indépendance si $f_{ij} = f_{i.}f_{j.}$, avec f_{ij} la fréquence relative obtenue en divisant chaque effectif k_{ij} par l'effectif total n. Cette indépendance peut aussi s'exprimer en ne considérant qu'un ensemble de lignes ou de colonnes. L'objectif est d'établir une typologie des lignes, une typologie des colonnes et de les relier entre elles. La ressemblance entre deux lignes d'une part et deux colonnes d'autre part s'exprime de façon symétrique. Deux lignes (resp. colonnes) sont proches si elles s'associent de la même façon à l'ensemble des colonnes (resp. lignes).
Le tableau brut n'est pas analysé directement. Le tableau de données est transformé en divisant chaque terme f_{ij} de la ligne i par la marge $f_{i.}$ de cette ligne. On parle alors de profil ligne. Ce dernier est la probabilité conditionnelle définie par i sur l'ensemble des colonnes. On cherche alors à étudier la liaison entre les deux variables au travers de l'écart entre les pourcentages en lignes. La comparaison de deux lignes du tableau brut risque d'être influencée par les effectifs marginaux d'où l'importance de considérer les profils lignes.
Ainsi la ressemblance entre deux lignes ou deux colonnes est définie par une distance entre leurs profils connue sous le nom de distance du χ^2 :

$$d\chi^2(profil\ \ ligne\ \ i, profil\ \ ligne\ \ l) = \sum_j \frac{1}{f_{.j}}\left(\frac{f_{ij}}{f_{i.}} - \frac{f_{lj}}{f_{l.}}\right)^2$$

$$d\chi^2(profil\ colonne\ \ j, profil\ colonne\ \ k) = \sum_i \frac{1}{f_{i.}}\left(\frac{f_{ij}}{f_{.j}} - \frac{f_{ik}}{f_{.k}}\right)^2$$

La distance du χ^2 possède les propriétés d'une distance euclidienne. Si l'on s'intéresse au nuage des profils lignes, elle confère à R^J la structure d'un espace euclidien. Cette distance revient à affecter à la $j^{ème}$ dimension de R^J le poids $1/f_{.j}$. La somme des coordonnées de chaque profil ligne vaut 1, il en résulte que le nuage N_I appartient à un hyperplan, noté H_I. Le poids affecté à chaque point du nuage est égal à la fréquence marginale de celui-ci. Le barycentre des points de N_I munis de ces poids est noté G_I. Sa $j^{ème}$ coordonnée est égale à la fréquence marginale $f_{.j}$. Il s'interprète comme un profil moyen. Ainsi étudier dans quelle mesure et de quelle façon une classe d'individus i diffère de l'ensemble de la population revient à étudier l'écart entre le profil de cette classe et le profil moyen. Etudier la dispersion du nuage autour de son barycentre revient à étudier l'écart entre les profils des lignes et la marge, donc la liaison entre les variables. L'ajustement du nuage des profils lignes se fait en obtenant une suite d'images planes approchées du nuage N_I dans R^J. L'AFC procède en recherchant une suite d'axes orthogonaux sur lesquels le nuage N_I est projeté. Chaque axe possède la propriété de rendre maximale l'inertie projetée du nuage N_I avec la contrainte d'orthogonalité aux axes déjà trouvés. Les images planes de N_I doivent être telles que les distances entre les poids de l'image ressemblent le plus possible aux distances entre les points de N_I. Ainsi la classe définie par la modalité i est représentée par un point dont la coordonnée sur le $j^{ème}$ axe vaut : $f_{ij}/f_{i.} - f_{.j}$. La position de ce point exprime la différence entre la répartition de la classe i et celle de la population totale sur l'ensemble des modalités de la seconde variable. L'ajustement des nuages N_I et N_J décompose leur inertie selon des directions privilégiées : du fait de l'orthogonalité des axes, la somme des inerties d'un nuage sur chacun des axes est égale à l'inertie totale du nuage. L'inertie de chacun des deux nuages est égale, au coefficient n près, à la statistique du χ^2. L'AFC propose donc une décomposition de cette statistique et chaque facteur représente une part de la liaison entre les variables. L'inertie d'un facteur mesure en absolu l'importance de la part de liaison qu'il représente.

Trois analyses sont mises en place :

- La première, une A.C.M., a pour objectif d'établir une typologie des pressions anthropiques. Pour cela, ces dernières seront considérées comme des individus (donc en ligne dans le tableau) et les experts comme les variables (en colonne). Les experts sont intégrés en qualité d'illustration, c'est-à-dire ils ne participent pas à la formation des axes.

- La seconde a pour rôle d'établir une typologie des experts. Pour cela, un tableau de contingence est créé croisant l'appartenance principale avec les pressions. Une analyse des correspondances simples (Voir encadré 2-1) est alors utilisée en prenant l'appartenance principale comme individus (en ligne, donc neuf lignes) et les notes de chaque pression comme variables (en colonne, donc vingt-et-un tableaux ayant chacun cinq colonnes).
- La dernière analyse, une A.C.M., permet de s'interroger sur le profil des experts et de les comparer à leurs niveaux de perception, c'est-à-dire au niveau des notes attribuées. Ainsi les experts représentent les individus (en ligne) alors que les pressions anthropiques sont les variables (en colonne). Les individus et les variables participent alors tous les deux à la formation des axes.

Encadré 2-2 : *Analyse des correspondances multiples* (Escofier et Pagès, 1999)
L'ACM permet d'étudier une population de I individus décrits par J variables qualitatives. Ces données peuvent être rassemblées dans un tableau *Individus*× var*iables* tout à fait analogue à celui étudié en ACP. Les lignes représentent les individus et les colonnes les variables. Ces données peuvent aussi être présentées dans un tableau disjonctif complet avec les lignes représentant les individus et les colonnes les modalités des variables. Ainsi à l'intersection de la ligne i et de la ligne k on trouve x_{ik} qui vaut 1 ou 0 selon que l'individu i possède ou non la modalité k. Il est possible alors de mettre en place soit un hypertableau de contingence (la plupart du temps impossible à manier) soit un tableau de Burt. Il s'agit d'une juxtaposition de tableaux de contingence où chaque individu apparaît J² fois. Les tableaux contenant la diagonale croisent chaque variable avec elle-même. L'ACM met alors en jeu trois familles d'objets : les individus, les variables et les modalités. Un individu est représenté par les modalités qu'il possède. Deux individus se ressemblent s'ils présentent globalement les mêmes modalités. Ainsi la distance entre deux individus i et l est définie par :
$$d^2(i,l) = \sum_k \frac{IJ}{I_k}\left(\frac{x_{ik}}{J} - \frac{x_{lk}}{J}\right)^2 = \frac{1}{J}\sum_k \frac{I}{I_k}(x_{ik} - x_{lk})^2$$
Une modalité k est représentée par le profil de la colonne k. Ce dernier ressemble d'autant plus au profil moyen que l'effectif de la modalité est grand. La distance entre deux modalités k et h est définie par :
$$d^2(k,h) = \sum_i I\left(\frac{x_{ik}}{I_k} - \frac{x_{ih}}{I_h}\right)^2.$$
Un élément (ligne ou colonne) influence la construction des axes par l'intermédiaire de son inertie par rapport au centre de gravité. L'inertie de k par rapport à G_k s'écrit : $\frac{1}{J}\left(1 - \frac{I_k}{I}\right)$ ainsi l'inertie totale du nuage vaut $(K/J) - 1$.
La contribution d'une variable à l'inertie d'un facteur est la somme des contributions de toutes ses modalités. Elle permet aussi de mesurer la liaison (rapport de corrélation) avec le facteur.

2.1.1. Première analyse : typologie des pressions anthropiques

Les pressions anthropiques sont considérées comme des individus (donc en ligne dans le tableau) et les experts comme les variables (en colonne). Sachant le nombre de variables, la valeur propre sur le facteur 1 (9,97%) peut être considérée comme élevée.

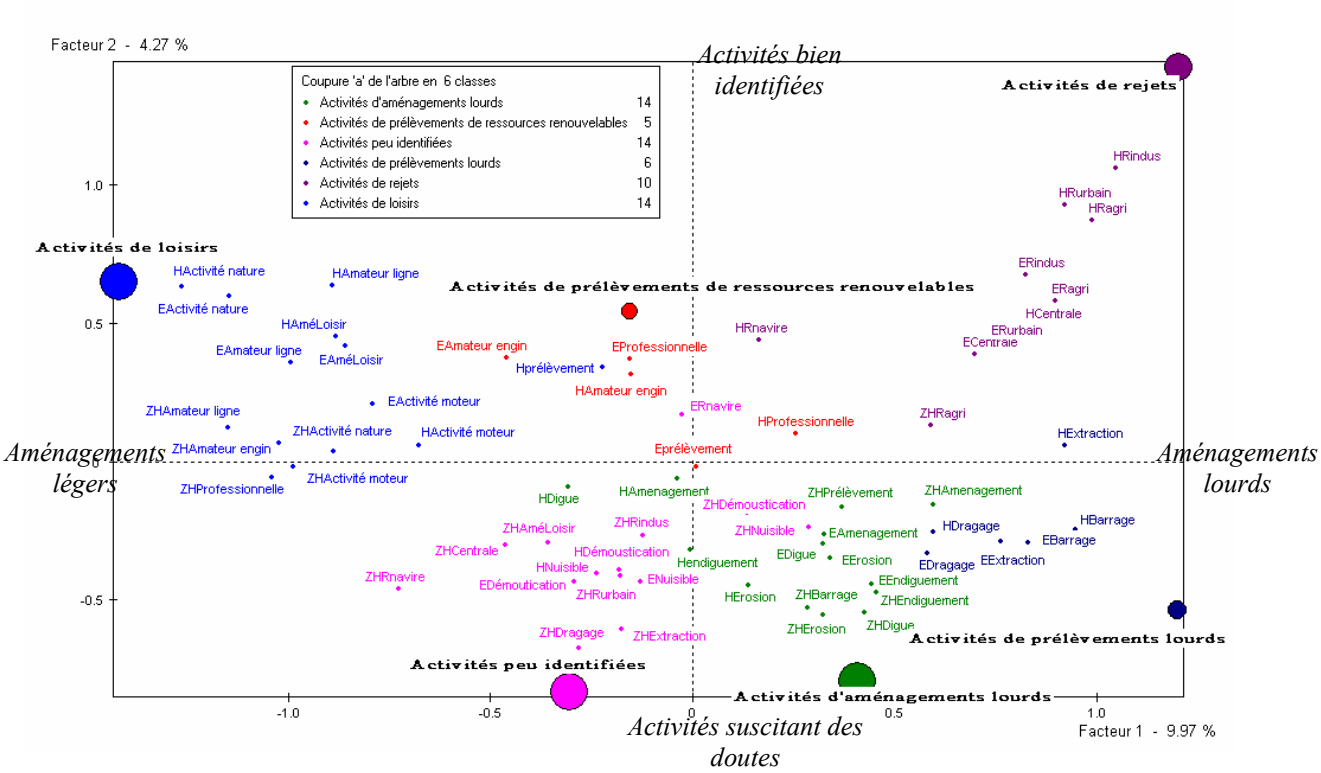
Le premier plan factoriel est présenté dans le Graphique 2-1 où les variables correspondent aux réponses aux questions posées avec pour modalités la note de l'impact. Les pressions anthropiques notées en fonction de l'impact ressenti par les ressources halieutiques (H), les zones humides (ZH) et le système

fluvio-estuarien (E) sont ici considérées comme étant les individus actifs. Ce premier plan factoriel positionne chacune des pressions en fonction de la plus ou moins grande ressemblance des profils de réponse quant à l'intensité de l'impact. Il explique 14,67% de l'inertie totale ce qui est généralement jugé significatif pour une A.C.M..

D'après les contributions des modalités actives, l'axe 1 oppose les activités nécessitant des aménagements lourds à celles nécessitant des aménagements légers. L'axe 2 oppose les pressions dont les impacts sont bien identifiés à celles dont les impacts sont incertains. Le facteur 1 correspond donc bien à un facteur d'échelle et le facteur 2 à un facteur d'opposition.

Un léger effet Guttman est observé. Il correspond à une forme parabolique du nuage de points. Ce phénomène se produit en A.C.M. principalement dans les cas où les modalités de chacune des variables sont ordonnées *a priori* (Escoffier et Pagès, 1999).

Graphique 2-1 : *Premier plan factoriel. Pressions anthropiques. Analyse globale.*



Une classification hiérarchique ascendante (Voir encadré 2-3) va faciliter les interprétations. Elle permet d'effectuer une classification à partir des coordonnées de l'A.C.M.. Une première procédure effectue une classification à partir des coordonnées factorielles issues de l'A.C.M.. Cela consiste à agréger les éléments suivant un algorithme de classification hiérarchique utilisant le critère de Ward. Les éléments sont agrégés de façon à minimiser la variance interne de chaque classe et à maximiser la variance entre les classes.

Une description des cinquante premiers nœuds permet de retenir six classes. Elles expliquent 50% du quotient inertie inter classe/inertie totale. Une procédure permet alors de couper l'arbre à un niveau convenable pour construire la partition des individus par le biais d'itérations à centres mobiles (le peu d'itérations nécessaires montre que la partition est stable).

Encadré 2-3 : *Classification Ascendante Hiérarchique* (Escofier et Pagès, 1999)
On dispose de l'ensemble des I individus à classifier, dits éléments terminaux ainsi que d'une relation de ressemblance entre les individus, soit la distance euclidienne usuelle utilisée en ACP. On commence par regrouper les deux éléments les plus proches. On constitue ainsi le premier nœud de l'arbre. Si l'on classifie I individus, l'arbre contient I-1 nœuds qu'il est d'usage de numéroter de I+1 à 2j-1. Les deux éléments réunis par chaque nœud sont appelés l'un aîné et l'autre benjamin. La hauteur à laquelle on relie les éléments correspond à la ressemblance entre les éléments reliés : c'est l'indice de niveau du nœud.
Un arbre hiérarchique peut être coupé pour faire apparaître une partition. Le niveau de coupure peut être matérialisé par une ligne horizontale. En élevant le niveau de coupure, on met en évidence une suite de partitions emboîtées, depuis la partition la plus fine (dans laquelle chaque individu appartient à une classe distincte) jusqu'à la partition la plus grossière (dans laquelle tous les individus appartiennent à la même classe).
Une partition est bonne si à l'intérieur de chaque classe la variabilité est faible (si la variance des individus qui composent la classe est faible pour chaque variable) et si d'une classe à l'autre la variabilité est grande (si pour chaque variable, la moyenne des individus qui composent une classe varie beaucoup d'une classe à l'autre).
L'idée de l'algorithme de Ward consiste à choisir à chaque pas le regroupement de classes tel que l'augmentation de l'inertie intra soit minimale.
Si l'on note g_i le centre de gravité de la classe i et m_i la somme des poids des éléments de la classe i, on montre que l'augmentation de l'inertie intra due au regroupement des classes i et j s'écrit :
$\delta(i,j) = \frac{m_i m_j}{m_i + m_j} d^2(g_i, g_j)$. Tel est le critère à minimiser à chaque pas et qui définit l'indice de niveau des nœuds de la hiérarchie. On regroupe ainsi les classes proches (telles que la distance au carré soit petite) et de faibles poids (telles que $\frac{m_i m_j}{m_i + m_j}$ soit petit).
La somme des indices de niveau, effectuée sur l'ensemble des I-1 nœuds est égale à l'inertie totale du nuage. Ainsi la première partition (celle dont chaque classe est réduite à un seul élément) a une inertie intra nulle. La dernière partition (celle réduite à une seule classe) a une inertie intra égale à l'inertie totale.

Les classes sont formées et peuvent être interprétées de la façon suivante.

La première classe regroupe les activités de loisirs ayant des impacts très proches sur le système fluvio-estuarien ainsi que sur les deux sous domaines. On compte aussi quelques activités ayant de faibles impacts sur les zones humides comme la pêche amateur et la pêche professionnelle. Enfin l'impact du prélèvement d'eau pour usages divers sur les ressources halieutiques est pris en compte. L'ensemble des impacts de cette classe est qualifié de faible.

La seconde classe rassemble les pêches amateur et professionnelle ayant des impacts sur le système fluvio-estuarien et sur les ressources halieutiques. Ces impacts correspondent à des prélèvements et sont modulables.

La troisième classe isole les pressions suscitant des doutes c'est-à-dire les activités pour lesquelles les experts ne prennent pas position. La majorité de ces activités concerne des impacts subis par les zones humides.

La quatrième classe est constituée d'activités d'aménagements lourds dont les impacts sont plutôt irréversibles.

La cinquième classe est composée d'activités de prélèvements lourds, c'est-à-dire des activités dont les impacts sont perçus comme très forts et nécessitant une infrastructure mécanique importante. Ces impacts sont uniquement subis par les ressources halieutiques et le système fluvio-estuarien.

Enfin la dernière classe concerne les activités de rejets subis principalement par les ressources halieutiques et le système fluvio-estuarien.

De façon stylisée, l'interprétation de ce premier plan factoriel peut être présentée de la façon suivante. Le secteur Nord-ouest concerne les activités d'aménagements légers générant de faibles impacts. Le secteur Sud-ouest regroupe les activités suscitant des doutes, c'est-à-dire des sources d'incertitude quant à l'intensité de l'impact produit. Le secteur Nord-est rassemble les activités de rejets avec de forts impacts. Enfin le secteur Sud-est concentre les activités d'aménagements lourds avec un fort impact.

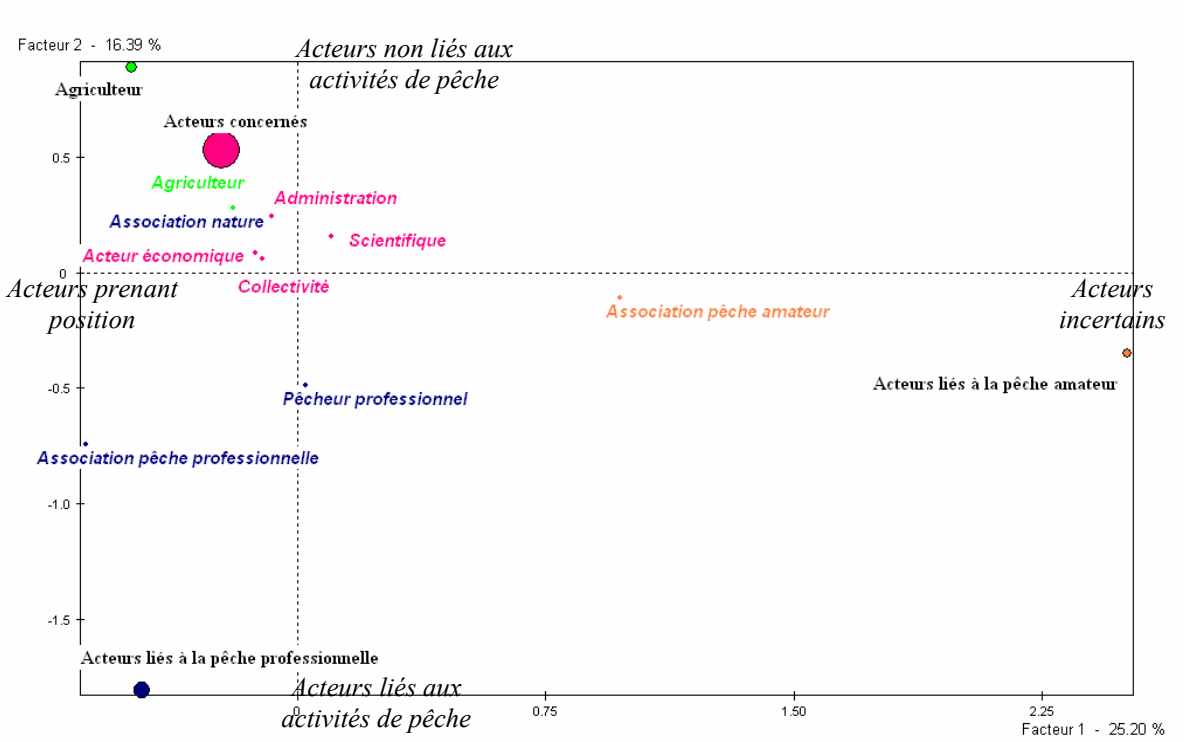
La formation des classes révèle le caractère particulier des zones humides. En effet, les impacts de mêmes pressions anthropiques sur les ressources halieutiques et sur l'estuaire sont souvent dans les mêmes classes. Par contre ces activités se situent dans une autre classe quand il s'agit des zones humides. Seuls, les activités de nature (impacts faibles), la pêche amateur à la ligne (impacts faibles), les activités de loisirs à moteur (impacts faibles), l'endiguement industrialo portuaire (impacts forts), les digues (impacts forts), les activités génératrices d'érosion (impacts forts), les rejets agricoles (impacts très forts) et la démoustication (activité mal identifiée) sont perçus de la même façon quel que soit le domaine considéré (c'est-à-dire font partie de la même classe). Enfin il est intéressant de noter que les perceptions des impacts générés par la pêche professionnelle et par la pêche amateur aux engins sur les ressources halieutiques et sur le système fluvio-estuarien sont très proches.

2.1.2. Seconde analyse : typologie des experts

Cette nouvelle approche est basée sur la construction d'un tableau de contingence (appartenances principales en ligne et pressions anthropiques en colonne) et sur une analyse des correspondances binaires. Les liaisons entre les modalités de la variable en ligne et les modalités des variables en colonne sont analysées à partir de l'obtention de la matrice des fréquences relatives. L'objectif fondamental

d'une A.F.C. est d'étudier les liaisons entre deux variables c'est-à-dire l'écart du tableau à l'hypothèse d'indépendance[21] (Escofier et Pagès, 1999). Le premier plan factoriel (Graphique 2-2) extrait 42% de l'inertie totale.

Graphique2-2 : *Premier plan factoriel. Appartenance principale. Analyse globale.*



Les acteurs dont les contributions à l'inertie du premier facteur sont les plus importantes sont les associations de pêche professionnelle et les associations de pêche amateur. L'axe 1 oppose donc les acteurs prenant position aux acteurs n'ayant pas d'opinion. En réalité, compte tenu de l'implication des acteurs, cette absence d'opinion s'assimile à de l'incertitude. Donc l'axe 1 oppose les acteurs prenant position aux acteurs incertains. Les contributions à l'inertie du second facteur les plus significatives sont celles des associations de pêche professionnelle, des pêcheurs professionnels et des agriculteurs (dans une moindre mesure). Ce facteur oppose alors les activités de pêche aux autres activités.

Une classification ascendante hiérarchique va permettre une analyse plus fine. Elle regroupe les experts sous forme de classes. En effet d'après la description des cinquante nouveaux éléments terminaux, quatre classes sont créées. Elles expliquent 51% de l'inertie totale et le peu d'itérations nécessaires montrent que cette classification est stable.

[21] Il y a indépendance si $f_{ij} = f_{i.} f_{j.}$, avec f_{ij} la fréquence relative obtenue en divisant chaque effectif k_{ij} par l'effectif total n.

La formation des classes et leurs interprétations sont les suivantes.

La première classe ne concerne que les associations de pêche amateur qui regroupent des acteurs indécis (classe la plus atypique d'après les contributions).

La seconde classe rassemble les pêcheurs professionnels et les associations de pêche professionnelle qui ont tendance à être inquiets.

La troisième classe concerne les associations de protection de la nature, les collectivités, les acteurs économiques et les scientifiques c'est-à-dire les acteurs concernés.

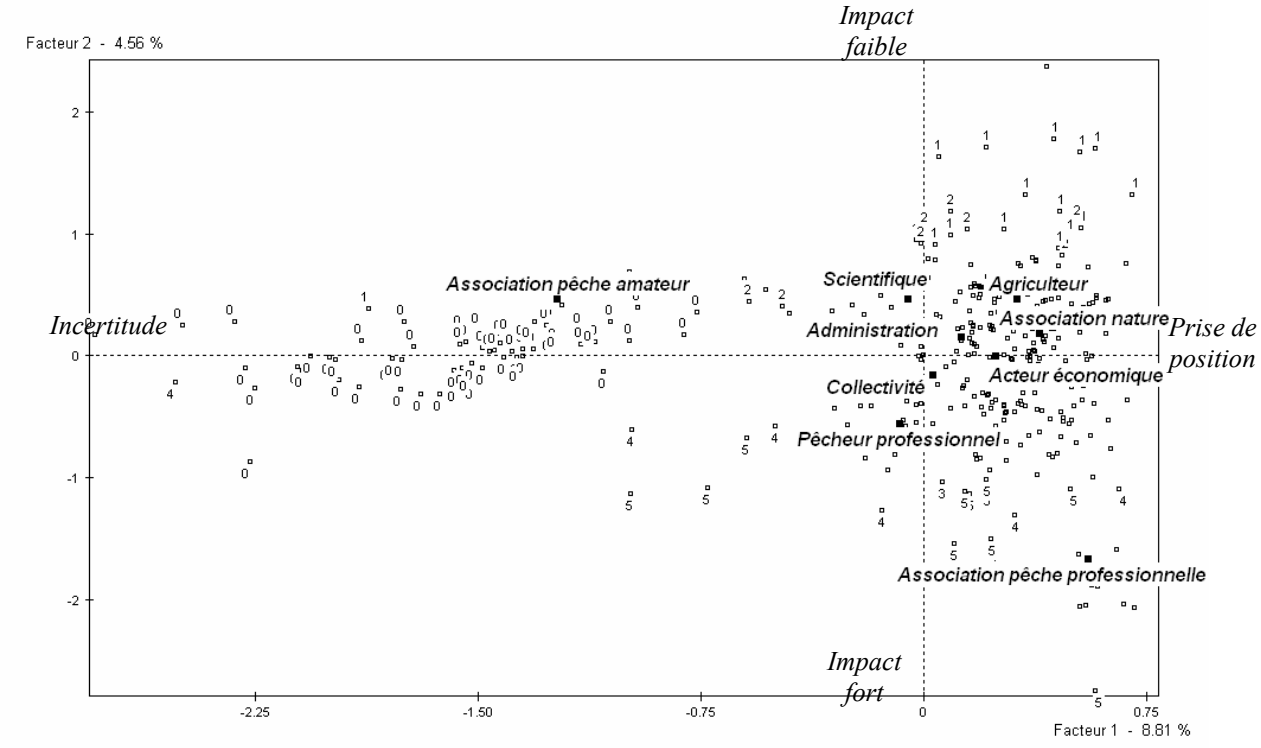
Enfin la dernière classe se concentre sur les agriculteurs qui ont des positions plus atypiques.

Ainsi de façon stylisée, le secteur Sud-ouest concerne les acteurs inquiets ayant des activités liées à la pêche. Le secteur Sud-est regroupe les acteurs indécis pratiquant la pêche. Le secteur Nord-est rassemble les acteurs non liés à la pêche et inquiets. Enfin le secteur Nord-ouest isole les acteurs inquiets dont les activités ne sont pas liées directement à la pêche.

2.1.3. Troisième analyse : experts et perceptions

Après avoir effectué une typologie des pressions anthropiques et une typologie des experts, l'objectif est d'associer ici les perceptions et l'appartenance principale dans une nouvelle A.C.M. (Graphique 2-3). Cette fois l'analyse prend en compte les notes d'impact attribuées à chacune des pressions anthropiques ainsi que l'appartenance en principal. Ainsi les experts sont en ligne (individus) et pressions anthropiques en colonne (variables). Les individus et les variables participent à la formation des axes.

Graphique 2-3 : *A.C.M., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Analyse globale.*

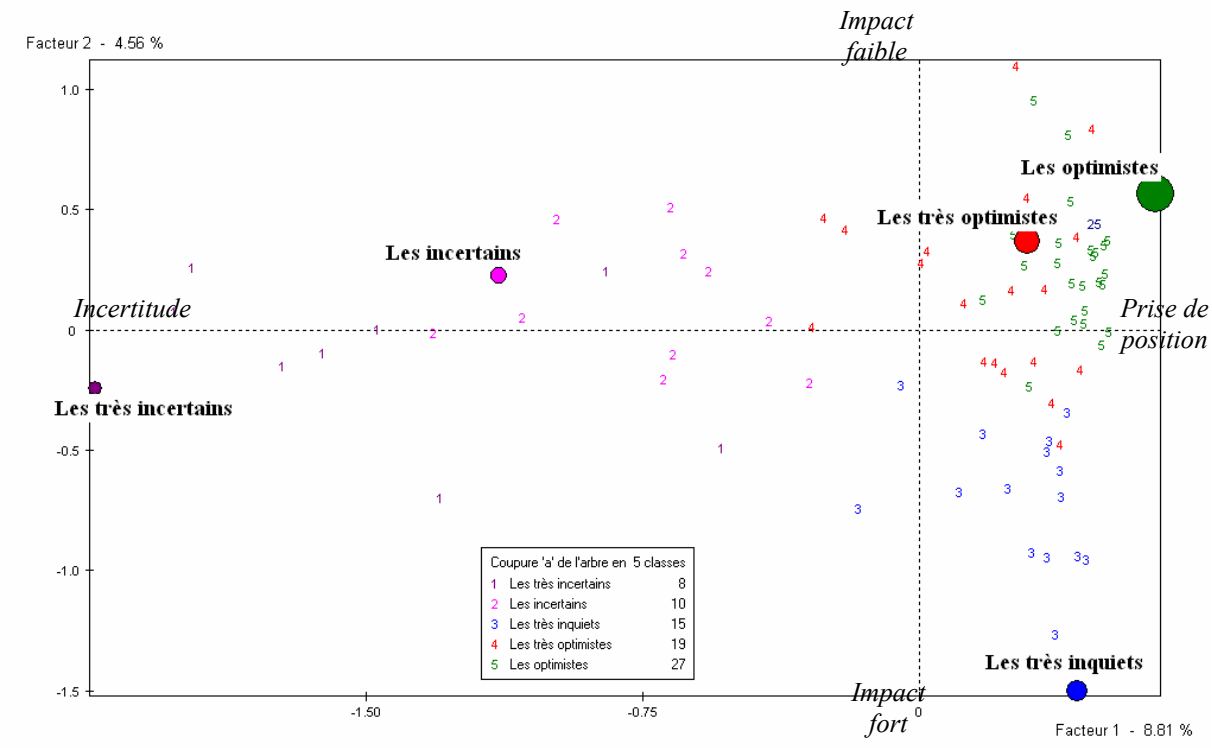


L'analyse des contributions des modalités actives permet d'interpréter les axes. Concernant le premier axe, les contributions des modalités actives les plus importantes sont celles des modalités « 0 » c'est-à-dire « pas d'opinion ». Pour le second axe, il s'agit de la modalité « 5 » c'est-à-dire « impact très fort ». On a donc une opposition entre incertitude et prise de position. L'axe 2 représente pour les acteurs prenant position, l'intensité de l'impact et correspond à un facteur d'échelle.

Ainsi les pêcheurs amateurs sont les plus indécis alors que les associations de pêche professionnelle prennent le plus souvent position. Les agriculteurs ont tendance à être indulgents face à l'impact des activités humaines à l'inverse des pêcheurs professionnels et des associations de pêche professionnelle.

Une classification hiérarchique est ensuite réalisée (Graphique 2-4). D'après l'analyse des cinquante premiers nœuds, cinq classes sont retenues. L'inertie inter classe explique 40% de l'inertie totale et le faible nombre d'itérations montre que cette partition est stable. Dans le graphique ci-dessous, seuls les positionnements des experts sont représentés en fonction des différentes classes obtenues.

Graphique2-4 : *C.A.H., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Analyse globale.*



Chaque classe peut être caractérisée par un niveau d'impact. Les deux premières concernent la note « 0 » c'est-à-dire « sans opinion ». Les classes suivantes rassemblent soit les impacts très forts « 5 », soit les impacts faibles « 2 », soit les impacts très faibles « 1 ». Cette partition peut donc s'interpréter de la façon suivante.

Deux classes regroupent les très incertains (8 individus, 10%) et les incertains (10 individus, 13%). On distingue ensuite la classe des optimistes (27 individus, 34%), celle des très optimistes (19 individus, 24%) et celle des très inquiets (15 individus, 19%). Toutefois la composition des classes en terme d'appartenance des individus déclinée dans le tableau 1 (Annexe I-3) montre que cette appartenance ne prédétermine pas, ne formate pas les réponses et donc l'appréciation des impacts.

Cette première analyse donne des premiers résultats mais montre bien l'importance de comparer les résultats sur le système fluvio-estuarien ainsi que sur les ressources halieutiques et les zones humides. La section suivante va s'attacher à cette étude en suivant la même méthodologie et en ne rappelant que les interprétations.

2.2. Analyse détaillée

L'analyse des notes moyennes montre les différentes perceptions entre le système fluvio-estuarien pris dans son ensemble et les deux groupes : les ressources halieutiques et les zones humides. Une analyse comparative est donc menée. La méthodologie va suivre les mêmes étapes que pour l'analyse globale. Nous reprenons donc les trois analyses présentées dans la section précédente.

2.2.1. Première analyse : typologie des pressions anthropiques

Trois A.C.M. avec les pressions anthropiques prises comme individus et les experts pris comme variables sont réalisées. La question importante abordée ici est la suivante : y a-t-il des pressions anthropiques qui se ressemblent du point de vue de leurs impacts ? Cette ressemblance est ici assimilée au fait que les experts leur attribuent des profils d'impacts proches.

Concernant les impacts subis par le système fluvio-estuarien, le premier plan factoriel (Graphique 2-5) positionne chacune des activités en fonction de la plus ou moins grande ressemblance des profils de réponse quant à l'intensité attendue de l'impact associé. Il explique près de 23% de la variance.
Une interprétation des deux premiers facteurs peut être énoncée. Le premier axe oppose les variables barrages, endiguements industrialo-portuaires et centrale électro-nucléaire d'un coté aux variables activités loisirs de nature, aménagements de loisirs et pêcheurs amateurs à la ligne. Le second axe oppose le dragage, l'extraction de granulats, l'érosion, aux rejets agricoles, rejets urbains, rejets industriels et rejets des navires. Ainsi le facteur 1 oppose les activités impliquant des aménagements lourds aux activités ne nécessitant que des aménagements légers. Le facteur 2 est plus subtil. Il oppose les activités génératrices de rejets ayant un impact chimique et bactérien aux activités de prélèvement et de perturbation physico-chimique.
L'approche stylisée peut être présentée de la façon suivante. Le premier plan factoriel fait apparaître dans le secteur Nord-est les activités de rejets nécessitant des aménagements faibles. Le secteur Sud-est regroupe les activités de prélèvements nécessitant des aménagements faibles. Le secteur Nord-ouest associe les activités avec aménagements lourds et impacts de type rejet. Le secteur Sud-ouest concentre les aménagements lourds avec impacts de type prélèvement - perturbation physico-chimique.
Comme dans l'analyse globale, les aménagements légers sont opposés aux aménagements lourds sur l'axe 1. Par contre, l'axe 2 intègre une nouvelle distinction : celle entre les activités de rejets et celles de prélèvements.

Une analyse de classification ascendante hiérarchique (C.A.H.) permet d'affiner l'analyse des proximités entre activités quant à leurs impacts. L'analyse permet de retenir des partitions en six classes. Ces dernières permettent d'obtenir une part de l'inertie inter-classes dans l'inertie totale de 55%[22]. On distingue alors les activités de rejets avec impacts diffus, celles avec des impacts forts irréversibles, modulables, biologiques ou faibles et celles émettant des impacts majeurs générés par les acteurs économiques.

Intéressons nous maintenant aux impacts subis par les ressources halieutiques (Graphique 2-6). Le premier plan factoriel explique près de 19,28% de l'inertie totale.

Sur le facteur 1, les activités de nature, la pêche amateur à la ligne, les extractions de granulats, les barrages et les rejets industriels génèrent les plus fortes contributions. Sur le facteur 2, les contributions les plus significatives sont celles des rejets industriels et des démoustications. Ainsi le facteur 1 oppose des activités impliquant des aménagements légers à celles impliquant des aménagements lourds. Le facteur 2 oppose les pressions bien identifiées à celles suscitant des doutes quant à l'intensité de l'impact subi.

D'une façon stylisée, le secteur Nord-ouest regroupe les activités bien identifiées nécessitant des aménagements légers. Le secteur Sud-ouest isole les activités suscitant des doutes tout en nécessitant des aménagements légers. Le secteur Sud-est rassemble les activités suscitant des doutes tout en nécessitant des aménagements lourds. Enfin le secteur Nord-est concerne les activités bien identifiées nécessitant des aménagements lourds.

Une C.A.H. est réalisée pour affiner l'analyse. La partition en six classes est proposée, la part de l'inertie inter-classes est de 51%. On distingue les activités générant des impacts faibles, biologiques (deux classes dont une suscitant des doutes), non négligeables, forts ou forts et irréversibles. Il est intéressant de noter les caractères proches de la pêche professionnelle et de la pêche amateur aux engins.

Par rapport aux précédentes analyses (analyse globale et système fluvio-estuarien), il existe toujours la distinction entre aménagements lourds et légers. Par contre, la distinction activités de rejets versus activités de prélèvements établie dans le cas de système fluvio-estuarien n'est pas aussi claire dans le cas des ressources halieutiques, même si les activités de rejets sont regroupées dans le secteur Nord-est.

Enfin, les perceptions des impacts subis par les zones humides sont étudiées (Graphique 2-7). Le premier plan factoriel explique près de 21% de la variance.

[22] Le peu d'itérations nécessaires montre que la partition est stable.

D'après les contributions des individus actifs, le facteur 1 est fortement influencé par les pêches amateur à la ligne, aux engins et professionnelle, par l'aménagement urbain et par les digues. Le facteur 2 dépend clairement des rejets urbains et industriels et des proliférations de nuisibles.

L'axe 1 oppose les activités générant des impacts faibles aux impacts forts alors que le facteur 2 oppose les activités de rejets aux activités d'aménagements.

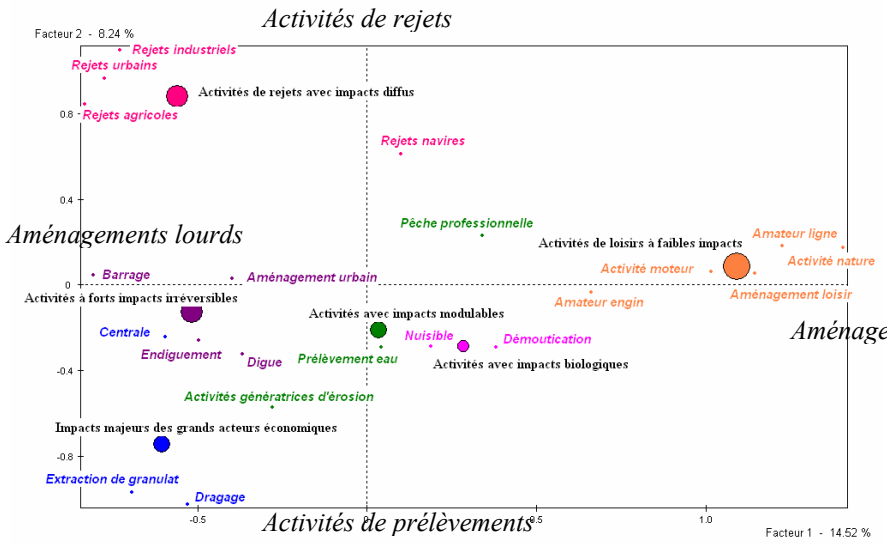
Ainsi, de façon stylisée, le secteur Nord-ouest concerne les activités de rejets à impacts plutôt faibles. Le secteur Sud-est regroupe les activités d'aménagements légers à faibles impacts. Le secteur Sud-ouest correspond aux activités d'aménagements lourds à forts impacts. Enfin le secteur Nord-est rassemble les activités de rejets à forts impacts.

Le nuage de points est plus dispersé que ceux des analyses du système fluvio-estuarien et des ressources halieutiques. Cela montre une plus grande divergence dans la perception des impacts de ces pressions anthropiques.

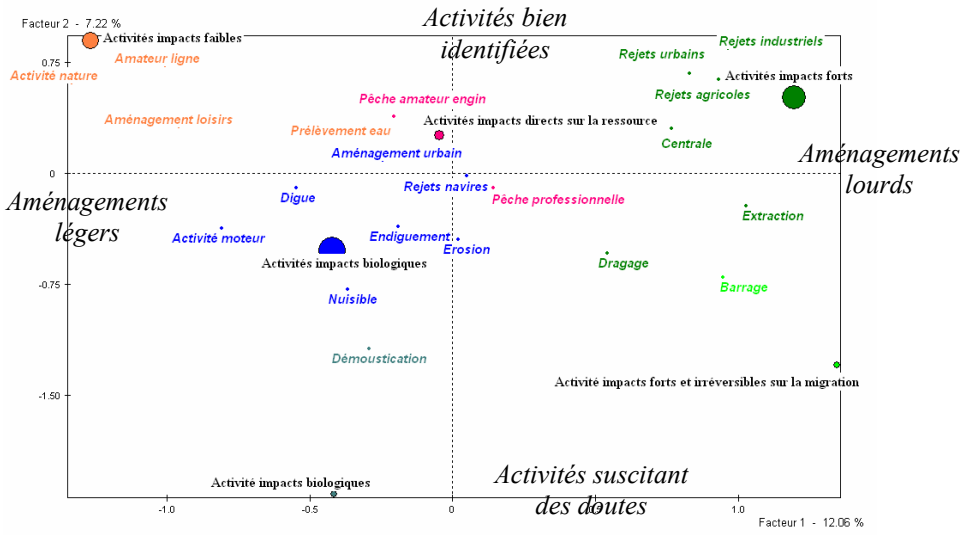
Une C.A.H est mise en place. La partition proposée correspond à cinq classes avec un quotient inertie inter classe /inertie totale de 46%. On distingue les activités générant des impacts faibles, non négligeables, forts, biologiques et les activités d'aménagement avec impacts forts.

Par rapport aux précédentes analyses, la distinction activités de rejets versus activités d'aménagement apparaît. La seconde opposition concerne l'intensité de l'impact, celle-ci n'étant pas conditionnée par le type d'activité humaine (comme par exemple les différences souvent perçues entre les activités d'aménagements légers et lourds ou encore la caractérisation des activités de prélèvements). Enfin, pour la première fois, l'impact de la démoustication suscite moins de doutes.

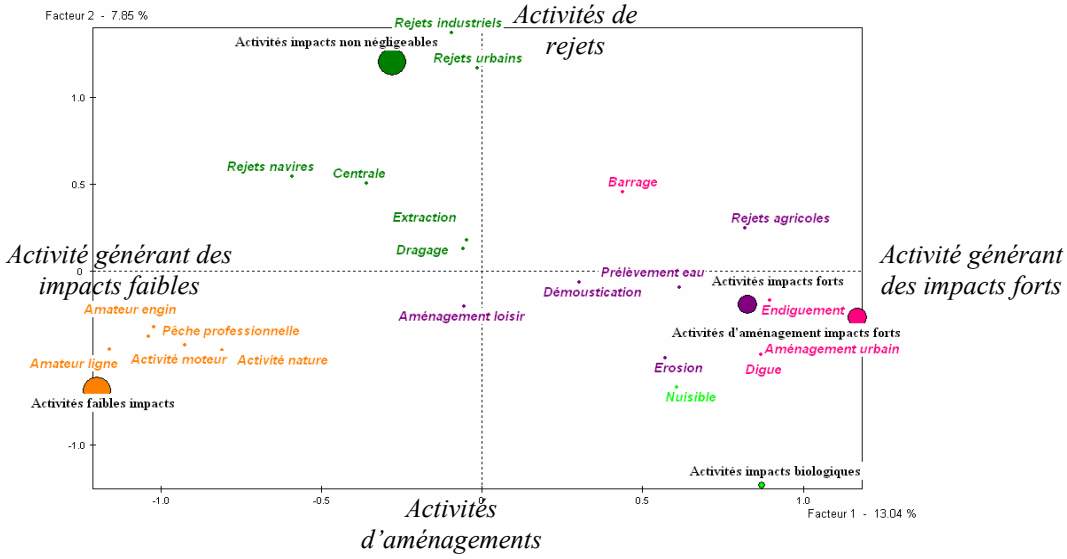
Graphique 2-5 : *A.C.M., Pressions anthropiques, Système fluvio-estuarien.*



Graphique 2-6 : *A.C.M., Pressions anthropiques, Ressources halieutiques.*



Graphique 2-7 : *A.C.M., Pressions anthropiques, Zones humides.*



Cette première analyse révèle une typologie des pressions anthropiques en fonction des perceptions des impacts ressenties par les experts. Des activités d'aménagement ou de rejets se distinguent. Ces activités peuvent souvent être regroupées en fonction du type d'impacts générés. Les points de vue concernant les zones humides sont les plus dispersés et les pressions regroupées par classes nécessitent des interprétations plus subtiles. Concernant les ressources halieutiques, il apparaît deux nouvelles classes propres : les barrages représentant des obstacles à la migration des stocks et les pêches professionnelle et amateur aux engins. Enfin on remarque certaines ressemblances entre les perceptions des impacts subis par le système fluvio-estuarien et les ressources halieutiques. La prochaine section va s'attarder sur la typologie des experts.

2.2.2. Deuxième analyse : typologie des experts

Les similarités ou différences entre profils d'experts sont maintenant étudiées. Une première étude consiste à réaliser un tableau de contingence (appartenance principale en ligne et pressions anthropiques en colonne) puis à effectuer une analyse des correspondances simples.

Commençons par analyser la situation du système fluvio-estuarien (Graphique 2-8). Le premier plan factoriel explique près de 41% de l'inertie totale. L'analyse de celui-ci et plus particulièrement des contributions des individus actifs permet une interprétation des axes. L'axe 1 est principalement influencé par les associations de pêches amateur et professionnelle. De son côté l'axe 2 dépend fortement des scientifiques et des associations de pêche amateur. L'axe 1 oppose donc les acteurs incertains aux acteurs ayant pris position. L'axe 2 distingue les acteurs de terrain et les acteurs de conseils ou d'étude.

De façon stylisée, le secteur Nord-ouest regroupe les acteurs de conseil prenant position. Le secteur Sud-ouest concerne les acteurs de terrain prenant position. Le secteur Sud-est rassemble les acteurs de terrain incertains. Enfin le secteur Nord-est concerne les acteurs de conseil incertains.

Une C.A.H. est mise en place pour affiner l'interprétation. L'analyse des cinquante premiers nœuds permet de retenir quatre classes qui expliquent 51% de l'inertie totale. Ainsi on distingue les acteurs proches du terrain, les acteurs de conseils, ceux liés à la pêche professionnelle ou à la pêche amateur.

Par rapport à l'analyse globale du questionnaire, les agriculteurs sont moins isolés, leurs profils se rapprochent des acteurs économiques et des collectivités. La distinction activités de pêche versus autres activités est moins forte même si elle demeure toujours. Les associations de pêche amateur ont encore des profils atypiques alors que les associations de pêche professionnelle et les pêcheurs professionnels

restent groupés. Enfin une nouvelle distinction apparaît entre les acteurs de terrain et les acteurs de conseils ou d'études.

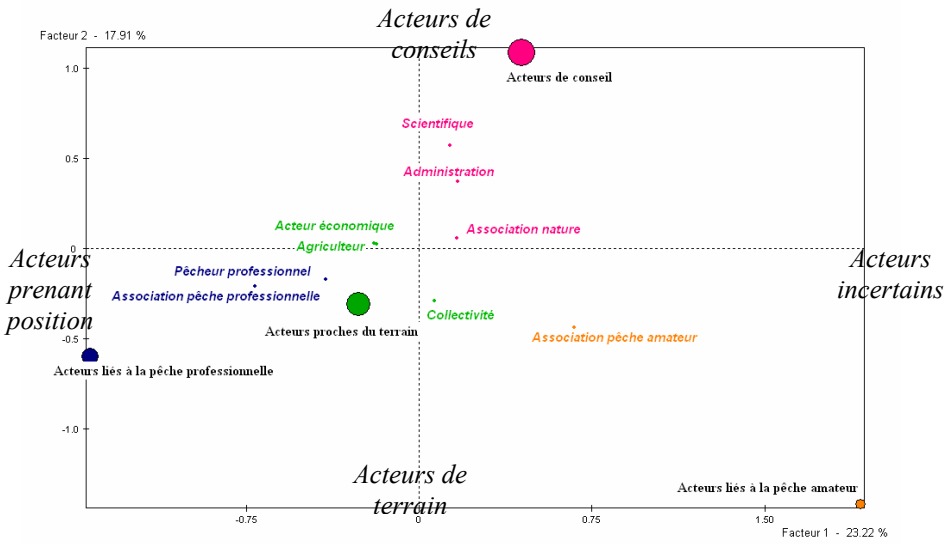
Concernant les ressources halieutiques (Graphique 2-9), le premier plan factoriel explique 45% de l'inertie totale. Au regard du facteur 1, les contributions des individus actifs les plus significatives sont celles des associations de pêche professionnelle et des associations de pêche amateur. De son côté, le facteur 2 dépend fortement des agriculteurs, des acteurs économiques, des collectivités et des pêcheurs professionnels. Ainsi l'axe 1 oppose les acteurs incertains aux acteurs ayant pris position alors que l'axe 2 oppose les acteurs vulnérables aux acteurs non vulnérables.
De façon stylisée, le secteur Nord-ouest concentre les acteurs non vulnérables ayant pris position. Le secteur Sud-ouest rassemble les acteurs vulnérables ayant pris position. Le secteur Sud-est regroupe les acteurs vulnérables et incertains. Enfin le secteur Nord-est isole les acteurs non vulnérables et incertains.
Par rapport aux deux précédentes analyses, les associations de pêche amateur sont toujours isolées. Les associations de pêche professionnelle et les pêcheurs professionnels sont encore groupés. La distinction entre acteurs de terrain et acteurs de conseils n'existe plus. Comme pour l'analyse globale, les autres acteurs sont plutôt rassemblés malgré le positionnement atypique des collectivités.
Une classification hiérarchique va permettre d'affiner l'analyse. L'analyse des cinquante premiers nœuds permet de retenir quatre classes qui extraient 48% de l'inertie totale. Ainsi on distingue les acteurs vulnérables, ceux liés à la pêche professionnelle ou à la pêche amateur et les collectivités.

Intéressons nous maintenant aux zones humides (Graphique 2-10). Le premier plan factoriel explique près de 52% de l'inertie totale.
D'après les contributions des individus actifs, le premier axe est influencé par les associations de pêche amateur et les associations de protection de la nature. Les plus fortes contributions sur le second axe sont celles des associations de pêche professionnelle et des pêcheurs professionnels. Ainsi l'axe 1 oppose les enquêtés incertains aux enquêtés ayant pris position alors que l'axe 2 oppose les activités de pêche aux autres activités.
De façon stylisée, le secteur Nord-ouest regroupe les acteurs non liés à la pêche et incertains. Le secteur Sud-ouest concerne les acteurs liés à la pêche et incertains. Le secteur Sud-est rassemble les acteurs liés à la pêche prenant position. Enfin le secteur Nord-est concerne les acteurs non liés à la pêche et prenant position.
Par rapport aux précédentes analyses, les associations de pêche amateur restent isolées. Par contre, pour la première fois, les associations de pêche professionnelle et les pêcheurs professionnels sont séparés alors que les scientifiques et les administrations sont toujours rassemblés dans une même classe.

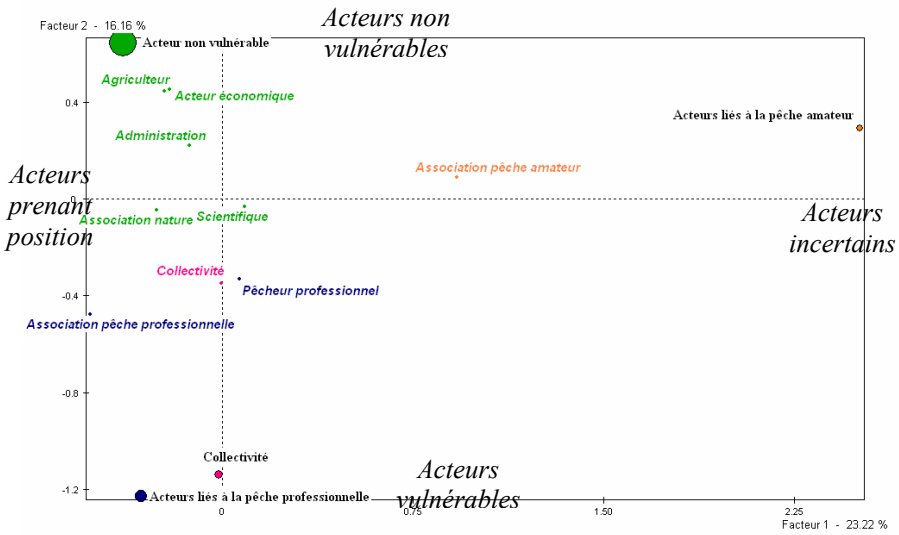
Une classification ascendante hiérarchique est introduite pour permettre une meilleure interprétation des axes. L'analyse des cinquante premiers nœuds permet de retenir quatre classes qui expliquent 59% de l'inertie totale. Ainsi on distingue les acteurs proches du terrain, les acteurs non directement liés aux zones humides, ceux liés à la pêche professionnelle ou à la pêche amateur.

Cette analyse permet de réaliser une typologie des experts en fonction des perceptions des impacts subis. Des acteurs de terrain, de conseil ou plus ou moins liés à l'activité de pêche se distinguent. La vulnérabilité et la prise de position de ces acteurs ont une grande importance. Les associations de pêche amateur sont toujours dans le secteur des acteurs incertains alors que les scientifiques ainsi que les administrations sont toujours regroupés dans une même classe. Enfin les points de vue des pêcheurs professionnels et des associations de pêche professionnelle diffèrent uniquement au sujet des zones humides.

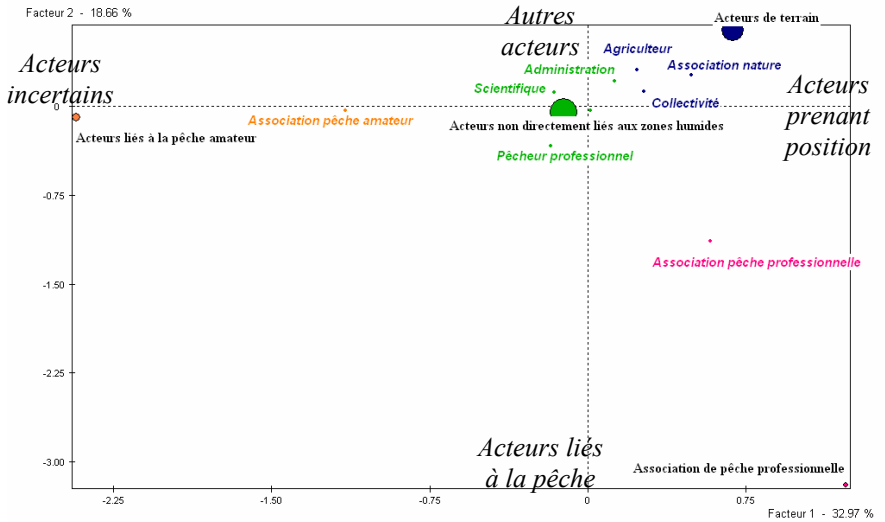
Graphique 2-8 : *A.C.M., Appartenance principale, Zone fluvio estuarienne.*



Graphique2-9 : *A.C.M., Appartenance principale, Ressources halieutiques.*



Graphique 2-10 : *A.C.M., Appartenance principale, Zones humides.*



2.2.3. Troisième analyse : experts et perceptions

L'analyse, par le biais d'une A.C.M., prend en compte, en principal, les notes d'impacts attribuées à chacune des pressions anthropiques ainsi que les appartenances. Les individus et les variables participent à la formation des axes.

Commençons par le système fluvio-estuarien (Graphique 2-11). Le premier plan factoriel explique 15,59% de l'inertie totale. L'analyse des contributions des modalités actives nous permet d'interpréter les axes. Concernant le premier axe, les contributions des modalités actives les plus importantes sont celles des modalités « 0 » c'est-à-dire « pas d'opinion ». Pour le second axe, il s'agit de la modalité « 5 » c'est-à-dire « impact très fort ».
Ainsi, l'axe 1 représente le fait d'avoir ou non une opinion et révèle donc une opposition entre incertitude et prise de position. L'axe 2 représente, pour les acteurs prenant position, l'intensité de l'impact et correspond à un facteur d'échelle.
Par rapport à l'analyse globale, les associations de pêche amateur se rapprochent de l'axe des abscisses et des ordonnées. Elles ont donc pris position plus souvent. Par contre les administrations, les associations de protection de la nature et les collectivités ont quelques doutes supplémentaires. Chaque acteur reste dans son « secteur », c'est-à-dire soit du côté des optimistes, soit du côté des inquiets.

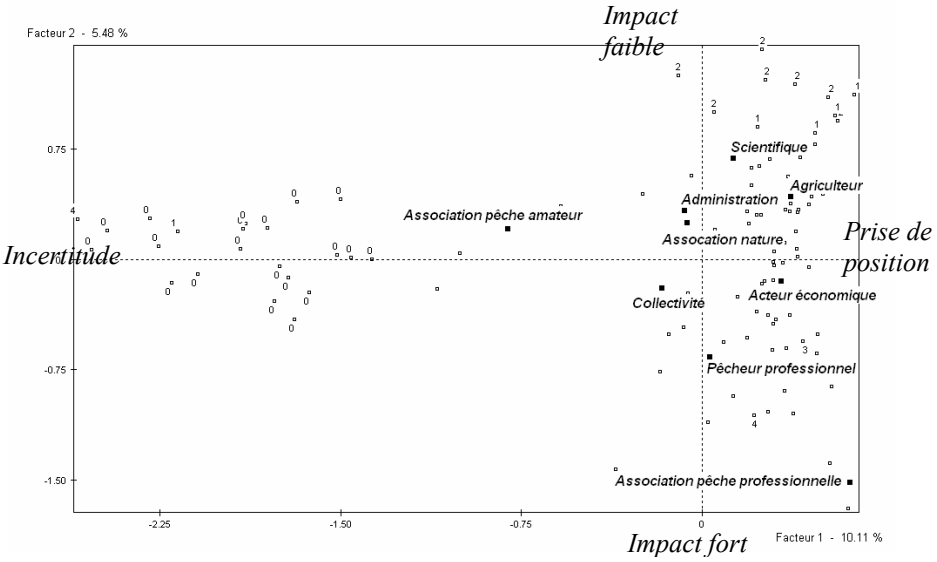
Analysons maintenant le cas des ressources halieutiques (Graphique 2-12). Le premier plan factoriel explique 13,48% de l'inertie totale. Concernant l'axe 1, les contributions des modalités actives les plus importantes sont celles des modalités « 0 ». Pour le second axe, il s'agit de la modalité « 5 ». Ainsi l'axe 1 oppose les acteurs ayant une opinion à ceux étant incertains. L'axe 2 est un facteur d'échelle lié à l'intensité de l'impact subis par les ressources halieutiques.
Les pêcheurs amateurs sont plutôt indécis, même s'ils le sont moins que dans l'analyse globale. Les associations de pêche professionnelle (dont la position est devenue moins atypique) sont les plus critiques alors que les pêcheurs professionnels sont plus cléments. L'ensemble des acteurs a tendance à être plus sévère.

Enfin nous nous intéressons aux zones humides (Graphique 2-13). Le premier plan factoriel explique 19,25% de l'inertie totale. Au regard des contributions, l'axe 1 est principalement influencé par la modalité « 0 » alors que l'axe 2 est principalement influencé par la modalité « 5 ». Ainsi l'axe 1 oppose les acteurs indécis à ceux qui ont une opinion. L'axe 2 oppose les impacts très faibles aux impacts très forts.

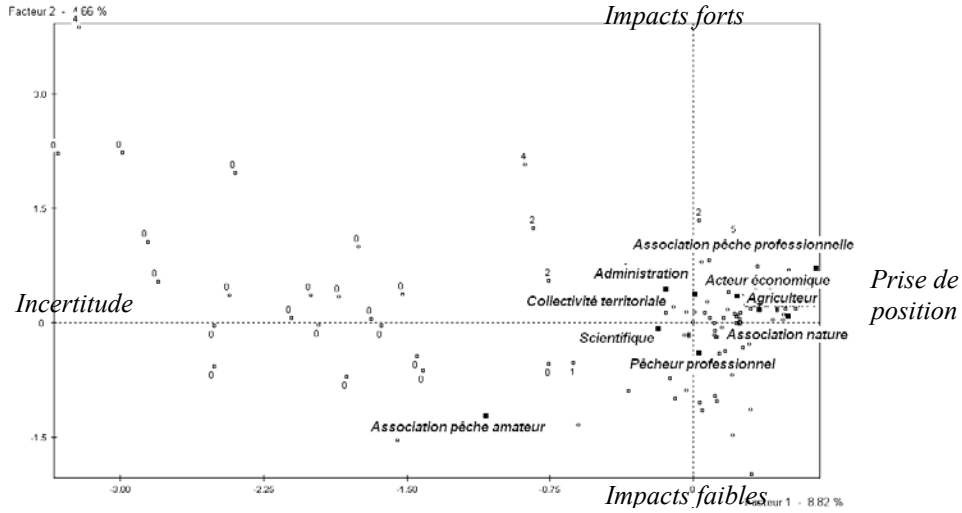
On remarque que les pêcheurs amateurs restent toujours indécis et le sont plus que dans le cas des ressources halieutiques. Les organisations de la pêche professionnelle reprennent une position plus atypique en ayant une opinion sévère des impacts des pressions anthropiques. Les pêcheurs professionnels deviennent plus indécis. Les agriculteurs ainsi que les administrations ont tendance à considérer les pressions comme ayant des impacts moins importants. De façon générale le nuage des enquêtés est plus dispersé révélant des positions et des perceptions plus éloignées entre les experts.

Le positionnement des groupes correspond à des profils moyens. Cette présentation ne doit pas laisser penser qu'il y a une forte identité des profils des réponses des individus interrogés du fait de leur groupe d'appartenance. Nous le mettons en évidence avec la réalisation d'une classification ascendante hiérarchique.

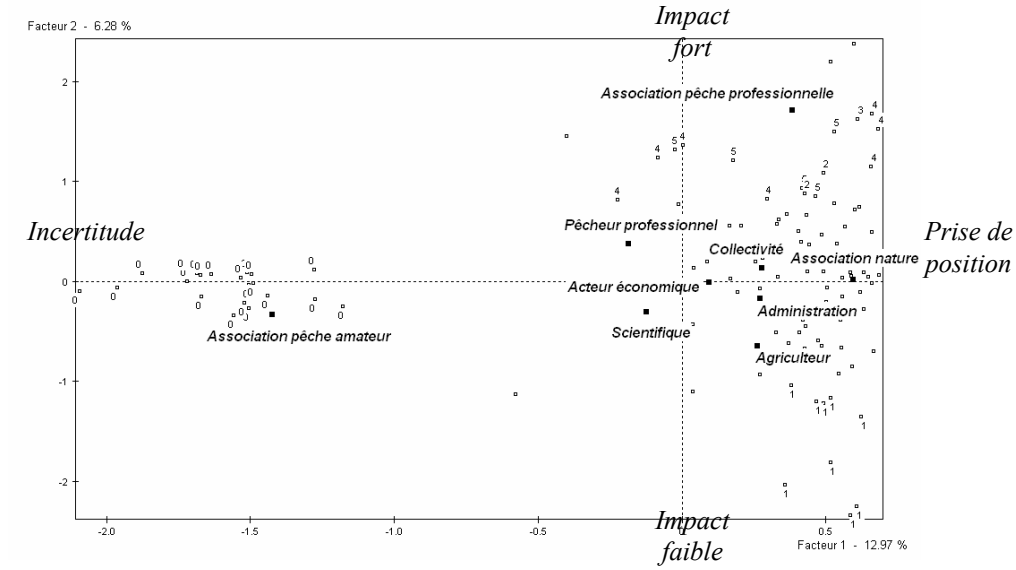
Graphique 2-11 : *A.C.M., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Système fluvio-estuarien.*



Graphique 2-12 : *A.C.M., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Ressources halieutiques.*



Graphique 2-13 : *A.C.M., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Zones humides.*



Les experts sont représentés sur les trois graphiques suivants (2-14, 2-15 et 2-16) en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent.

Concernant l'analyse du système fluvio-estuarien (Graphique 2-14), cinq classes expliquant 40% de l'inertie totale sont retenues. L'accroissement de l'inertie se stabilise au bout de peu d'itérations à centres mobiles, la partition est donc considérée comme stable. Au total les cinq classes pourraient être qualifiées dans un ordre progressif faisant apparaître les incertains (6 individus, 8%), les très optimistes (6 individus, 8%), les optimistes (24 individus, 30%), les concernés (24 individus, 30%) et les très inquiets (19 individus, 2%).

Par rapport à l'analyse globale, les optimistes sont moins nombreux à l'inverse des inquiets. Une nouvelle classe apparaît : les concernés. Enfin, les experts ont aussi des opinions plus affirmées. En effet, il y a très peu d'indécis (seulement 6).

Au sujet des ressources halieutiques (Graphique 2-15), cinq classes sont retenues dont l'inertie inter classe explique 40% de l'inertie totale.

La première classe concerne un individu atypique (1%). La deuxième classe regroupe les indécis (8 individus, 10%). La troisième classe rassemble les individus optimistes ayant quelques incertitudes (5 individus, 6%). La quatrième classe réunit les inquiets (33 individus, 42%). Enfin la dernière est composée des individus très inquiets (32 individus, 41%).

Les individus sont principalement regroupés en quatre classes (si l'on ne considère pas l'individu atypique). Chaque classe ne correspond pas à un seul niveau d'impact, les individus ont donc des positions moins claires, ils sont plus rassemblés. D'ailleurs, les classes 4 et 5 sont proches et représentent 82% de l'échantillon. Les individus ont donc tendance à être plus inquiets quand ils s'intéressent aux ressources halieutiques. Ils ont aussi des opinions bien affirmées. En effet, il y a peu d'indécis (seulement 8) et la classe des « concernés » n'apparaît plus. Enfin un petit groupe d'« optimistes indécis » (seulement 5) se détache.

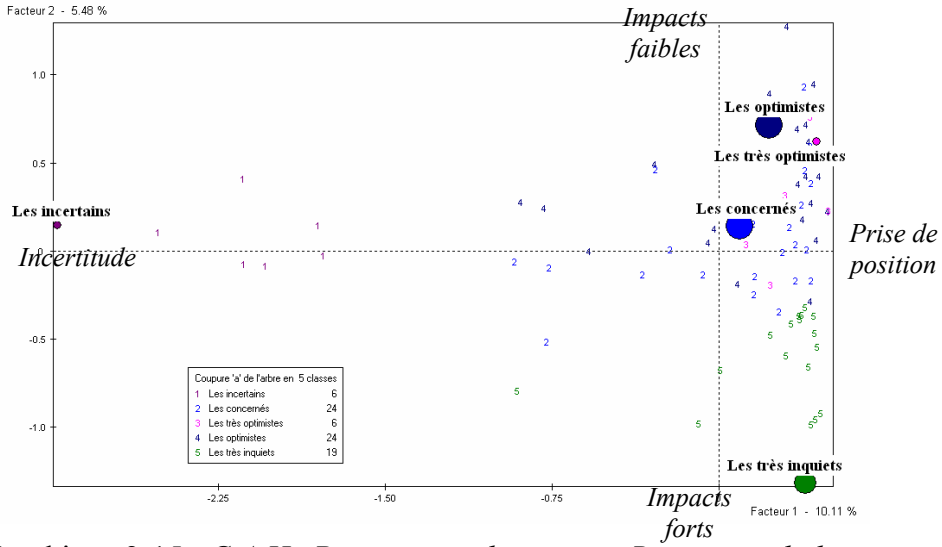
Enfin l'attention est portée sur les zones humides (Graphique 2-16). La partition en cinq classes est retenue après l'étude des cinquante premiers nœuds. Le quotient inertie inter classe / inertie totale est de 43%.

La première classe regroupe les incertains (16 individus, 20%). La seconde se concentre sur les concernés (11 individus, 14%). La troisième réunit les inquiets (19 individus, 24%). La quatrième rassemble les optimistes (31 individus, 39%). Enfin la dernière est composée de deux individus atypiques (2 individus, 3%).

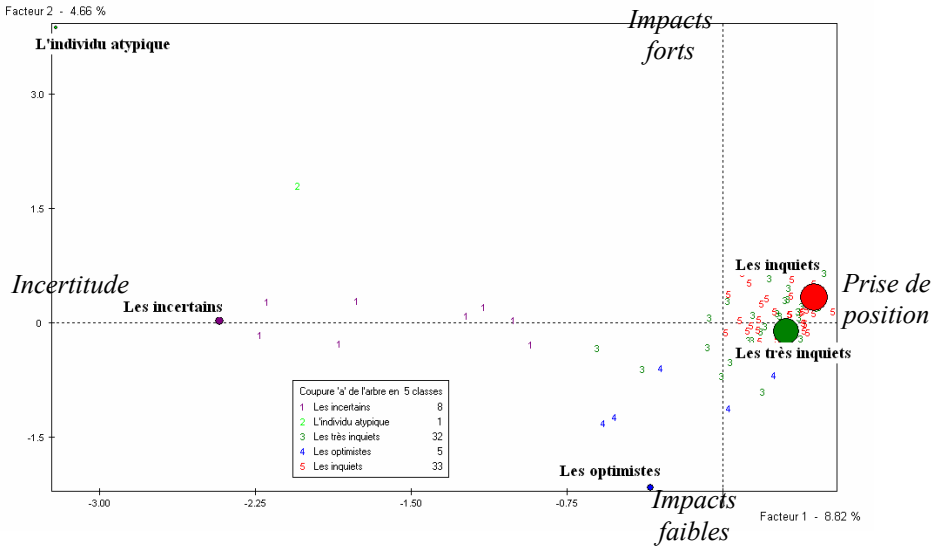
Les indécis sont dans le cas des zones humides les plus nombreux, ils représentent 20% de l'échantillon. Il n'y a pas de classe regroupant les individus très inquiets, alors que la classe des concernés est de nouveau présente (14% de l'échantillon). Enfin les optimistes sont les plus nombreux. Cette analyse montre bien que les individus sont bien moins sévères en ce qui concerne les zones humides.

Toutefois, malgré ces analyses, la composition des classes en terme d'appartenance des individus déclinée dans les tableaux 2, 3 et 4 (Annexe I-3) montre que cette appartenance ne prédétermine pas, ne formate pas les réponses et donc l'appréciation des impacts. Cette conclusion rejoint celles obtenues par Nicolas Alban et Nathalie Lewis (2005) : il est difficile d'obtenir des points de vue convergents entre plusieurs acteurs. Ainsi toute mesure visant à améliorer l'état écologique des milieux, nécessiterait une très bonne communication et une méthodologie de concertation bien structurée (proche de celle expliquée par Lambert Rousseau et Guillaume Deffuant, 2005).

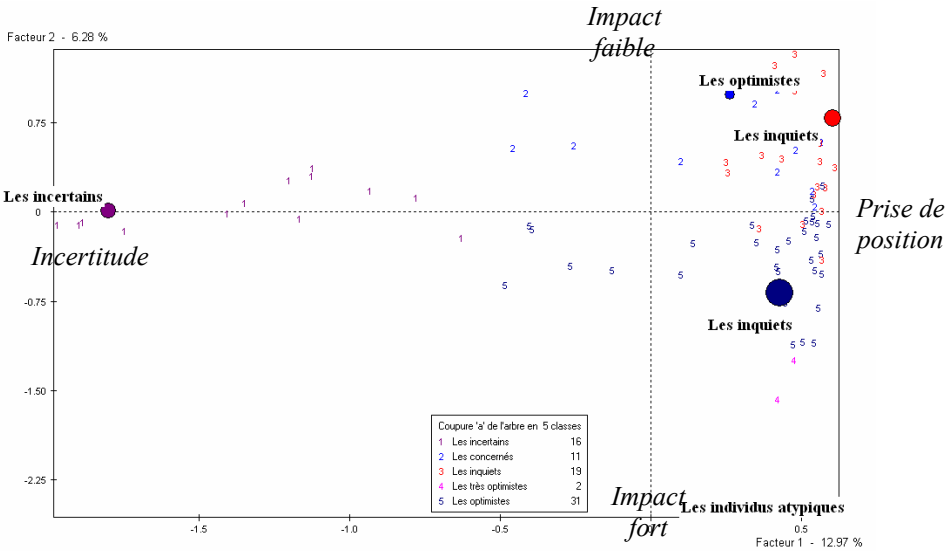
Graphique 2-14 : *C.A.H., Pressions anthropiques, Système fluvio-estuarien.*



Graphique 2-15 : *C.A.H., Pressions anthropiques, Ressources halieutiques.*



Graphique 2-16 : *C.A.H., Pressions anthropiques, Zones humides.*



Conclusion

Ces différentes analyses ont permis dans un premier temps une hiérarchisation des impacts puis une étude des divergences et des convergences des pressions anthropiques et des experts.

Les résultats montrent tout d'abord une certaine proximité entre les perceptions des impacts subis par le système fluvio-estuarien et par les ressources halieutiques alors que les perceptions des impacts subis par les zones humides sont différentes. Les points de vue des experts sont très marqués lorsqu'il s'agit du système fluvio-estuarien, ils convergent un peu plus dans le cas des ressources halieutiques. Enfin ils sont à la fois plus dispersés et plus indulgents au sujet des zones humides.

En fonction du cas étudié, des activités d'aménagements lourds ou légers, des activités de rejets ou des activités de prélèvements sont opposées. La distinction entre les activités de pêche et les autres activités apparaît plusieurs fois.

Du côté des enquêtés, des profils peuvent être déterminés. Les associations de pêcheurs amateurs sont indécises à l'inverse des associations de pêche professionnelles qui sont très inquiètes. Ces dernières ont d'ailleurs des profils très proches des pêcheurs professionnels (sauf au sujet des zones humides). Les agriculteurs ainsi que les collectivités sont parfois isolés. On remarquera la ressemblance de points de vue entre les scientifiques et les administrations. Pour autant, on ne peut pas s'arrêter uniquement à ce constat, car il apparaît une grande diversité de points de vue au sein même des groupes d'appartenance. Lorsque l'on rassemble les individus sur la base de leur jugement spécifique, on trouve des appartenances très diversifiées.

Ces considérations sont importantes dans la perspective de renforcement des politiques publiques de gestion d'actifs naturels multifonctions tels que l'estuaire de la Gironde. En effet la convergence des points de vue des parties prenantes sur l'intensité et la hiérarchie des impacts est une condition nécessaire à la mise en œuvre d'une gestion intégrée. La section suivante va expliquer, par le biais d'une analyse économétrique dans quelle mesure les caractéristiques des experts jouent un rôle dans l'attribution des notes.

3. Analyse économétrique

L'objectif de cette partie est d'expliquer les réponses données par les experts, c'est-à-dire d'expliquer les notes attribuées, en fonction des caractéristiques de chacun. Ainsi, en plus de l'appartenance principale déjà inclue dans l'analyse de données, l'âge, les domaines de compétences ainsi que la localisation sont intégrés.

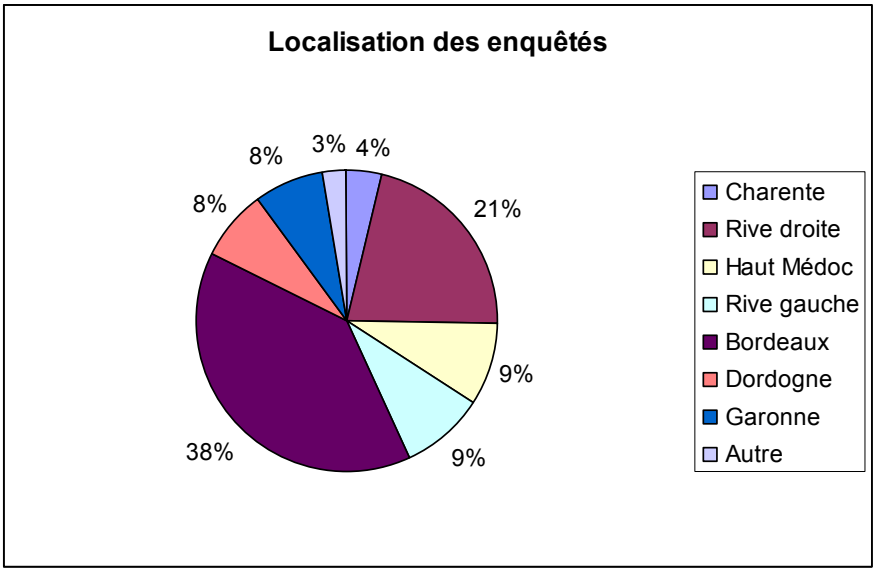
Chaque expert possède une appartenance, est inclus dans une seule classe d'âge et est défini par une localisation. Par contre il peut avoir plusieurs domaines de compétence.
Cinq classes d'âge sont retenues.

Tableau 2-3 : *L'âge des experts.*

	Effectif	Pourcentage
20-30 ans	7	9%
30-40 ans	20	25%
40-50 ans	21	27%
50-60 ans	21	27%
Plus de 60 ans	10	13%
Total répondants	79	100%

Les experts sont répartis le long de l'estuaire de façon assez homogène (Voir la carte 1-7 et la carte 1-8). Huit classes ont été retenues comme le montre le Diagramme 2-2.

Diagramme 2-2 : *La localisation des experts.*



La portion « rive droite » correspond à la section le long de l'estuaire entre la Charente et Bordeaux. La partie de l'estuaire entre Pauillac et Bordeaux définit la portion « rive gauche ». La portion « Haut Médoc » désigne le haut de l'estuaire c'est-à-dire entre La pointe de Grave et Pauillac.

Quatorze domaines de compétences sont répertoriés et présentés dans le tableau 2-4. Un peu plus de la moitié des experts se disent compétents dans la protection du milieu naturel, 33% dans les activités

économiques liés à l'estuaire, 28% dans le suivi de l'exploitation des ressources et 24% dans la gestion de l'exercice de la pêche alors que seul 3% de l'échantillon ont des connaissances en terme d'aquaculture.

Tableau 2-4 : *Les domaines de compétence des experts.*

	Effectif	Pourcentage
Protection du milieu naturel	41	52%
Assainissement	10	13%
Risques naturels	14	18%
Activités économiques liées à l'estuaire	27	34%
Activités économiques non liées à l'estuaire	6	8%
Aménagement et infrastructure	7	8%
Tourisme	8	10%
Activités culturelles	8	10%
Chasse	5	6%
Transport	8	10%
Gestion de l'exercice de la pêche	8	10%
Contrôle de l'usage du milieu et des ressources	20	25%
Suivi de l'exploitation des ressources	25	32%
Agriculture, viticulture	11	14%
Aquaculture	3	4%
Autre compétence	1	1%
Total	79	

Le tableau présenté en Annexe I-4 croise les variables appartenances et domaines de compétence des experts. 83% des acteurs économiques ont la compétence « activités économiques liées à l'estuaire ». Les administrations ont des compétences multiples et principalement la « protection du milieu nature » (82%). Les associations de pêche professionnelle ont majoritairement les compétences « activités liées à l'estuaire » (100%), « gestion de l'exercice de la pêche » (100%), « suivi de l'exploitation des ressources » (80%) et « protection du milieu » (60%). Les pêcheurs professionnels se déclarent compétents dans le « suivi de l'exploitation des ressources » (64%) et dans les « activités économiques liées à l'estuaire » (82%). Les associations de protection de la nature ont également des compétences diverses dont la « protection du milieu » (89%) et les « activités culturelles » (44%). Les compétences des collectivités sont partagées : « protection du milieu » (40%), « assainissement » (50%) et « risques naturels » (50%). Les associations de pêche amateur sont à la fois compétentes en matière de « protection du milieu » (67%), de « transport » (44%) et de « gestion de l'exercice de la pêche » (56%). Les scientifiques ont des profils très variés mais ont majoritairement la compétence « protection du

milieu » (44%) et « suivi de l'exploitation des ressources » (56%). Enfin les agriculteurs-viticulteurs ont les compétences « agriculture » (60%) et « suivi de l'exploitation des ressources » (40%).

Les notes attribuées par les enquêtés sont des variables qualitatives, de 0 à 5, elles sont donc ordonnées. Un modèle probit[23] ordonné va être mis en place. Le modèle est construit autour d'une régression latente (Greene, 2003) :

$$y^* = x'\beta + \varepsilon$$

y^* n'est pas observable, par contre on observe :

$$\begin{aligned} y &= 0 \quad si\ y^* \le 0, \\ &= 1 \quad si\ 0 < y^* \le \mu_1 \\ &= 2 \quad si\ \mu_1 < y^* \le \mu_2 \\ &\vdots \\ &= J \quad si\ \mu_{J-1} < y^* \end{aligned}$$

On suppose que ε est distribué normalement. La moyenne et la variance de ε sont respectivement égales à 0 et 1.

Nous avons les probabilités suivantes :

$$\begin{aligned} &\Pr ob(y = 0|x) = \phi(-x'\beta) \\ &\Pr ob(y = 1|x) = \phi(\mu_1 - x'\beta) - \phi(-x'\beta) \\ &\Pr ob(y = 2|x) = \phi(\mu_2 - x'\beta) - \phi(\mu_1 - x'\beta) \\ &\vdots \\ &\Pr ob(y = J|x) = 1 - \phi(\mu_{J-1} - x'\beta) \end{aligned}$$

Pour que les probabilités soient positives, on doit avoir :

$$0 < \mu_1 < \mu_2 < \cdots < \mu_{J-1}$$

Ces modèles sont ensuite construits selon les principes des modèles probit binomiaux. La spécification générale du modèle est la suivante (Thomas, 2000). On fait l'hypothèse que l'erreur ε_i est une variable suivant une loi normale de moyenne 0 et de variance σ^2. Ainsi $\Pr ob(y_i = 1) = \Pr ob(\varepsilon_i < x_i\beta) = \Phi(x_i\beta)$ avec $\Phi(X) = \int_{-\infty}^{X} \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-t^2/2} dt$. De façon similaire, on obtient $\Pr ob(y_i = 0) = 1 - \Phi(x_i\beta)$.

[23] La même analyse a été faite avec un modèle logit ordonné. Les résultats obtenus donnent les mêmes conclusions.

L'estimation du modèle probit repose sur la maximisation de la log-vraisemblance. Cette vraisemblance s'écrit de la façon suivante : $L(y,x,\beta) = \prod_{N_1}[\Phi(x_i\beta)]\prod_{N_0}[1-\Phi(x_i\beta)]$ avec N_1 et N_0 respectivement l'ensemble des observations pour lesquelles $\{y_i = 1\}$ et $\{y_i = 0\}$.

Dans les modèles de régressions linéaires avec variable dépendante continue, il est usuel de tester l'hypothèse que les variables explicatives n'ont aucune influence sur les variations de la variable expliquée. Pour cela un test de Fisher est mis en place. Dans le cas de modèle estimé par maximum de vraisemblance, un test analogue, fondé sur le rapport de vraisemblance, est employé (Thomas, 2002).

Soit $\overline{\beta}_1$ le paramètre associé à une variable et estimé sous l'hypothèse nulle (le coefficient est nul), la log-vraisemblance du modèle contraint s'écrit : $\log \overline{L}(\overline{\beta}_1, \beta_2 = 0) = N\,\overline{y}\log(\overline{y}) + N(1-\overline{y})\log(1-\overline{y})$.

Si $\log L(\hat{\beta}_1, \hat{\beta}_2)$ est la log-vraisemblance du modèle libre, la statistique de test du rapport des vraisemblances vaut :

$2\left[\log L(\hat{\beta}_1, \hat{\beta}_2) - \log L(\overline{\beta}_1, \beta_2 = 0)\right]$ et est distribuée comme un χ^2 (avec comme degré de liberté, le nombre de restrictions) sous l'hypothèse nulle.

Ainsi la statistique de test LR est intimement liée à la mesure de la qualité de l'ajustement du modèle. L'analogue du R^2 de la régression par moindres carrés est le pseudo R^2, appelé aussi le R^2 de McFadden. Il est calculé de la façon suivante :

$$R^2 = 1 - \frac{\log L(\hat{\beta}_1 - \hat{\beta}_2)}{\log L(\overline{\beta}_1, \beta_2 = 0)}$$

Ainsi,

- si le modèle contraint est correct, $\log L(\hat{\beta}_1, \hat{\beta}_2) = \log L(\overline{\beta}_1, \beta_2 = 0)$ et le R^2 de McFadden vaut 0 ;
- si le modèle non-contraint ajuste parfaitement les données, $\log L(\hat{\beta}_1, \hat{\beta}_2) = 0$ et le R^2 de McFadden vaut 1.

Dans le cadre du modèle mis en place, la variable expliquée correspond aux notes attribuées à l'impact des pressions anthropiques, c'est-à-dire qu'elle peut prendre six modalités différentes :

- 0 : pas d'opinion ;
- 1 : impact très faible ;
- 2 : impact faible ;
- 3 : impact moyen ;
- 4 : impact fort ;
- 5 : impact très fort.

Les variables explicatives sont l'appartenance principale, l'âge, les domaines de compétences ainsi que la localisation.
La modélisation est réalisée par le biais du logiciel Eviews.
Les experts ne pouvant appartenir seulement qu'à une seule classe concernant leur appartenance principale, leur localisation et leur âge, il sera nécessaire, pour éviter les problèmes de colinéarités, de considérer une modalité référence pour chacune de ces variables.
Les régressions vont être réalisées dans le cas du système fluvio-estuarien, des ressources halieutiques et des zones humides.
Les premiers résultats montrent que les six classes d'âge ne sont que très rarement significatives. L'âge des experts n'a donc pas d'influence sur la perception des impacts subis par le système fluvio-estuarien, les ressources halieutiques et les zones humides. D'après les tests de sensibilité, la variable localisation ne nous apparaît pas robuste. Deux types de régression vont être mis en place. Le premier prendra en compte l'appartenance principale. Le second intègrera le domaine de compétence. En effet, les variables « appartenance principale » et « domaine de compétence » peuvent capter les mêmes effets, il est donc nécessaire de réaliser deux régressions différentes. Le premier groupe de régressions est caractérisé par une modalité de référence pour l'appartenance principale (Scientifique). Le second groupe de régressions utilise une référence (Protection du milieu) pour le domaine de compétence permettant une meilleure interprétation des résultats. Ces deux références représentent les modalités proches des notes moyennes obtenues à partir de l'ensemble de l'échantillon.

3.1. Appartenance principale

Regardons pour commencer les caractéristiques de chaque modèle selon le domaine étudié. Nous nous attardons sur le R^2 de McFadden et la log vraisemblance. On étudie ensuite la significativité des différents seuils obtenus. Nous comparerons ensuite les résultats des trois régressions.

3.1.1. Le système fluvio-estuarien

Ainsi le R^2 de McFadden est de 0,014. D'après Bennett *et al.* (2001), le R^2 de McFadden devrait être compris entre 0,2 et 0,4 pour les modèles probit. Mais le type de données récoltées, ainsi que le nombre d'individus ne permettent pas d'obtenir un R^2 suffisant.
Le LR test est égal à 83 (p-value <5%). Le modèle est donc globalement correctement spécifié.
Nous nous concentrons maintenant sur les seuils. Le troisième seuil n'est pas significatif, ce qui signifie qu'il n'y a pas de distinction franche entre les impacts faibles et moyens.

3.1.2. Ressources halieutiques

Le R^2 de McFadden est de 0,014. Le LR test est égal à 82 (p-value <5%). Le modèle est donc globalement correctement spécifié. Le troisième seuil n'est pas significatif.

3.1.3. Zones humides

Le R^2 McFadden est de 0,05. Le LR test est égal à 297 (p-value <5%). Le modèle est donc globalement correctement spécifié. Tous les seuils sont significatifs.

Enfin une dernière étape permet de comparer les modèles. Cette comparaison nous donnera le modèle le mieux spécifié. Pour cela, deux indicateurs peuvent être utilisés :

- Nombre de prédictions fausses.

Deux critères peuvent alors être employés (Cameron et James, 1987) : les prédictions individuelles ou les agrégées. Eviews (Voir Annexe I-5 et Annexe I-6) fournit le second critère. Chaque enquêté est supposé représenter un nombre égal d'enquêtés ayant les mêmes caractéristiques. Le modèle prédit par exemple que respectivement 212, 162 et 345 observations prennent la modalité 0 (sans opinion) concernant le système fluvio-estuaire, les ressources halieutiques et les zones humides alors que 214, 164, 341 observations sont réellement égale à 0. Globalement, le modèle sur le système fluvio-estuarien et celui sur les ressources halieutiques fournissent le moins de prédictions fausses.

- Critères d'information : Akaike et Schwarz.

Selon le critère d'Akaike et de Schwarz, le modèle sur les ressources halieutiques est préféré au modèle sur le système fluvio-estuarien suivi du modèle sur les zones humides.

3.1.4. Comparaisons des résultats

Les résultats des régressions sont donnés dans l'annexe I-5 et résumés dans le tableau ci-après.

Tableau 2-5 : *Résultats régressions avec « Appartenance principale ».*

Groupe	Variables	Zone fluvio estuarienne	Ressources halieutiques	Zones humides
Appartenance principale	Grand acteur économique	Positif	Positif	
	Administration		Positif	Positif
	Association de soutien à la pêche professionnelle	Positif	Positif	Positif
	Pêcheur professionnel	Positif	Positif	Positif
	Association de défense de la nature et de l'estuaire		Positif	Positif
	Collectivité territoriale	Positif	Positif	
	Association de pêche amateur/chasseur	*Négatif*	*Négatif*	*Négatif*
	Agriculteur/Viticulteur	Positif	Positif	*Négatif*

Les interprétations des résultats se font à partir de la modalité de référence : les scientifiques.

Concernant le système fluvio-estuarien, seules les associations de pêche amateur ont une façon de noter les impacts opposée à celle des scientifiques, du fait de leur forte incertitude. Les administrations et les associations de défense de la nature ont des comportements proches des scientifiques. Les agriculteurs, les acteurs économiques, les associations de pêche professionnelle, les pêcheurs professionnels et les collectivités territoriales ont une probabilité plus grande d'être pessimistes.

Concernant les ressources halieutiques, tous les enquêtés possèdent le même type de notation tout en ayant une probabilité plus importante d'être inquiets que les scientifiques sauf les associations de pêche amateur.

Concernant les zones humides, les associations de pêcheurs amateurs ont toujours un comportement atypique. Par rapport aux scientifiques, les agriculteurs ont une probabilité plus forte d'être optimistes. Les administrations, les associations de pêche professionnelle et les associations de protection de la nature ont une probabilité plus importante d'être inquiets.

3.2. Domaine de compétence

3.2.1. Le système fluvio-estuarien

Ainsi le R^2 de McFadden est de 0,02. Le LR test est égal à 109 (p-value <5%). Le modèle est donc globalement correctement spécifié. Nous nous concentrons maintenant sur les seuils. Ils sont tous significatifs donc il existe une distinction franche entre les notes attribuées.

3.2.2. Ressources halieutiques

Le R² de McFadden est de 0,012. Le LR test est égal à 71 (p-value <5%). Le modèle est donc globalement correctement spécifié. Tous les seuils sont significatifs.

3.2.3. Zones humides

Le R² McFadden est de 0,05. Le LR test est égal à 281 (p-value <5%). Le modèle est donc globalement correctement spécifié. Tous les seuils sont significatifs.

3.2.4. Comparaisons des résultats

Les résultats des régressions sont donnés dans l'annexe I-6 et résumés dans le tableau ci-après.

Tableau 2-6 : *Résultats régressions avec « Domaine de compétence ».*

Groupe	Variables	Zone fluvio estuarienne	Ressources halieutiques	Zones humides
Domaine de compétence	Assainissement	Positif	Positif	Positif
	Risques naturels	Positif	Positif	Positif
	Activités économiques liées à l'estuaire	Positif		Positif
	Activités économiques non liées à l'estuaire			
	Aménagement et infrastructure	*Négatif*	*Négatif*	
	Tourisme	*Négatif*		*Négatif*
	Activités culturelles			Positif
	Chasse	Positif		Positif
	Transport	*Négatif*		*Négatif*
	Gestion de l'exercice de la pêche			Positif
	Contrôle de l'usage du milieu et des ressources		Positif	Positif
	Suivi de l'exploitation des ressources			*Négatif*
	Agriculture, viticulture	Positif		
	Aquaculture	Positif	Positif	Positif
	Autre compétence			

Les interprétations des résultats se font à partir de la modalité de référence : la protection du milieu.

Concernant le système fluvio-estuarien, seules les compétences «Tourisme », « Transport » et « Aménagements et infrastructures » sont opposées à la compétence « Protection du milieu », du fait de l'incertitude des enquêtés possédant la première compétence et du fait des probabilités plus importantes de comportements optimistes des deux autres.

Concernant les ressources halieutiques, la plupart des enquêtés ont des comportements similaires à ceux ayant la compétence « Protection du milieu », en dehors de ceux ayant la compétence « Aménagement et infrastructure », « Aquaculture », « Assainissement », « Risques naturels » et « Contrôle de l'usage du milieu et des ressources » qui ont une probabilité plus forte d'être pessimistes.

Concernant les zones humides, la plupart des acteurs ont une probabilité plus grande d'être inquiets par rapport à ceux ayant la compétence « Protection du milieu ». Malgré cela, ceux ayant les compétences « Activités économiques non liées à l'estuaire », « Aménagement et infrastructure », « Agriculture » et « Autre compétence » ont des comportements très proches. Enfin, ceux ayant la compétence « Suivi de l'exploitation des ressources », « Tourisme » et « Transport » ont une probabilité plus importante d'être optimistes.

Conclusion

L'analyse économétrique révèle l'importance de l'appartenance principale et des domaines de compétences des experts dans l'attribution des notes d'impacts. L'âge ne joue aucun rôle et la localisation ne peut pas être interprétée du fait de son manque de robustesse.

Il peut être tout à fait intéressant de comprendre quelle est la caractéristique des experts (appartenance principale ou domaine de compétence) qui explique le mieux les notes attribuées. Ainsi en fonction des critères utilisés, l'une sera préférée à l'autre. Concernant le système fluvio-estuarien, le nombre de prédictions fausses montre que le domaine de compétence est mieux approprié alors que les critères d'informations révèlent le contraire. Concernant les ressources halieutiques, tous les critères révèlent le rôle décisif du domaine de compétences. Enfin concernant les zones humides, le résultat est l'inverse de celui du système fluvio-estuarien. Finalement il est difficile de conclure. Il est donc essentiel d'étudier, par le biais d'une analyse multivariée, les points de divergences et de convergences des experts selon leur domaine de compétence.

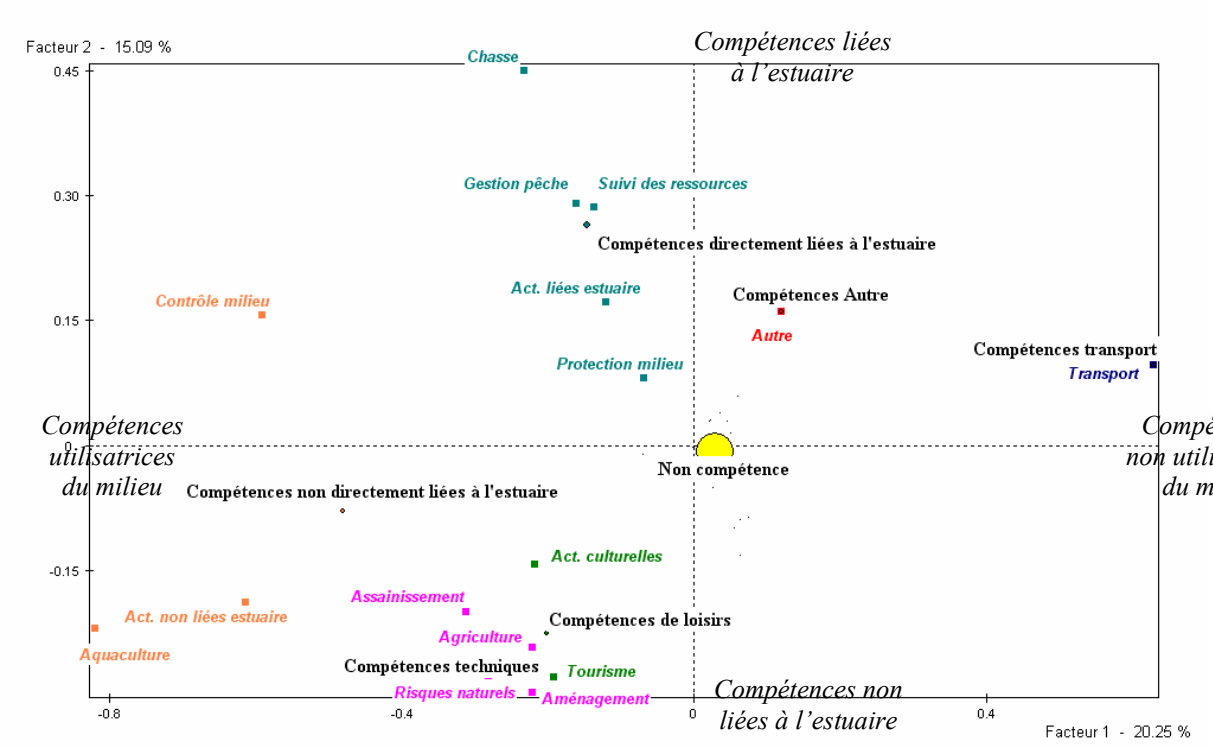
3.2.5. Analyse multivariée des domaines de compétence

Seuls les résultats concernant l'analyse globale de l'enquête sont rappelés. Les principaux résultats obtenus pour le système fluvio-estuarien, les ressources halieutiques et les zones humides sont présentés en Annexe I-7.

La même méthodologie va être suivie. L'objectif est d'établir le profil des experts en fonction de leur domaine de compétences. Pour cela, la création d'un tableau avec les compétences en lignes et les

pressions anthropiques en colonne est réalisée. Une analyse des correspondances simples et une classification hiérarchique ascendante sont réalisées.

Graphique 2-17 : *A.C.M., Domaines de compétence, Analyse Globale.*



Le premier plan factoriel explique près de 35,34% de l'inertie totale, contre 42% de l'inertie totale en ce qui concerne l'étude de l'appartenance principale.

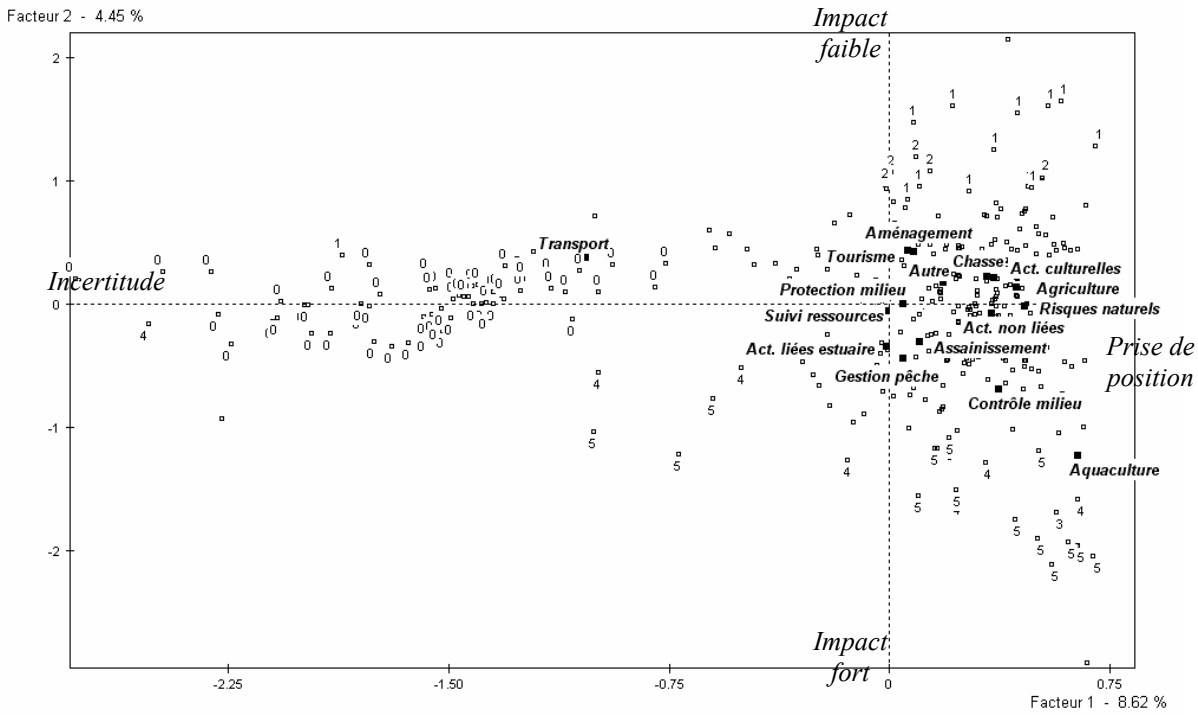
D'après les contributions des individus actifs, l'axe 1 oppose les compétences utilisatrices du milieu aux non utilisatrices. L'axe 2 oppose, quant à lui, les compétences liées à l'estuaire à celles non liées à l'estuaire.

Une C.A.H. est mise en place pour faciliter les interprétations. Six classes sont retenues permettant d'obtenir un quotient d'inertie de 56% (contre 51% dans le cas de l'appartenance principale). Ainsi on distingue les compétences « Autre », « Transport », celles directement liées à l'estuaire, les compétences de loisirs, techniques et enfin celles non directement liées à l'estuaire.

La seconde analyse permet de croiser les profils des pressions anthropiques avec ceux des domaines de compétence. Une A.C.M. avec les pressions anthropiques et les domaines de compétence en principal est mise en place. Le premier plan factoriel explique 13,07% de l'inertie totale (contre 13,37% dans le cas de l'appartenance principale).

Les interprétations des axes sont les mêmes que celles données dans le cas de l'étude des profils selon l'appartenance.

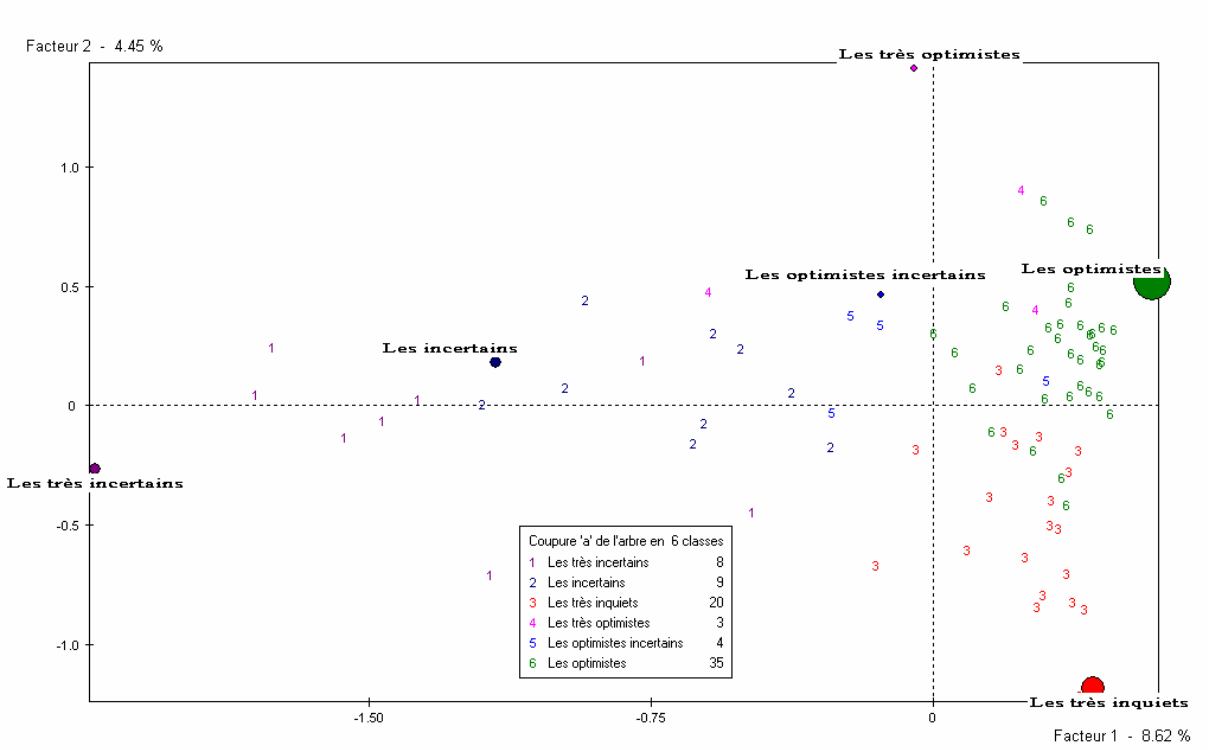
Graphique 2-18 : *A.C.M., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Analyse globale.*



Ainsi les experts ayant la compétence « transport » sont les plus indécis. Ceux ayant la compétence « Aquaculture » sont les plus inquiets à l'inverse des experts dont la compétence est « Aménagement et infrastructure ».

Enfin les experts sont représentés sur le Graphique 2-19 en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. La C.A.H. permet de définir six classes : les très incertains (8 individus), les incertains (9 individus), les optimistes incertains (4 individus), les optimistes (35 individus), les très optimistes (3 individus) et les très inquiets (20 individus). Six classes sont retenues permettant d'obtenir un quotient d'inertie de 40.1% (contre 40% dans le cas de l'appartenance principale).

Graphique 2-19 : *C.A.H., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Analyse globale.*



Comme dans le cas de l'appartenance principale, la composition des classes en terme d'appartenance des individus montre que les domaines de compétence ne prédéterminent pas, ne formatent pas les réponses et donc l'appréciation des impacts.

Finalement, il est difficile de conclure et d'établir la caractéristique permettant la meilleure explication du choix des notes attribuées par les experts. A la fois l'appartenance principale et le domaine de compétences sont essentiels et décisifs.

Conclusion du deuxième chapitre

Ce deuxième chapitre a eu pour objectif de hiérarchiser et d'étudier la perception des impacts subis par le système fluvio-estuarien et deux sous groupes : les ressources halieutiques et les zones humides. Pour cela, deux types d'analyse ont été menés. La première est une analyse multivariée. Elle permet d'établir à la fois une typologie des pressions anthropiques recensées et une typologie des experts interrogés. Les pressions se regroupent selon plusieurs critères. Des activités de rejets s'opposent à des activités d'aménagement dans certains cas. L'intensité et la nature des impacts générés jouent des rôles

prépondérants. De leur côté, les experts se rapprochent ou s'éloignent selon leur prise de positon ou leur incertitude. On distingue les acteurs de terrain des acteurs de conseil. Enfin certaines analyses révèlent le caractère vulnérable ou non vulnérable de ces experts. Pour terminer une dernière analyse compare ces deux typologies. Les experts sont alors caractérisés par leurs appartenances principales et leurs niveaux de perception. Ainsi les associations de pêche amateur sont plutôt incertaines à l'inverse des associations de pêche professionnelle. Ces dernières sont proches des pêcheurs professionnels sauf dans le cas des zones humides. Les scientifiques et les administrations ont des profils communs et se trouvent toujours regroupés dans les mêmes classes. Pour autant, on ne peut pas s'arrêter à ce constat, car il apparaît une grande diversité de points de vue au sein même des groupes d'appartenance. Pour finir, les zones humides semblent avoir des caractéristiques bien différentes des ressources halieutiques et du système fluvio-estuarien.

La seconde analyse est menée à l'aide de modèles Probit ordonnés. L'objectif est de montrer dans quelle mesure l'appartenance principale, le domaine de compétence, l'âge ou la localisation des experts jouent un rôle non négligeable dans leurs attributions de notes d'impacts. Finalement l'appartenance principale ainsi que le domaine de compétences semblent être des critères décisifs.

Ce dernier point, ainsi que la divergence des positions au sein même d'une même classe d'appartenance, amène à réfléchir aux critères de choix des parties prenantes à l'évaluation comme par exemple lors de constitutions de collège dans le cadre des SAGE.

Conclusion de la première partie

Cette première partie a permis tout d'abord de révéler le caractère multifonctions de l'estuaire de la Gironde. Ce territoire très complexe abrite de nombreuses activités humaines et subit un certain nombre de pressions. Pour permettre la préservation d'un tel actif, il est nécessaire de mettre en place des politiques publiques environnementales. Ces dernières sont maintenant de plus en plus souvent accompagnées d'une phase de concertation et de participation des citoyens. Ce moyen est alors utilisé pour révéler les impacts subis par l'estuaire. En effet, ils sont à la fois complexes, multidimensionnels et donc difficiles à identifier et à imputer. Une enquête auprès de soixante-dix-neuf experts est réalisée pour réunir les différents points de vue et intérêts. Les résultats de l'enquête permettent, dans un premier temps, de réaliser un état des lieux et une hiérarchisation de ces impacts. Une typologie des pressions anthropiques peut alors être révélée. Celle-ci a distingué les activités d'aménagements, les activités de rejets, celles générant des impacts forts ou faibles… Cette analyse a aussi montré le caractère tout particulier des zones humides. Une seconde typologie a été mise en œuvre : celle des experts. Ces derniers s'opposent en fonction, à la fois, de leur incertitude ou leur prise de position mais également en fonction de leurs caractéristiques propres : acteurs de terrain ou de conseil ou acteurs liés aux activités de pêche. Enfin, ces deux typologies ont été croisées et révèlent que les pêcheurs amateurs ont tendance à être indécis. Les pêcheurs professionnels et les associations de pêche professionnelle sont inquiets et souvent proches (sauf dans le cas des zones humides). Ces résultats confortent ceux obtenus par Nicolas Alban et Nathalie Lewis : la divergence des points de vue et des intérêts de chacun des acteurs ne permet pas d'obtenir une vision de la réalité partagée par tous. Malgré cela, ces résultats sont essentiels dans la compréhension d'un domaine aussi complexe. L'analyse économétrique a montré l'importance des compétences de chaque expert dans l'image qu'il se fait de son environnement. Toute politique environnementale mise en place nécessiterait alors de bien communiquer les tenants et les aboutissants pour permettre un certain consensus autour de celle-ci.

Enfin ces enquêtes ont à la fois révélé le caractère particulier des zones humides mais surtout les ressemblances entre la perception des impacts subis par l'estuaire de la Gironde et par les ressources halieutiques. Les estuaires, de façon générale, sont très riches et très productifs. Ils abritent une faune ichtyologique d'intérêt halieutique majeur pour les pêcheries continentales ou littorales (Pasquaud, 2006). En effet, un estuaire constitue une zone de nourricerie, et/ou de

reproduction et/ou de croissance mais aussi une voie migratoire incontournable pour les poissons amphihalins. Ils contribuent ainsi à l'augmentation de la biodiversité des milieux aquatiques (Lobry, 2004). La présence ou l'absence de certaines espèces de poissons permet donc d'évaluer un état et une qualité de ces milieux. D'autre part, compte tenu de sa position généralement élevée dans les réseaux trophiques, l'ichtyofaune peut refléter des altérations d'origine naturelle ou anthropique de l'environnement. La communauté biologique et plus particulièrement la communauté piscicole sont de plus en plus sollicitées pour évaluer la qualité du milieu aquatique. En effet, l'ichtyofaune est la part dominante de la faune aquatique ainsi que la composante la plus visible (Lobry, 2004). Elle apparaît comme une composante intégratrice de la qualité du milieu. D'ailleurs la Directive Cadre sur l'Eau préconise d'utiliser la composante piscicole comme révélateur de la qualité des masses d'eaux dites de transition (Annexe V de la Directive).

Pour toutes ces raisons, les stocks halieutiques apparaissent comme un élément clé dans le fonctionnement de l'écosystème estuarien et comme un élément révélateur des impacts anthropiques subis par le territoire pris dans son ensemble. Ainsi ces stocks vont être le cœur des analyses suivantes. La seconde partie aura pour but d'évaluer par le biais d'un modèle bioéconomique les impacts de trois activités humaines sur la pêche commerciale de la grande alose. Cette pêcherie jouera le rôle de témoin des impacts subis. Enfin, la troisième et dernière partie prendra le cas d'un partage d'un stock migrateur entre deux pêcheurs et une entreprise polluante dans le but d'illustrer une réflexion sur les concepts de partage d'un actif multifonctions et de proposer une politique de gestion intégrée entre des acteurs ayant des intérêts divergents.

Deuxième partie :

Approche économique de la pêche commerciale de l'alose dans l'estuaire de la Gironde : Un modèle bioéconomique

Introduction

La première partie de la thèse nous a montré à quel point l'estuaire de la Gironde est un système complexe et fragile. L'objectif de cette nouvelle partie est d'estimer l'impact des activités humaines sur ce territoire multifonctions. Pour cela un témoin révélateur des pressions subies doit être retenu.

Les stocks halieutiques se situent en bout de chaîne trophique ce qui leur confère une fonction intégratrice de la qualité de l'environnement. Les biologistes sont de plus en plus sollicités pour évaluer l'état écologique d'un milieu aquatique en intégrant les caractéristiques et les évolutions des stocks. D'ailleurs la Directive Cadre sur l'Eau demande une analyse du « bon » état écologique de certains milieux en prenant en compte, entre autres, un indice poisson.

Les ressources halieutiques sont à la fois des ressources renouvelables et communes. Ces caractéristiques entraînent des effets importants au point de vue économique. Le caractère commun engendre des externalités négatives entre producteurs. En effet, toute chose égale par ailleurs, une partie du bénéfice qu'un pêcheur obtient de l'augmentation de son effort revient à diminuer les bénéfices des autres pêcheurs. Ainsi, cela mène à la surcapacité (Le Gallic, 2001). Ce phénomène peut alors amener à la surexploitation de recrutement (taux d'exploitation trop élevé au regard des capacités de renouvellement du stock) et la surexploitation de croissance (taux d'exploitation trop important au regard des caractéristiques des paramètres de cycle de vie des individus) (Laurec et Le Guen, 1981). Ces difficultés ont amené de nombreux chercheurs à réfléchir et à proposer des modèles de gestion.

L'estimation des impacts des activités humaines va donc être réalisée à partir des pertes économiques subies par les pêcheries commerciales d'un ou de plusieurs stocks. Il est donc nécessaire de croiser à la fois des données biologiques, économiques et des données d'impact. Ces contraintes ont dicté nos choix. Le stock de grande alose a alors été pris en compte. Cette espèce est bien connue des équipes du CEMAGREF de Bordeaux grâce à de nombreux travaux effectués. Les données de pressions anthropiques ont été récoltées à partir de deux thèses qui évaluent l'impact de la centrale nucléaire et de deux pêcheries : civellière et crevettière sur la période 1982 à 1988. Les données économiques récoltées ont été calibrées sur la période de temps retenue.

Finalement, il est nécessaire d'établir une certaine méthodologie pour estimer les impacts des trois activités humaines sur le stock de grande alose dans le but d'introduire dans un futur proche d'autres activités humaines et d'autres espèces dès que de nouvelles données seront disponibles.

Une des méthodes souvent employées est celle des modèles dits bioéconomiques car composés de deux secteurs : biologique et économique. Les premiers à s'y intéresser sont apparus dans les années cinquante (Gordon, 1954 ; Scott, 1955 ; Schaeffer, 1957). L'objectif est d'étudier la dynamique du stock de poissons exploités par les pêcheurs. Clark (1976, 1985, 1990) définit plusieurs modèles qui sont également développés par de nombreux auteurs.

Dans un premier temps, *chapitre 3*, une présentation des modèles bioéconomiques est réalisée. Ils sont étudiés, tout d'abord, en approche statique puis en approche dynamique. Le chapitre suivant, *chapitre 4*, a pour objectif d'estimer l'impact des trois activités humaines sur le stock de grande alose dans l'estuaire de la Gironde. Le modèle choisi est exposé en analysant trois secteurs : l'halieutique, l'économique et celui de l'impact extérieur. Le raisonnement se fait alors par secteur avec l'évaluation des caractéristiques biologiques, l'estimation des fonctions de coût et de prix. Enfin, l'impact est intégré. Les résultats de ce modèle ainsi qu'une analyse de sensibilité des paramètres sont finalement expliqués dans la dernière section.

Chapitre 3

Les modèles bioéconomiques

Les ressources halieutiques ont été fortement exploitées au cours du XX^{ième} siècle et ont, par conséquent, fait l'objet de nombreuses études de la part des biologistes. Dans les années cinquante, l'économie est intégrée afin d'établir les conditions d'une exploitation durable et socialement efficace pour les producteurs. Ces réflexions ont été à la base des modèles dits bioéconomiques associant à la fois un volet biologique et un volet économique.
Une première section permet de rappeler les définitions nécessaires à la bonne compréhension des modèles bioéconomiques. La seconde section présente les propriétés et les principales hypothèses des modèles. Les deux sections suivantes présenteront des modèles en version statique ou dynamique. Les hypothèses classiques sont retenues : modèle monospécifique, coût de l'effort constant, capital humain malléable, investissement réversible…

1. Les définitions

Avant de commencer toute analyse, il est nécessaire de se familiariser et de connaître les éléments de base de gestion de la pêche. Pour cela il est important de définir la notion de stock et d'effort de pêche.

1.1. Le stock

« Le stock est un concept opérationnel, qui va être l'unité de base à laquelle s'appliquent les modèles de gestion des pêches » (Gulland, 1969). Un stock peut être une partie d'une population ou regrouper plusieurs populations.

La FAO (1999) donne la définition suivante du stock de poissons.
« Le stock ou les ressources halieutiques s'entendent des ressources biologiques composant la communauté ou la population dans laquelle les prises sont prélevées dans le cadre d'une

pêcherie. L'expression stock halieutique implique généralement que la population concernée soit plus ou moins isolée des autres stocks de la même espèce et donc autosuffisante. Dans une pêcherie donnée, le stock halieutique peut se composer d'une ou de plusieurs espèces de poissons mais l'expression vise également les invertébrés et les plantes ayant une valeur commerciale ».

Le terme biomasse se réfère à l'abondance du stock en unités de poids. Elle peut faire référence à une partie seulement du stock. Par exemple, la biomasse du stock reproducteur est le poids total des poissons matures du point de vue sexuel. La biomasse exploitable est la fraction de la biomasse du stock qui est accessible aux engins de pêche.

Selon E. Cadima (2003), un stock de poissons se caractérise par :

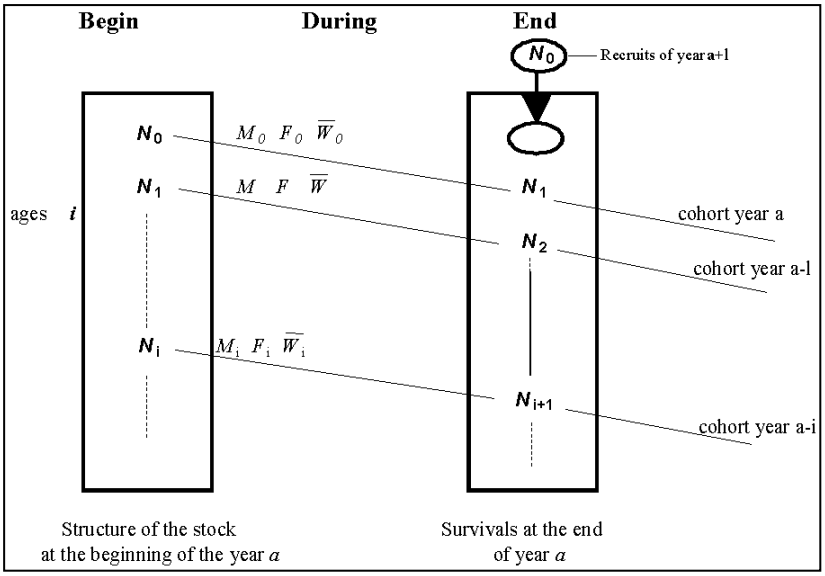
- En début de période :
  - N_i : le nombre d'individus d'âge i en début d'année ;
  - w_i : le poids de l'individu d'âge i en début d'année ;
  - B_i : la biomasse totale des individus d'âge i en début d'année ;
  - N : le nombre total de survivants au début de l'année ;
  - B : la biomasse totale du stock au début de la même année.
- Pendant la période :
  - Y : la capture (en nombre ou en poids) ;
  - $\overline{w}$: le poids moyen total des individus et des individus pêchés ;
  - $\overline{w}_i$: le poids d'un individu d'âge i ;
  - $\overline{N}$: le nombre moyen d'individus durant l'année ;
  - $\overline{B}$: la biomasse moyenne durant l'année.
- A la fin de la période :
  - N_{i+1} : le nombre d'individus d'âge $i+1$ l'année suivante ;
  - R : le recrutement.

Un stock se compose de différentes classes d'âge ou cohortes c'est-à-dire des poissons nés la même année. On dira qu'une classe d'âge est recrutée dans la biomasse capturable, lorsque les individus qui la composent atteignent la taille minimale pour être pêchés par les engins de pêche (Revéret, 1991). La notion de recrutement dépend donc de la réglementation en

vigueur. *« Les recrues dans un stock sont le nouveau groupe d'âge de la population qui entre dans la composante exploitée du stock pour la première fois ou bien de jeunes poissons qui pénètrent en grandissant ou d'une autre manière dans cette composante exploitable »* (FAO, 1999).

Sachant que M et F représentent ici le taux de mortalité naturelle et le taux de mortalité due à la pêche, un stock de poissons peut être décrit de la façon suivante.

Figure 3-1 : *Fonctionnement d'un stock de poissons.*



Source: Fish Stock Assessment Manual. E. Cadima (2003)

Cette figure présente la structure du stock au début de l'année a et celle à la fin de cette même année.

1.2. L'effort de pêche

« L'effort de pêche appliqué à un stock d'animaux aquatiques est une mesure de l'ensemble des moyens de capture mis en œuvre par les pêcheurs sur ce stock, pendant un intervalle de temps » (Laurec et Le Guen, 1981). Cette définition montre que le nombre de bateaux ainsi que leurs caractéristiques doivent être prises en compte. Le nombre d'engins de pêche (armement utilisé pour la pêche tel que le filet, l'haveneau…), la puissance, la jauge…peuvent être intégrés.

L'effort de pêche s'exprimera alors soit en unités simples (nombre de bourgnes, de filets…) soit par un ensemble d'opérations effectuées pendant un certain nombre d'unités de temps.
On distingue :

- L'effort de pêche nominal lorsque la mesure utilisée correspondra à l'activité d'un pêcheur pendant une saison de pêche. Le métier peut être précisé. Exemple : l'effort de pêche nominal total de grande alose peut être mesuré en nombre de pêcheurs au filet ;
- L'effort de pêche effectif lorsque la mesure utilisée sera plus affinée et permettra de préciser l'activité du pêcheur. Il correspond, par exemple, à un matériel de pêche dont les caractéristiques peuvent être précisées, associé à un temps de pêche plus précis que la saison. Exemple : l'effort de pêche effectif total de grande alose peut être mesuré en nombre de jours de pêche au filet (Girardin *et al.*, 2005).

2. Qu'est ce qu'un modèle bioéconomique ?

« L'état biologique et économique d'une pêcherie dépend de l'état d'équilibre qui s'établit entre les facteurs de la production (ressources, capital, main d'œuvre) et de l'environnement (marchés, institutions, mécanismes de régulation) » (B. Gilly, 1989).

Le modèle bioéconomique peut correspondre à différentes définitions et surtout différentes utilisations. L'article de Cacho (2000) rappelle trois visions. D'un point de vue macroéconomique, un modèle bioéconomique peut être utilisé, dans le cas des modèles de croissance, pour décrire les besoins en énergie. D'un point de vue microéconomique, Allen *et al.*[24] définissent un modèle bioéconomique comme l'utilisation d'un modèle mathématique pour exprimer les performances biologiques d'un système de production tout en considérant des contraintes économiques et techniques. Pour Van der Ploeg *et al.*[25], la bioéconomie se réfère à la recherche en économie basée sur l'application de la théorie du contrôle optimal dans le contexte d'un modèle de dynamique des populations d'espèces exploitées.

[24] Cité dans l'article de Cacho, 2000.
[25] Cité dans l'article de Cacho, 2000.

L'objectif d'un modèle bioéconomique, dans le cas de l'étude d'une pêcherie, est de décrire les interactions entre le stock de poissons et le pêcheur. Pour cela, deux parties qui interagissent sont considérées : la partie halieutique et la partie économique.

Il existe plusieurs types de modèles bioéconomiques. Différents critères peuvent être retenus pour les distinguer :

- Modèle analytique[26] versus modèle global (Ulrich, 2000). La première approche[27] consiste à étudier le stock avec une grande précision en analysant les interactions internes des différentes cohortes. Cette méthode prend en compte les liens stock-recrutement, les caractéristiques individuelles des poissons (taille, poids)… Cette analyse nécessite alors des données complètes et très précises souvent difficiles à obtenir. Un exemple est l'approche Beverton-Hold. L'approche globale[28] appréhende le stock dans son ensemble et ramène sa dynamique à une équation mathématique en fonction de l'effort de pêche. Ce stock est alors une sorte de boîte noire dont on ne connaît pas les interactions internes entre les différentes classes d'âge. Ce genre de modèle a été développé, entre autres, par Clark (1985, 1990) ;
- Modèle statique versus modèle dynamique. Les modèles statiques ne font pas la différence entre les valeurs des surplus obtenues à des périodes différentes à l'inverse des modèles dynamiques qui permettent de pondérer les valeurs de surplus obtenues à différentes périodes ;
- Modèle déterministe versus modèle aléatoire. Les modèles déterministes ne prennent pas en compte l'incertitude ni les sources de variabilité. Par contre les modèles aléatoires simulent l'incertitude ;
- Modèle monospécifique versus modèle multi-espèces. Un modèle multi-espèces intègre des relations entre les espèces. Trois cas peuvent être envisagés (Fleming *et al*, 2003). Le premier consiste à considérer que les espèces sont indépendantes et donc que le pêcheur considère la capture d'une espèce sans se soucier de l'autre. Dans ce cas, un modèle multi-espèces ou deux modèles monospécifiques donneraient les mêmes résultats. La seconde interaction peut être une relation « proie-prédateur ». Ici la croissance d'une espèce est positivement affectée par

[26] On dit aussi modèles structuraux versus modèles globaux.
[27] Voir encadré 3-1.
[28] Voir encadré 3-2.

la présence d'une seconde espèce mais la croissance de la seconde espèce est affectée négativement par la première. Un des premiers modèles d'interaction proie-prédateur a été proposé par Volterra après la première guerre mondiale. De nombreux auteurs se sont particulièrement concentrés sur ces problématiques (Flaaten, 1991 et 1998 ; Yodzis, 1994 ; May *et al*., 1979). Enfin le dernier cas est celui d'une compétition entre deux espèces. Clark (1990), May *et al.* (1979), Hannesson (1983), Flaaten (1991)… se sont intéressés à des questions liées au principe de gestion théorique d'une pêcherie et d'un système de compétition. Conrad et Adu-Asamoah (1986) ont réalisé des études empiriques. Un modèle multi-espèces implique souvent une fonction de production multi-produits.

Encadré 3-1 : *Les modèles d'approche analytique*.

Pierre Revéret (1991) distingue deux types :

- Le modèle de production par recrue qui fait la distinction entre croissance du stock par augmentation du poids des individus et par recrutement dans le stock. Il est fondé sur le fait que la connaissance des facteurs de croissance et de mortalité permet de déterminer l'âge critique auquel la classe d'âge considérée va maximiser son poids total. Il y a alors deux facteurs qui déterminent le prélèvement : l'âge auquel le poisson entre dans le stock capturable et le taux auquel il est pêché par la suite. Le modèle le plus utilisé est alors celui de Beverton et Holt. Il nécessite de nombreuses données : âge de recrutement, nombre d'individus à l'âge initial, âge maximum des poissons, estimation du taux instantané de mortalité due à la pêche, estimation du taux de mortalité naturelle, poids ou taille maximale du poisson, temps passé par le poisson dans la phase exploitée et capacité d'accueil. Ce modèle repose également sur des hypothèses simplificatrices. Par exemple, pour chaque période (modèle discret) et chaque classe d'âge, le recrutement est constant. Le comportement de chaque classe d'âge est ensuite analysé séparément.
- Le modèle recrutement stock qui suppose que le recrutement va être fonction du stock. Une fois que l'on a compris les relations entre stock des géniteurs et le recrutement, on peut développer une stratégie qui maintient le stock parental à une taille produisant un recrutement prévisible. Les deux modèles les plus connus sont ceux de Ricker et de Beverton et Holt. Ils vont déterminer le nombre de recrues en fonction du nombre de géniteurs. La principale différence entre ces deux modèles est que pour Beverton et Holt, le nombre de recrues tend de façon asymptotique vers une valeur maximale alors que pour Ricker, à partir d'un certain nombre de géniteurs, le nombre de recrues diminue.

- Intégration de la notion de spatialisation : de nombreux modèles considèrent la ressource halieutique répartie de façon homogène dans l'espace. Les biologistes ont mis en place un ensemble de modèles introduisant les notions de

spatialisation, en commençant par Skellam[29] en 1951 (Sanchirico et Wilen, 1999). Ces notions font alors appel à la métapopulation qui se définit comme un groupe lié de sous populations le long d'un ensemble d'habitats spatialisés. D'autres commencent à s'intéresser à la distribution spatiale de l'effort de pêche répondant à des facteurs biologiques, économiques et océanographiques (Smith, 2002). L'article de Sanchirico et Wilen (1999 et 2001) s'attache à démontrer que les critiques traditionnelles des pêcheries de libre entrée restent valables dans le cas d'une répartition hétérogène dans l'espace. Hannesson (1998) et Laukkanen (2003) distinguent les zones de « réserve » et de « non réserve » pour introduire ces notions de spatialisation.

Encadré 3-2 : *Les hypothèses des modèles d'approche globale (Revéret, 1991)*

- Le stock doit être monospécifique et homogène ;
- Les conditions environnementales doivent être stables et ne doivent pas être trop déterminantes dans la productivité du stock ;
- Les variations de l'effort de pêche doivent être régulières et constantes ;
- Les prises par unité d'effort sont proportionnelles à la densité du stock à tous les niveaux du stock ;
- Le taux instantané de production de surplus par unité de biomasse est directement proportionnel à la différence entre la biomasse réelle considérée et la biomasse correspondant à la capacité de support du milieu ;
- Il n'y a pas de décalage dans le temps entre le changement de la taille de la population et les changements du taux de croissance du stock ;
- Le taux de croissance du stock est indépendant de sa structure par âge ;
- Il y a une structure par âge stable ;
- La mortalité naturelle est indépendante de l'âge et du temps.

3. Modèle monospécifique

Après avoir présenté les différentes fonctions de croissance du stock, des modèles en approche statique puis dynamique seront exposés.

[29] J.G. Skellam, *Random dispersal in theorical populations*, Biometrika 38, 196-218, 1951

3.1. Choix de la fonction de croissance du stock

Les modèles de gestion des ressources naturelles ont comme base des modèles de croissance biologique avec des spécifications propres à chaque espèce. Lorsque que l'on ne considère qu'une seule espèce (et non une interaction entre plusieurs espèces), le point central est la biomasse. Elle est fonction du recrutement c'est-à-dire du processus d'incorporation des individus à la phase exploitable et de l'effectif (biomasse nouvellement exploitable) (Ropars, 2002). Cette croissance de la biomasse dépend de nombreux facteurs difficilement mesurables d'un point de vue empirique : le taux de natalité, le taux de mortalité naturelle, les captures, les structures d'âge de l'espèce…

La fonction qui va simuler l'évolution de la population doit vérifier les propositions suivantes :

- L'évolution est un phénomène itératif : l'effectif de la population de la période t + 1 dépend de celui de la période précédente ;
- Une population ne peut croître indéfiniment sur un territoire délimité: il existe un maximum après lequel elle décroît. Il faut donc prévoir un facteur rétroactif limitant la hausse de population quand sa densité devient trop élevée ;
- r représente le taux de croissance effectif d'une période à l'autre.

Le modèle est basé sur la fonction différentielle suivante :

$$\frac{dB}{dt} = F(B) \quad (3\text{-}1)$$

avec B la biomasse (taille de la population à l'instant t) et $F(B)$ la fonction de croissance du stock.

L'élément important est de déterminer la fonction de croissance du stock de poissons. L'expression générale de cette fonction a la forme ci-dessous :

$$F(B) = rB(1 - \left(\frac{B}{K}\right)^m) \qquad avec\ m > 0 \quad (3\text{-}2)$$

K, une constante positive, représente la capacité de charge ou « carrying capacity » c'est-à-dire la biomasse maximale que le milieu peut supporter. En effet, le stock ne peut pas croître indéfiniment car l'environnement aquatique est fini (Bjorndal et Munro, 1998). La capacité d'accueil désigne une abondance limite au dessus de laquelle la croissance de la population

devient négative, tandis qu'au dessous de celle-ci, la croissance est positive. K représente donc une valeur d'équilibre vers laquelle l'abondance de la population converge. K peut donc être interprété comme une mesure de ressources disponibles (Jost, 1998).

r est le taux intrinsèque de croissance de la population, il est supposé positif. B_t est la biomasse à la date t.

Le maximum de la croissance de la ressource est alors atteint pour $B = \frac{K}{(1+m)^{\frac{1}{m}}}$.

Deux principaux cas ont été décrits dans la littérature (Encadré 3-3) :

- la fonction logistique (modèle de Schaefer) avec $m = 1$: $F(B) = rB\,(1 - \frac{B}{K})$ (3-3)
- la fonction du modèle de Fox avec $m \to 0$: $F(B) = rB\ln(\frac{K}{B})$

La fonction la plus simple et la plus utilisée, dans les modèles bioéconomiques, est l'équation logistique ou fonction de Gordon et Schaefer. Elle a été proposée pour la première fois en 1838 par P. F. Verhulst (Clark, 1990). Le facteur $(1 - \frac{B}{K})$ représente l'effet rétroactif.

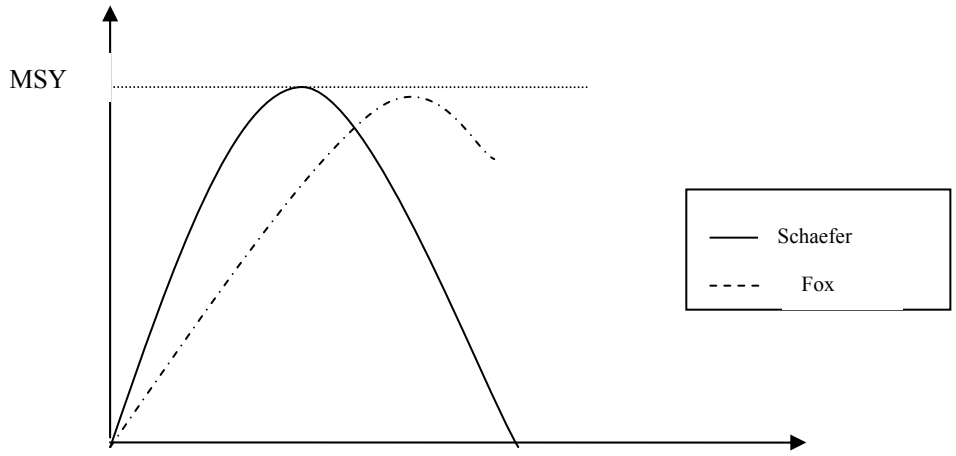
Cette équation possède deux solutions : $B = 0$ et $B = K$.

$0 < B < K$ implique $\dot{B} > 0$ c'est-à-dire la biomasse à la période $t+1$ sera plus importante que celle à la période t.

$B > K$ implique $\dot{B} < 0$ donc la biomasse diminue d'une période à l'autre.

Encadré 3-3 : *Les fonctions de croissance*

	Fonction logistique (modèle de Shaefer)	Fonction exponentielle (modèle de Fox)
Forme générale	$F(B) = r\ B\ (1-\frac{B}{K})$	$F(B) = rB\ln(\frac{K}{B})$
Equilibre	$\frac{dB}{dt} = 0$ $B_e = K(1-\frac{E}{r})$ $Y_e = \alpha E - \beta E^2$ $avec\ \alpha = K\ et\ \beta = \frac{K}{r}$	$\frac{dB}{dt} = 0$ $B_e = K\,e^{\frac{-E}{r}}$ $Y_e = \alpha\, E\, e^{\beta E}$ $avec\ \alpha = K\ et\ \beta = -\frac{1}{r}$
MSY	$E^{MSY} = \frac{r}{2}$ $Y^{MSY} = \frac{r\,K}{4}$ $B^{MSY} = \frac{K}{2}$	$E^{MSY} = r$ $Y^{MSY} = \frac{r\ K}{e}$ $B^{MSY} = \frac{K}{e}$



Source : Ulrich, 2000

Intégrons maintenant la capture Y_t :

$$Y_t = qE_t^{\rho} B_t^{\nu} \qquad (3\text{-}4)$$

où q est le taux de capturabilité (paramètre lié à l'accessibilité de la ressource, à l'efficacité et à la sélectivité de l'engin utilisé) et E l'effort de pêche. Par hypothèse, $\rho = \nu = 1$.

Le taux q peut être interprété comme la probabilité qu'une unité de biomasse soit capturée lorsqu'une unité d'effort est déployée (Lalöe, 1990). Cette relation peut être assimilée à une fonction de production reliant durablement l'output Y à l'intrant E (Ropars 2002). Clark

(1990) suppose ainsi que le rapport entre la capture et l'effort de pêche dépend de la biomasse.

L'effort de pêche est souvent considéré comme étant le nombre de jours de pêche. Il peut aussi inclure le nombre et les caractéristiques des bateaux ou des engins.

On suppose alors que la biomasse varie dans le temps en fonction de la croissance du stock, i.e. de la taille du stock, et de la capture totale.

$$\frac{dB}{dt} = F(B_t) - Y_t \qquad (3\text{-}5)$$

Si la capture est supérieure à la croissance naturelle du stock, le niveau de la population va diminuer. Si la capture est inférieure à la croissance naturelle du stock, le niveau de la population va, sous certaines conditions, augmenter. Si $F(B) = Y$, alors $F(B)$ est égal au prélèvement soutenable ou « sustainable yield », c'est-à-dire à la quantité de poissons capturable permettant de maintenir le niveau de la population fixe. Le « sustainable yield » dépend du niveau du stock, ceci est un principe élémentaire mais aussi fondamental de la gestion des ressources renouvelables (Clark 1990). Depuis plusieurs dizaines d'années après la Seconde Guerre Mondiale, le critère qui domine la gestion des pêcheries par les biologistes est l'obtention du « maximum sustainable yield » c'est-à-dire à la quantité de capture maximale supportable par le milieu (Bjorndal et Munro, 1998 ; Munro et Scott, 1985). Ces concepts seront développés dans les sections suivantes.

En considérant la fonction logistique de Schaefer, on obtient l'expression suivante :

$$\frac{dB}{dt} = rB_t(1 - \frac{B_t}{K}) - qE_tB_t \quad (3\text{-}6)$$

Quand la population est à l'équilibre, i.e. $dB/dt = 0$, la perte due à la mortalité naturelle et la mortalité liée à la pêche se compensent avec l'augmentation naturelle de la population due à la croissance individuelle et au recrutement.

$$\frac{dB}{dt} = 0 \quad \Rightarrow \quad Y = r\ B\ (1 - \frac{B}{K})$$

$$q\ E\ B = r\ B\ (1 - \frac{B}{K})$$

Donc la biomasse à l'équilibre s'écrit :

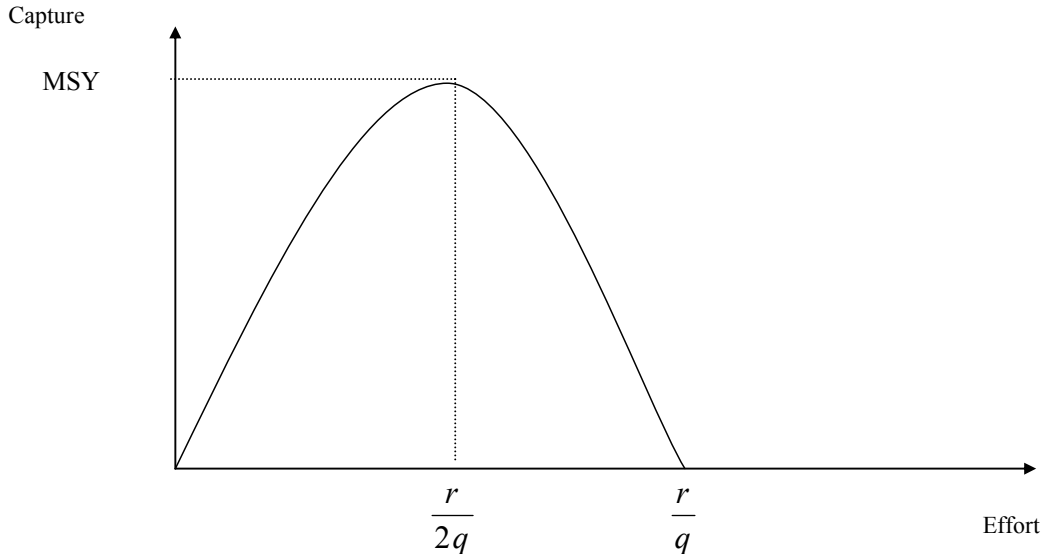
$$B^e = (1 - \frac{qE}{r})K \qquad (3\text{-}7)$$

En substituant cette équation dans (3-4), on exprime à l'équilibre la capture en fonction de l'effort :

$$Y = qKE - q^2 \frac{K}{r} E^2 \quad \Rightarrow \quad Y = \alpha\, E - \beta\, E^2 \qquad (3\text{-}8)$$

Cette équation est celle d'une parabole. Elle représente la fonction de production de long terme de la pêcherie et est parfois appelée « yield-effort curve ». Cette fonction peut être assimilée à une fonction de production qui considère le lien entre la capture et l'effort sans oublier la fonction de reproduction.

Graphique 3-1 : *La fonction logistique.*



Source *:* Clark, 1990

La capture est maximale, *Maximum Sustainable Yield* (MSY), pour un niveau d'effort donné : $E = \frac{r}{2q}$.

Examinons plus en détails, les relations entre l'effort de pêche, la biomasse et les captures. Deux approches sont alors considérées : l'approche statique et l'approche dynamique.

3.2. Approche statique

Trois cas sont analysés. Pour commencer, la pêcherie est considérée dans un état de libre entrée c'est-à-dire elle ne subit aucun contrôle, n'importe qui peut prélever des poissons. La

seconde partie se concentrera sur le problème de surexploitation biologique. On recherchera la situation maximale d'exploitation au-delà de laquelle la pêcherie sera surexploitée. Enfin, la dernière partie s'intéressera à la surexploitation économique. Pour cette partie, l'objectif est de déterminer le niveau d'effort à fournir pour obtenir une rente économique maximale.

Le modèle considéré est monospécifique dans lequel la demande de poisson et l'offre de l'effort de pêche sont supposées parfaitement élastiques. Cela suppose que le prix du poisson débarqué représente le bénéfice social marginal de ce poisson capturé et une unité du coût de l'effort de pêche représente le coût social marginal de cet effort (Munro et Scott, 1985).

3.2.1. Cas 1 : Open Access equilibrium

La théorie économique de la pêcherie en libre entrée a été développée par H. S. Gordon (Clark, 1990). Ici, la pêcherie ne subit aucun contrôle donc n'importe qui peut entrer sur le marché, c'est-à-dire pêcher des poissons.

Si l'on considère que la pêcherie est en « entrée libre », cela revient à considérer la condition « zéro-profit » c'est-à-dire le revenu total est égal au coût total, i.e. $TR = TC$.
Or le revenu d'une pêcherie correspond à ses captures multipliées par le prix de vente de celles-ci. Les coûts correspondent à l'ensemble des frais nécessaires pour réaliser ces captures. Ils peuvent inclure le coût du carburant pour se rendre sur la zone de pêche, l'entretien du bateau, l'achat de matériel de pêche (filet, nasse…), les coûts d'entretien et de renouvellement, le salaire des employés… On considère ici que ce coût est celui de l'effort de pêche déployé pour réaliser les captures.

Le prix p et le coût de l'effort c sont supposés constants.
Donc, si $TR = TC$, on obtient l'équation suivante :

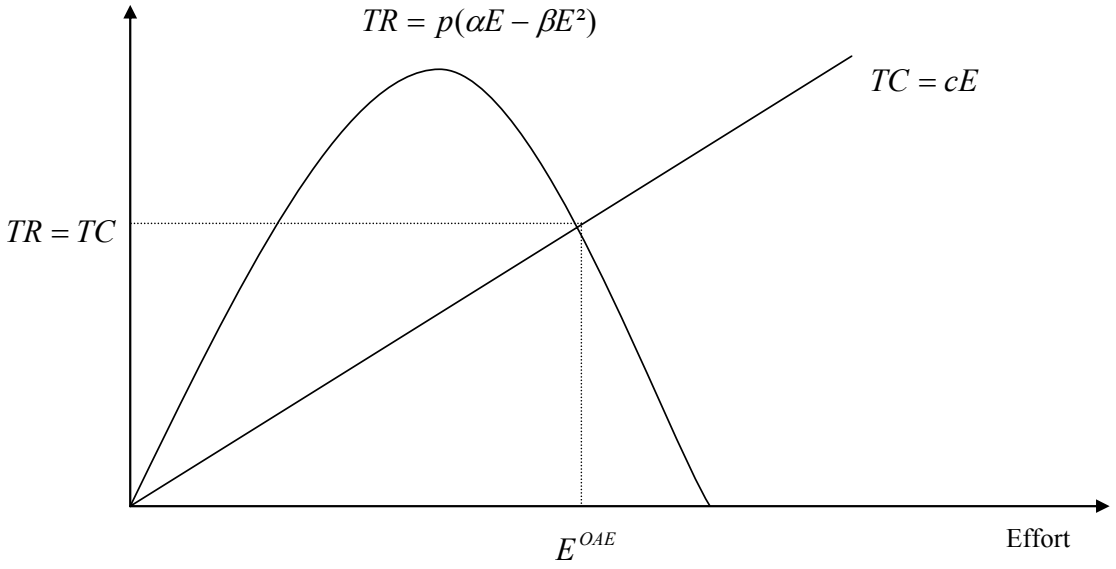
$$pY = cE$$

d'où d'après l'équation (3-8), $p(qKE - q^2 \frac{K}{r} E^2) = cE$

donc $E^{OAE} = \frac{r}{q}(1 - \frac{c}{pqK})$ (3-9)

Le niveau de la biomasse correspond est : $B^{OAE} = \frac{c}{pq}$ (3-10)

Graphique 3-2 : *Open Access Equilibrium.*



Source : Clark, 1990

Au-delà de E^{OAE}, le coût total est supérieur au revenu donc aucun pêcheur n'aura intérêt à produire un effort supplémentaire. Cette situation ne peut être maintenue car elle engendre des profits négatifs.

En-deçà de E^{OAE}, tout pêcheur peut réaliser un profit supplémentaire. En effet, étant donné que le revenu est supérieur au coût, tout pêcheur a intérêt à réaliser un effort plus important. Chaque pêcheur agit de façon décentralisée, l'espérance de gain va inciter de nouveaux entrants augmentant ainsi l'effort de pêche.

Donc dans le cas d'une pêcherie en libre accès, l'effort tend vers un équilibre : E^{OAE}.

Clark (1990) intègre les coûts d'opportunité. Si $E > E^{OAE}$, alors les coûts d'opportunité sont plus élevés que les revenus et le pêcheur quitte la pêche pour un autre travail. Si $E < E^{OAE}$, alors les coûts d'opportunité sont inférieurs au revenu de la pêche et l'effort va donc augmenter car pêcher est plus rentable que toute autre activité.

3.2.2. Cas 2 : Production maximale équilibrée ou Maximize the Sustainable Yield (MSY)

Le *MSY* correspond au maximum biologique de production c'est-à-dire à la quantité de capture maximale du milieu. Il renvoie à la notion d'optimum technique différente de la notion d'optimum économique (Ropars, 2002). Il suppose que quel que soit le niveau du stock (inférieur à la capacité d'accueil), il est possible d'obtenir un surplus de production qui peut être prélevé sans altérer le stock. Ce surplus sera nul lorsque le stock aura atteint le niveau de sa capacité d'accueil. Le *MSY* maximise ce surplus. Il suffit alors de fixer un niveau de l'effort pour obtenir ce surplus maximal.

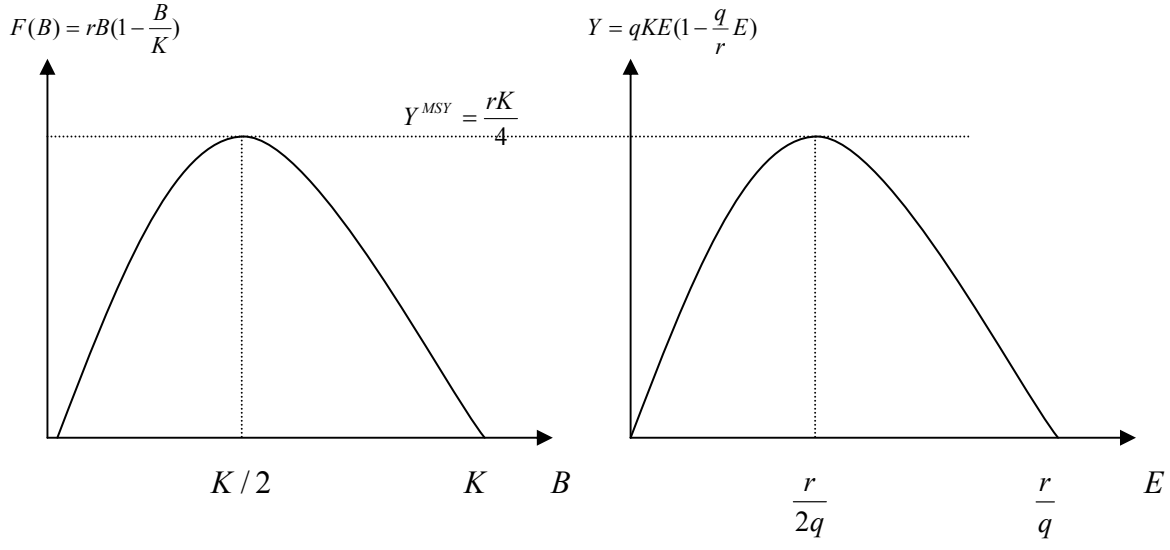
Le *MSY* est donc obtenu en maximisant l'équation de capture en fonction de l'effort.

$$\frac{dY}{dE} = 0 \quad \Rightarrow \quad \alpha - 2\beta\, E = 0 \quad \Rightarrow \quad E^{MSY} = \frac{\alpha}{2\beta} \quad \Rightarrow \quad Y^{MSY} = \frac{\alpha^2}{4\beta}$$

Donc

$$E^{MSY} = \frac{r}{2q}$$
$$Y^{MSY} = \frac{rK}{4} \qquad (3\text{-}11)$$
$$B^{MSY} = \frac{K}{2}$$

Graphique 3-3 : *Maximize the Sustainable Yield.*



Source : Clark, 1990

Le MSY est le critère de management le plus utilisé par les biologistes marins. Mais le niveau de biomasse défini par ce critère correspond souvent à un effort suffisamment intense pour que le stock soit déjà en situation de surexploitation (Ropars, 2002).

Y diminue pour $E > \frac{r}{2q}$, l'augmentation de l'effort au-delà d'un certain niveau diminue le domaine. Cette situation est définie par les biologistes comme une surexploitation de recrutement. A long terme, on pourrait produire plus avec un effort moindre car l'allègement de la pression sur le stock des géniteurs permettrait d'accroître le recrutement (Le Gallic, 2001).

3.2.3. Cas 3 : Maximize the Economic Yield

Le domaine économique représente la rente totale, i.e. la différence entre les revenus et les coûts générés par la pêcherie.

$$\pi(E) = p(\alpha E - \beta E^2) - cE \qquad (3\text{-}12)$$

Ce profit est défini comme la rente halieutique. Elle correspond au supplément net de richesse, résultant pour la société, d'exploitation de la ressource.

Le coût de l'effort de pêche est supposé proportionnel à l'effort. Le coût unitaire est considéré comme étant le coût marginal social de l'effort.

La rente est maximum quand le revenu marginal (MR) est égal au coût marginal (MC) :

$$MC = MR \quad \Rightarrow \quad \frac{dTR}{dE} = \frac{dTC}{dE} \quad \Rightarrow \quad p(\alpha - 2\beta E) = c \quad \Rightarrow E^{MEY} = \frac{p\alpha - c}{2p\beta}$$

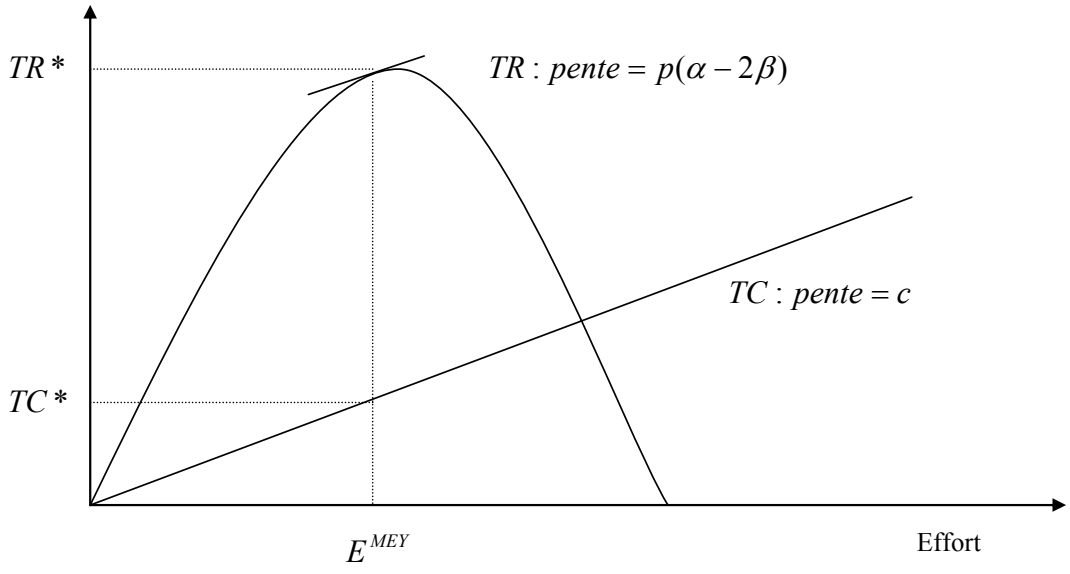
d'où $E^{MEY} = \frac{r}{2q}(1 - \frac{c}{pqK})$ (3-13)

On notera que $E^{MEY} = \frac{1}{2} E^{OAE}$

La biomasse optimale correspondant à ce niveau d'effort de pêche est la suivante :

$$B^{MEY} = \frac{1}{2}(K + \frac{c}{pq}) = B^{MSY} + \frac{B^{OAE}}{2} > B^{MSY} \quad (3\text{-}14)$$

Graphique 3-4 : *Maximize the Economic Yield.*



Source : Clark, 1990

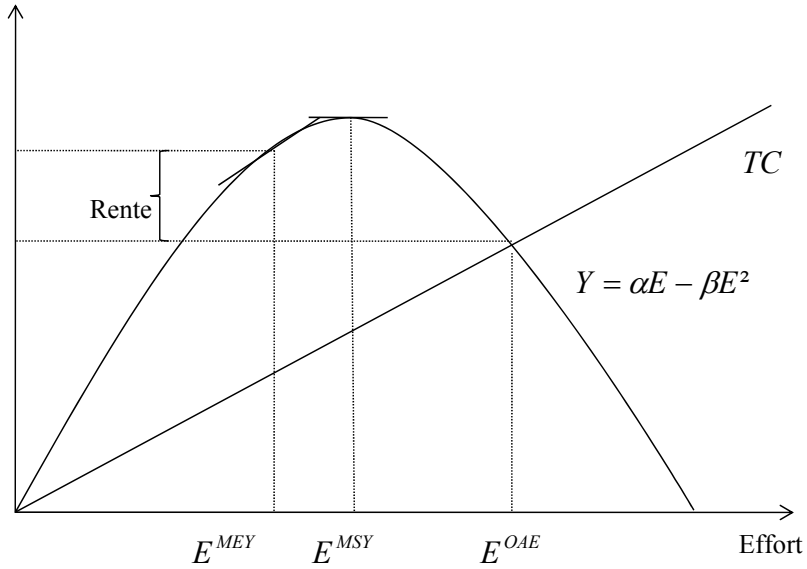
Au-delà du niveau E^{MEY}, la production peut encore croître (jusqu'au niveau E^{MSY}), mais la rente halieutique diminue (le coût de l'effort augmente plus rapidement que la valeur des captures).

Donc la pêcherie est dans une situation de surexploitation dès que $E > E^{MEY}$, c'est-à-dire, dès que la valeur de la production marginale est inférieure au coût marginal réel.

3.2.4. Comparaison des trois cas

Le graphique ci-dessous permet la comparaison des trois cas étudié ci-après : le cas de libre accès, le MSY et le MEY.

Graphique 3-5 : *Comparaisons des trois cas.*



Source : Clark, 1990

Avec le niveau d'effort E^{MEY}, le niveau de la rente est maximal.

Avec le niveau d'effort E^{MSY}, le niveau de production est maximal.

Avec le niveau d'effort E^{OAE}, la pêcherie est en situation de libre entrée avec des profits nuls étant donné que les coûts sont égaux aux revenus.

De plus, des relations peuvent être établies entre les différents efforts de pêche ou biomasses d'équilibre :

- $E^{MEY} = \frac{1}{2} E^{OAE}$
- $B^{MEY} = B^{MSY} + \frac{B^{OAE}}{2} > B^{MSY}$

En situation de libre entrée, la dissipation de la rente est maximale. Toute rente positive, i.e. le prix de la capture excède le coût moyen, va attirer de nouveaux pêcheurs, augmentant alors un effort de pêche supplémentaire jusqu'à ce que les coûts soient égaux aux revenus, c'est-à-dire jusqu'à ce que la rente soit nulle. Dans ce cas, les pêcheurs mettent en œuvre des moyens de production (taille de la flottille) trop importants par rapport au stock (cette situation est une situation de surcapacité) et poussent le stock à un niveau d'équilibre trop faible (surexploitation de recrutement) (Le Gallic, 2001). L'effort de pêche devient donc excessif. Des coûts faibles vont engendrer des efforts et des pressions très élevés sur le stock. A

l'inverse, des coûts élevés vont limiter l'effort de pêche et donc diminuer la pression sur le stock.
Cet équilibre est inefficace, entraînant une dissipation de la rente mais aussi une pression trop forte sur le stock. Sans régulation, l'exploitation de la ressource peut conduire à l'extinction de l'espèce. Le problème est que chaque pêcheur agit de façon individuelle (décentralisée) sans se soucier de l'impact de son comportement pour l'ensemble du stock.

Le passage de la situation de libre entrée à l'optimal social (maximisation du profit) nécessite une diminution de l'effort de pêche, c'est-à-dire le niveau de l'effort passe de E^{OAE} à E^{MEY}. Cette diminution de l'effort de pêche s'accompagne d'une augmentation des revenus et d'une diminution des coûts. De plus, ce phénomène sous-entend un passage de la biomasse de B^{OAE} à B^{MEY}, c'est-à-dire une croissance de la biomasse.

Au-delà de l'effort de pêche E^{MEY}, la pêcherie est en situation de surexploitation de recrutement, c'est-à-dire trop d'individus sont prélevés empêchant un renouvellement du stock. Une surexploitation engendre rarement une extinction du stock par contre ce phénomène va engendrer un niveau de stock inférieur à celui qui maximiserait le bénéfice global (Le Gallic, 2001). La pêcherie peut bien sûr continuer à produire mais la rente halieutique va se dissiper.
Un autre phénomène de surexploitation de la ressource est la surexploitation de croissance (Laurec et Le Guen, 1981), c'est-à-dire une exploitation précoce des individus composant le stock. Il peut être individuellement rationnel de pêcher un poisson de petite taille. En effet, le pêcheur devrait renoncer à un poisson de taille insuffisante, donc relâcher un individu qui va grossir et se vendra plus cher, sans être certain qu'il pourra le récupérer (la ressource halieutique est une ressource commune). Il ne sera donc pas récompensé par sa « renonciation à produire », qui constitue pourtant un gain pour la société (Le Gallic, 2001).

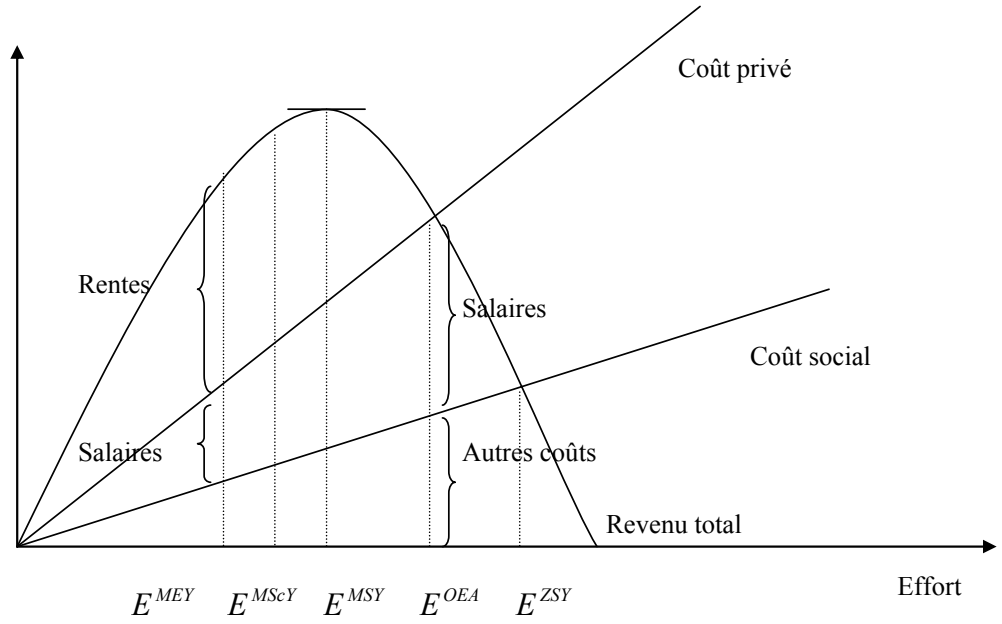
Le critère de gestion MSY (« Maximum Soutenable Yield ») est très souvent développé par les biologistes. Il correspond à un niveau d'effort qui permet un niveau de capture maximum. Cela suppose que le stock peut être exploité et dégagé du surplus jusqu'à un certain niveau (capacité d'accueil) sans pour autant altérer le stock. Mais le niveau de biomasse ainsi défini engendre une surexploitation du stock. En effet, $B_{MEY} > B_{MSY}$, donc le critère MSY entraîne une surexploitation économique de la ressource. Le problème majeur de ce critère est qu'il ne

prend pas en compte les bénéfices et les coûts de l'exploitation. Il est seulement basé sur des caractéristiques biologiques. En effet, si $c = 0$, on obtiendra toujours : $E^{MEY} < E^{MSY}$. Si le coût de l'effort est suffisamment grand (ou le prix du poisson suffisamment bas), on pourrait avoir $E^{OAE} < E^{MSY}$ (Munro et Scott, 1985).

Il existe un autre phénomène : la surcapitalisation (Bjorndal et Munro, 1998). Cela se produit lorsque les gouvernements ou les organismes de contrôle mettent en place des quotas pour protéger la ressource sans surveiller la taille de la flotte. Il en résulte une flotte, qui en terme de capacité, est excessive par rapport aux quantités débarquées. D'un point de vue économique, cela engendre un gaspillage. On peut penser que cela entraîne une augmentation du coût de l'effort.

Un autre critère est pris en compte par certains économistes : le critère social (Charles, 1988, Panayotou, 1982). Il s'intéresse à la capture ainsi qu'au niveau de l'effort correspondant qui fournissent la meilleure solution aux problèmes sociaux. En effet, l'emploi et le salaire des pêcheurs sont introduits. Le coût de pêche est divisé en deux composantes : le coût privé du travail, i.e. le salaire et les autres coûts. Cinq équilibres sont donc possibles : MEY (optimum privé), MSY (capture maximale), OAE (équilibre de libre entrée), ZCY (Zero social Yield) et $MScY$ (Maximum Social Yield). Nous ne reviendrons pas sur les trois premiers équilibres. ZCY fait référence au niveau d'emploi optimal. En effet, l'auteur suppose un haut niveau de chômage dans l'économie avec donc un coût d'opportunité du travail essentiellement égal à zéro. L'équilibre $MScY$ correspond à l'optimum social.
Le revenu de la pêche est finalement composé de trois parties : les autres coûts (coûts fixés ou variables non liés au travail), les coûts privés du travail et la rente.

Graphique 3-6 : *Maximum Social Yield.*



Source : Panayotou, 1982 et Charles, 1988

La part sociale de chaque équilibre se situe entre la courbe du revenu total et la courbe du coût social. Elle est donc composée des rentes et des salaires ou uniquement des salaires (dans le cas OEA).

Ainsi le côté social du MEY, qui est composé de surplus et de salaires, peut ou ne peut pas être supérieur à la partie sociale obtenue à l'équilibre OEA qui est uniquement composé de salaires. Par contre, le $MScY$ permet toujours l'obtention de la plus importante part sociale. La différence entre la gestion en MEY et $MScY$ est plus grande si le capital physique investi dans la pêcherie est considéré comme perdu, faisant décroître la courbe du coût social.

Si l'on considère que le capital de pêche (bateau et engin) n'a pas d'utilisation alternative possible, la courbe de coûts privés se déplace vers la courbe de coût social et peut même se retrouver à un niveau inférieur ce qui justifie un niveau d'effort élevé mais inférieur à E^{OEA}. Cependant si l'on se déplace à droite de E^{MEY} pour augmenter la capacité d'emplois liés à la pêche, le second type d'emploi généré par des effets multiplicateurs (marketing, investissements non liés à la pêche…) a des bénéfices réduits et donc de telles réductions peuvent diminuer les gains de l'emploi. Ainsi, le E^{MScY} ne peut être à droite de E^{MSY} même avec des objectifs prioritaires concernant l'emploi (Panayotou, 1982).

3.3. Approche dynamique

Les modèles statiques ne prennent pas en compte la notion de temps dans les choix qui peuvent intervenir dans une pêcherie. Pourtant, les captures effectuées par un pêcheur ont un impact sur le stock de poissons et donc sur les captures futures. Le pêcheur doit choisir entre prélèvement aujourd'hui ou demain. La difficulté est que le stock halieutique est une ressource commune. Si un pêcheur décide de ne pas capturer un individu pour permettre au stock de se développer, il ne peut pas s'assurer qu'il pourra le capturer un autre jour. Il est donc intéressant d'intégrer la notion de temps mais aussi d'arbitrage entre capture ou non capture pour la conservation de la ressource. Nous allons donc étudier les modèles dynamiques qui intègrent à la fois la dynamique biologique et économique d'une pêcherie.

3.3.1. Modèle du propriétaire unique avec paramètres constants

Il s'agit d'un modèle avec une gestion centralisée où l'objectif du propriétaire unique est la maximisation intemporelle des profits actualisés. Il faut donc déterminer un arbitrage entre captures présentes et futures. Le pêcheur fait le choix entre investissement dans la ressource (s'il ne pêche pas, le stock augmentera et il pêchera plus tard) ou désinvestir en pêchant aujourd'hui.

Clark (1976 et 1990) met en œuvre de tels modèles. Il suppose par ailleurs que l'environnement est déterministe, la demande de produit, l'offre de travail, les services du capital sont élastiques. Enfin le coût du travail et le taux social d'actualisation sont supposés constants et indépendants du temps.

La forme générale du modèle est la suivante :

$$\begin{aligned} &\underset{\{E_t\}}{Max}\ \pi = \int_0^{\infty} (pY_t - cE_t)\, e^{-\delta t}\, \partial t \\ &s.t.\quad \dot{B} = F(B_t) - Y_t \\ &\qquad 0 \le E \le E^{\max} \end{aligned} \tag{3-15}$$

avec E l'effort, Y la capture, B la biomasse, c le coût de l'effort (constant) et δ le taux d'actualisation.

L'hamiltonien est le suivant :

$$\begin{aligned} H &= e^{-\delta t}\,(pqB - c)E + \lambda\left[F(B) - qEB\right] \\ &= \left[e^{-\delta t}(pqB - c) - \lambda qB\right]E + \lambda F(B) \end{aligned} \tag{3-16}$$

Le principe maximum conduit à la condition suivante pour un équilibre d'état stationnaire :

$$F'(B) + \left.\frac{\partial \pi / \partial B}{\partial \pi / \partial Y}\right|_{Y=F(B^*)} = \delta \quad (3\text{-}17)$$

Cette équation est une relation fondamentale des modèles de bioéconomie. $F'(B)$ correspond à la variation de la croissance nette du stock due à une variation du stock de poissons. Le second terme de gauche se réfère à l'effet marginal sur le stock (Clark 1990, Bjorndal et Munro, 1998). Il montre que la taille du stock peut avoir un impact sur les coûts de pêche. Plus le stock est grand et moins les coûts unitaires sont élevés. Donc le terme de gauche dans son ensemble traduit le taux de bénéfice dû à la possession de la ressource.

Cette équation peut aussi s'écrire de la façon suivante :

$$F'(B) + \frac{c\ F(B)}{qB(pqB - c)} = \delta \qquad (3\text{-}18a)$$

Si l'on considère la fonction de coût $c(B) = \frac{c}{qB}$, alors cette équation s'écrit :

$$F'(B) - \frac{c'(B)F(B)}{p - c(B)} = \delta \qquad (3\text{-}18b)$$

L'équation dans son ensemble signifie que la société doit investir dans la ressource de telle sorte que le taux d'intérêt dû à la possession de la ressource soit égal au taux social d'actualisation. Cette équation est donc une règle de décision d'investissement (Bjorndal et Munro, 1998).

Le principe maximum affirme que l'effort E_t doit être tel que l'hamiltonien soit maximisé. Dans ce cas, cela signifie que E_t doit être soit le contrôle singulier soit $E_t = 0$ ou $E_{\max}$. La politique d'effort optimal $E*$ s'exprime de la façon suivante :

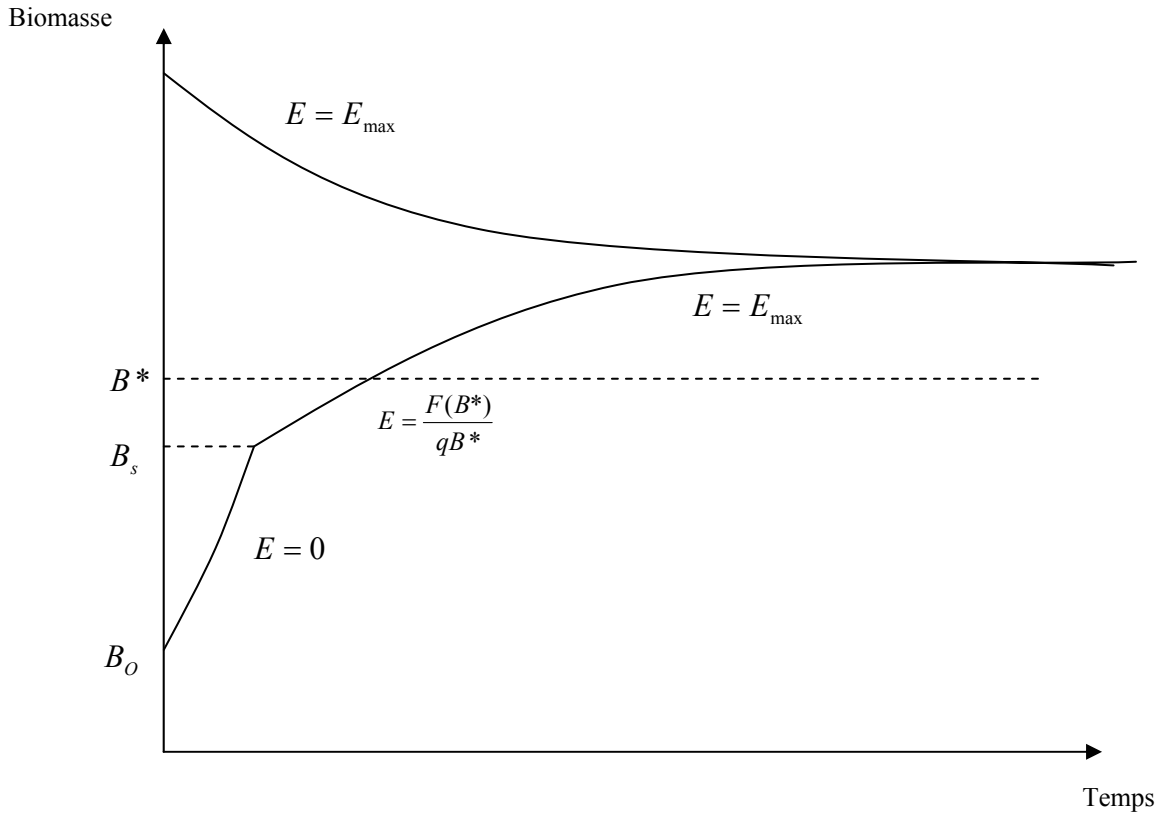
$$E_t^* = \begin{cases} E_{\max} & si \quad B_t > B* \\ 0 & si \quad B_t < B* \end{cases} \qquad (3\text{-}19)$$

Si $B(0) > B*$, alors la stratégie optimale est $E_t = E_{\max}$ pour tout $t \geq 0$.

Si $B(0) < B*$, la stratégie optimale commence avec $E_t = 0$ et puis passe à $E_t = E_{\max}$. Le changement se produit avant que E_t « traverse » $E_{\max}$. Il s'agit d'un des principes du contrôle optimal linéaire. On notera B_s, la biomasse correspondant au changement.

Ainsi, $E_{\max}$ s'interprète comme la capacité d'effort maximum disponible pour le propriétaire. L'équation (3-19) signifie que le propriétaire devrait pêcher au taux faisable maximum si B_t est supérieur au niveau optimal $B*$ et devrait se freiner lorsque B_t est inférieur à $B*$. Une politique de cette forme est appelée une politique de contrôle optimal « bang-bang » dans la littérature.

Graphique 3-7 : *La trajectoire de la biomasse optimale.*



Source : Clark (1990)

Avec la prise en compte de la fonction de croissance du stock de Gordon et Schaefer, l'équation (3-18) a une forme quadratique. On obtient donc deux solutions dont une qui ne satisfait pas la contrainte de positivité du stock.
La solution est de l'expression suivante :

$$B^* = \frac{K}{4}\left[1 + \frac{c}{pqK} - \frac{\delta}{r} + \sqrt{\left(1 + \frac{c}{pqK} - \frac{\delta}{r}\right)^2 + \frac{8\,c\,\delta}{qpKr}}\right] \qquad (3\text{-}20)$$

Il est possible de déterminer à partir des équations (3-15) la direction de $B*$ après une variation positive des paramètres (Clark, 1985).

Tableau 3-1 : *Dépendance qualitative de la biomasse optimale face aux paramètres du modèle.*

	p	c	δ	q	r	K
Variation de B^*	-	+	-	-	+	+

Source : Clark, 1985

Deux cas particuliers peuvent être considérés :

- $\delta = 0$, $B^* = \frac{1}{2}(\frac{c}{pq} + K) = B^{MEY}$

- $c = 0$, $B^* = \frac{K}{2}(1 - \frac{\delta}{r})$

Ces deux cas illustrent le fait que les effets du coût seul déplacent B^* vers la droite alors que les effets de l'actualisation seule déplacent B^* vers la gauche.

3.3.2. Introduction de la notion de temps

Dans la première partie, les paramètres sont constants. Nous introduisons la notion de temps de la façon suivante (Clark, 1985) :

$$\begin{aligned} &\underset{\{E_t\}}{Max} \int_0^{\infty} (p_t q_t(B_t) B_t - c_t E_t)\, \eta_t \partial t \\ &s.t. \quad \dot{B} = F(B_t, t) - q_t(B_t) E_t B_t \qquad (3\text{-}21) \\ &\qquad 0 \le E_t \le E^{\max} \end{aligned}$$

avec $\eta_t = \exp(-\int_0^t \delta_s ds)$.

Pour simplifier les notations, on définit : $\phi_t(B_t) = p_t - c_t(B_t)$ et $c(B_t) = \frac{c_t}{q_t(B_t) B_t}$

Ainsi $\pi_t = \phi_t(B_t) Y_t$ avec $Y_t = q_t(B_t) E_t B_t$ la capture.

Il existe alors un niveau de biomasse optimal dépendant du temps $B_t = B_t^*$ déterminé par (Voir la preuve dans Clark, 1985) :

$$\frac{\partial F_t}{\partial B_t} + \frac{F_t \partial \phi_t / \partial B_t}{\phi_t} = \delta_t - \frac{\partial \phi_t / \partial t}{\phi_t} \qquad (3\text{-}22)$$

B_t^* est la solution singulière du problème d'optimisation. Cette équation est proche de l'équation fondamentale (3-18b) dans le modèle indépendant du temps. Seul le dernier terme

$-\frac{\partial \phi_t / \partial t}{\phi_t}$ les différencie (en dehors également des dérivées partielles au lieu des dérivées ordinaires). Ce nouveau terme représente le taux relatif de croissance de la profitabilité de la capture au cours du temps. Il doit donc être soustrait au taux d'actualisation courant. (Clark, 1985). Les autres termes gardent la même interprétation.

L'équation (3-22) peut aussi s'écrire sous la forme suivante :

$$F'(B_t) - \frac{c'(B_t)F(B_t)}{p_t - c(B_t)} = \delta - \frac{\dot{p}_t}{p_t - c(B_t)} \qquad (3\text{-}23)$$

Ainsi, le taux d'actualisation est corrigé par le taux relatif d'augmentation du prix ($\dot{p}_t$ est la dérivée de p_t en fonction du temps).

Clark (1985) montre que la politique de pêche optimale est de suspendre la pêche durant un certain intervalle de temps : $t_1 \le t \le t_2$. Le niveau d'effort de pêche approprié E_t * est donc donné par :

$$E_t^* = \begin{cases} \dfrac{F(B_0^*)}{q(B_0^*)B_0^*} & pour\ t < t_1 \\ 0 & pour\ t_1 \le t \le t_2 \\ \dfrac{F(B_1^*) - B_1^*}{q(B_1^*)B_1^*} & pour\ t > t_2 \end{cases} \qquad (3\text{-}24)$$

Ainsi, le propriétaire décide de vendre plus tard à un prix plus élevé plutôt que d'exploiter et de vendre le stock au prix courant p_0. La période d'attente dépend du taux d'actualisation et du taux de croissance du stock autant que l'anticipation de l'augmentation du prix. Il est possible que cette règle soit infaisable du fait de contraintes dues à une politique sur l'effort par exemple. Dans ce cas, il est nécessaire d'établir un intervalle bloqué par les contraintes avant d'estimer les règles de la politique de pêche (Clark, 1985).

3.3.3. Introduction de la demande et de l'offre optimale de pêche

Une fonction de demande est introduite : $p = P(Q)$, avec Q l'offre. Cette fonction est supposée décroissante. L'élasticité est alors définie par l'expression suivante :

$$e = -\frac{P}{Q}\frac{dQ}{dP}$$

Supposons tout d'abord un monopole.

Le profit a donc la forme ci-dessous :

$$\pi_t = \pi(Y_t, B_t) = P(Y_t)Y_t - c(B_t)Y_t \quad (3\text{-}25)$$

avec $c(B_t)$, le coût unitaire de capture, Y_t est donné par $Y_t = q(B_t)B_t E_t$.

La maximisation du profit s'écrit :

$$\begin{aligned} &Max \int_0^{\infty} e^{-\delta t}\pi(Y_t, B_t)dt \\ &\frac{dB_t}{dt} = F(B_t) - Y_t \qquad (3\text{-}26) \\ &0 \le E_t \le E^{\max} \end{aligned}$$

Le niveau de biomasse optimal du monopole s'écrit B_m^*. Il est déterminé par les équations suivantes :

$$F'(B) + \frac{\partial\pi / \partial B}{\partial\pi / \partial Y} = \delta \text{ et } Y = F(B)$$

En utilisant (3-25), on obtient :

$$F'(B) - \frac{c'(B)F(B)}{RM - c(B)} = \delta \qquad (3\text{-}27)$$

avec le revenu marginal $RM = \frac{d}{dY}\left[P(Y)Y\right] = P(Y) + Y\frac{dP}{dY}$

L'équation (3-27) est très proche de l'équation fondamentale (3-18). Deux différences sont à noter. Le niveau de l'offre optimale du monopole est basé sur le revenu marginal plutôt que sur le prix. L'équation (3-27) est égale à l'équation (3-18) dans le cas où l'élasticité de la demande est infinie, c'est-à-dire $dP/dY = 0$.

Introduisons maintenant l'offre sociale optimale. L'utilité sociale de la consommation Q s'écrit : $U(Q) = \int_0^Q P(q)dq$.

Le bien être social correspondant à un taux d'offre de poissons Y_t s'écrit :

$$\pi_s(Y_t, B_t) = U(Y_t) - c(B_t)Y_t.$$

La valeur présente actualisée du bien être social net est donnée par :

$$\int_0^{\infty} e^{-\delta_s t}\left[U(Y_t) - c(B_t)Y_t\right]dt \quad (3\text{-}28)$$

avec δ_s le taux d'actualisation social.

La biomasse sociale optimale B_s^* est obtenue par le biais de l'équation ci-après.

$$F'(B) - \frac{c'(B)F(B)}{P(Y) - c(B)} = \delta_s \qquad (3\text{-}29)$$

Il s'agit donc du niveau de biomasse optimal pour un unique propriétaire face à une compétition pure de marché à un prix constant $p = P(Y)$.

(3-29) diffère de (3-27) en deux points : le revenu marginal est remplacé par $P(Y)$ et δ_m par δ_s.

Par contre, si $\delta_m = \delta_s$, $B_s^* < B_m^*$. Cela montre que le monopole produit moins de façon relative que l'optimum social. La biomasse du monopole est mieux conservée que celle de l'optimum social. Pourtant la littérature montre que le monopole est moins conservateur c'est-à-dire qu'il exploite plus intensément les stocks. Donc, le monopole et l'actualisation agissent de façon opposée et le résultat final n'est pas déterminé (Clark, 1985).

Discussion et conclusion du troisième chapitre

Ce chapitre rappelle les modèles fondamentaux de la bioéconomie. Les modèles statiques puis dynamiques sont présentés dans leurs formes quasiment les plus simples. Les principales propriétés et résultats sont exposés en insistant sur les niveaux de biomasses et d'efforts qui devraient être mis en place. Bien sûr, de nombreuses extensions existent.

Des auteurs s'attardent sur la notion d'incertitude. Cette dernière est présente à de nombreuses étapes de la construction d'un modèle bioéconomique. L'incertitude apparaît à la fois dans les volets économiques et halieutiques. En effet, l'incertitude peut être présente au niveau de la variation des prix, des coûts et de l'adaptation des pêcheurs face à ces changements. Dans la partie halieutique, l'incertitude concerne la ressource soumise aux conditions environnementales et climatiques ainsi que la relation stock-recrutement. Du point de vue de la modélisation, celle-ci se base principalement sur les niveaux de captures observés. Mais ces données sont souvent incomplètes et/ou sous évaluées (en particulier à cause des fraudes supposées égales, par Ropars (2002), à 20% en plus des captures officielles pour la pêche de la coquille saint Jacques en Baie de Saint Brieux). Une solution adoptée consiste à introduire des éléments stochastiques dans l'évaluation des stocks. Ainsi, le stock prend la forme suivante : $B_{t+1} = \theta_t F(S_t)$, avec S_t les espèces échappées (non capturées par

les pêcheurs) et θ_t une suite séquentielle de variables aléatoires indépendamment et identiquement distribuées.

D'autres auteurs se consacrent à la notion de capital. Les modèles présentés supposent que le capital humain et physique est parfaitement malléable entraînant des investissements réversibles. Mais dans la réalité, certaines pêcheries nécessitent des engins et des bateaux spécifiques pour l'exploitation des espèces. Ainsi, le caractère non malléable du capital engendre des implications importantes en matière de politique de gestion. Une nouvelle contrainte dynamique est alors intégrée. Elle exprime la variation du capital entre deux périodes en fonction de la dépréciation du capital présent (exprimé à l'aide du taux γ) ainsi que de l'investissement brut dans la flotte : $\dot{K} = I - \gamma K$. La nouvelle politique de gestion doit alors tenir compte de la dynamique de la ressource mais aussi de celle du capital. La résolution du problème dynamique devient donc beaucoup plus complexe.

Certains se concentrent sur les systèmes de régulation. Clark (1985) propose une classification des différentes méthodes :

- Restriction concernant les bateaux (dimension, tonnage, puissance…) ou/et les engins (type, taille, nombre d'engins) ;
- Restriction concernant le temps et le lieu de pêche ;
- Restriction concernant la capture : espèce, taille, sexe… ;
- Quotas totaux par espèce et lieu ;
- Contrôle de qualité : utilisation de glace, de frigo et conservateurs… ;
- Limitation par les licences qui limitent le nombre de pêcheurs ;
- Mécanismes financiers : taxes sur les captures ou sur l'effort de pêche ou leurs composants ;
- Quotas de capture par pêcheur.

Les quotas totaux et les fermetures des pêcheries contournent les problèmes de droit de propriété en les ignorant. Mais ces méthodes ont tendance à augmenter les capacités de pêche. Elles sont parfois appelées « régulation par la maximisation de l'inefficacité ». De la même façon, limiter l'entrée à la pêcherie augmente la capacité de pêche. En effet la capacité finale est plus importante avec les licences que sans. Les quotas individuels et les taxes sur les captures sont équivalents économiquement et permettent d'atteindre l'allocation optimale de l'effort (Clark, 1985 et 1990). Il semble difficile d'établir une politique de régulation mais le choix de politiques hybrides serait, semble-t-il, mieux approprié.

Enfin les notions de pêcheries à plusieurs espèces sont parfois introduites. Trois formes de cohabitations ou interactions entre les espèces existent :

- Les espèces sont indépendantes ;
- Les espèces se situent à différents niveaux de la chaîne trophique. Cette interaction est qualifiée de « proie-prédateur » (Yodzis, 1994 ; Flaaten, 1991 et 1998). Ainsi, Flaaten (1991 et 1998) proposent les fonctions de croissances suivantes : pour les proies $\frac{dB_1}{dt} = r_1 B_1 (1 - \frac{B_1}{K_1}) - \alpha B_1 B_2$ et pour les prédateurs $\frac{dB_2}{dt} = r_2 B_2 (1 - \frac{B_2}{\beta B_1})$. A partir de ces dynamiques de population, des simulations peuvent être réalisées pour révéler les effets des relations proie-prédateur dans certaines zones, comme le font Boncoeur *et al.* (2000) pour les zones marines protégées de la mer d'Iroise en Bretagne ;
- Les espèces se situent au même niveau trophique. Elles sont susceptibles de rentrer en compétition pour la nourriture ou pour l'espace. Cette interaction est appelée « compétition trophique ». Chaque espèce agit contre les intérêts de l'autre (Fleming, 2003). Ainsi un exemple de deux niveaux de biomasse peut être le suivant : $\frac{dB_1}{dt} = r_1 B_1 (1 - \frac{B_1}{K_1}) - \alpha B_1 B_2$ et $\frac{dB_2}{dt} = r_2 B_2 (1 - \frac{B_2}{K2}) - \beta B_1 B_2$ (Clark, 1990).

Pour finir, la notion de spatialisation peut être introduite. Dans le cas où celle-ci est hétérogène, une formulation classique de la biomasse de la métapopulation peut être (Sanchirico et Wilen, 1999 et 2001) : $\dot{B}_i = F_i(B_i) + d_{ii} B_i + \sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^{n} d_{ij} B_J$, avec B_i la biomasse du secteur i, F_i la fonction de croissance du secteur i, d_{ii} le taux d'émigration du secteur i et d_{ij} le taux de dispersion entre les secteurs i et j ; $i = 1,...,n$.

A ce modèle biologique, il est nécessaire d'intégrer la spatialisation de l'effort :

$\dot{E}_i = s_i R_i(E_i, B_i) + \sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^{n} s_{ij}\left[R_i(E_i, B_i) - R_j(E_j, B_j)\right]$, avec $R_i(E_i, B_i)$ la rente obtenue dans le secteur i et s_i ou s_{ij} les taux de dispersion au sein d'un même secteur ou avec un autre secteur.

Ces extensions permettent bien entendu des analyses plus fines des pêcheries mais rendent la résolution des modèles beaucoup plus complexe. Elles nécessitent également des données supplémentaires qui ne sont pas toujours disponibles.

Les modèles bioéconomiques ayant été présentés, il est maintenant nécessaire de les utiliser pour répondre à la deuxième question soulevée par notre problématique : comment évaluer l'impact de certaines activités humaines sur un territoire multifonctions ? Pour cela, un témoin est pris en compte : le stock de grandes aloses dans l'estuaire de la Gironde. Dans le chapitre suivant, un modèle bioéconomique est alors mis en place pour estimer l'impact de trois activités humaines : la centrale nucléaire du Blayais, la pêcherie civellière et la crevettière.

Chapitre 4

Impact de trois activités humaines sur la pêche commerciale de la grande alose

L'objectif de ce chapitre est de mettre en évidence les impacts engendrés par certaines activités sur l'estuaire de la Gironde. Ces impacts vont être ressentis par la population vivant dans l'estuaire et donc plus particulièrement par les espèces de poissons. La faune piscicole est en bout de chaîne trophique et cette position en fait une composante intégratrice intimement liée à la qualité du milieu. De façon indirecte, les pêcheurs seront les témoins de ces impacts qui auront un effet sur leur possibilité de capture. Le chapitre précédent a établi une liste (non exhaustive) des modèles susceptibles de pouvoir répondre à cet objectif en fonction des différentes hypothèses retenues. La bioéconomie est un outil essentiel pour coupler à la fois des modèles biologiques et des modèles économiques. Plusieurs questions méritent alors d'être posées. L'approche globale est-elle mieux appropriée que l'approche analytique ? Quelle(s) espèce(s) pouvons nous retenir ? Avons-nous les informations nécessaires pour la mise en place d'un modèle multi-espèces ? Quelles sont les données disponibles au sujet des impacts subis ? Le cycle biologique des espèces est-il bien établi ? L'approche retenue sera-t-elle statique ou dynamique ? L'intégration de la spatialisation a-t-elle un sens dans l'exemple étudié ?

L'objectif est de pouvoir croiser à la fois des données du cycle biologique, des données économiques et des données d'impact sur une période commune. Ces contraintes ont alors dicté de nombreux choix et principalement des réponses aux questions énoncées plus haut. Le premier choix s'est porté sur la grande alose, poisson migrateur, bien connu du CEMAGREF de Bordeaux grâce à de nombreuses études. Les travaux de Catherine Taverny (1991), de Delphine Martin (1999), de Patrick Lambert *et al.* (2001), de Gérard Castelnaud *et al.* (2001) et d'Aude Lochet (2006), entre autres, ont permis une réelle connaissance du cycle biologique de cette espèce. Trois activités humaines ont été sélectionnées : la centrale nucléaire du Blayais ainsi que les pêcheries commerciales de la civelle et de la crevette. Les impacts ont été estimés par Catherine Taverny (1991) et Boigontier et Mounié (1982) de 1982 à 1988. Les données économiques seront calibrées en fonction de la période retenue.

L'ambition est aussi d'établir une méthode d'évaluation des impacts physiques en terme

économiques. Dès que d'autres données seront disponibles, une autre étape consistera à développer les résultats obtenus à un plus grand nombre d'espèces et d'activités humaines.

Les différentes sections de ce chapitre ont pour objectif de présenter la grande alose, d'énoncer les hypothèses du modèle, d'expliquer les méthodes suivies et enfin d'exposer les résultats obtenus.

1. La grande alose : son cycle biologique et son exploitation commerciale

L'alose appartient à la famille des clupéidés (comme le hareng ou la sardine). Les caractéristiques générales des clupéidés sont un corps fusiforme comprimé latéralement, de petites dents, des branchicténies nombreuses, une carène ventrale formée d'écailles particulières, les scutelles et un intestin long en liaison avec leur régime alimentaire zoo-phytoplanctonophage.

L'alose est une espèce migratrice amphihaline[30] potamotoque[31], reconnaissable à sa bouche et à la présence de deux écailles allongées à la base de sa longue nageoire caudale.

La grande alose, *Alosa alosa,* appartient au genre *Alosa* des clupéidés. Ce genre regroupe seize espèces dont également l'alose feinte (*Alosa fallax*) présente elle aussi sur l'estuaire de la Gironde.

Selon leur répartition géographique, le genre *Alosa* peut être divisé en trois grands groupes : un groupe Atlantique Ouest, un groupe ponto-caspien, un groupe Atlantique-Est et Méditerranée. La grande alose et l'alose feinte sont les uniques représentantes de ce dernier groupe.

La grande alose qui était autrefois présente le long de la côte Atlantique de la Norvège au Sud du Maroc, ne serait plus présente que de la Loire au Portugal et quasiment absente de la Méditerranée. Cette restriction de l'aire géographique est due à plusieurs facteurs dont la pêche, la pollution, la dégradation de l'habitat avec, entre autres, les extractions de granulats, la restriction des voies de migration avec notamment l'édification de barrages (Lochet, 2006).

Aujourd'hui la grande alose se reproduit principalement en France, la population la plus importante étant celle du système fluvio-estuarien. L'estuaire de la Gironde correspond d'ailleurs au cœur de son aire de répartition (Castelnaud *et al.*, 2001). D'après Delphine

[30] Qualifie une espèce dont une partie du cycle biologique s'effectue en mer et une autre partie en rivière.
[31] Qualifie un poisson dont la reproduction s'effectue en eau douce.

Martin (1999), elle peut être alors considérée comme une population référence même si différents indicateurs montrent des effectifs de juvéniles et de géniteurs en diminution (Girardin *et al.*, 2005).

Un individu adulte mesure en moyenne entre 30 et 70 centimètres et pèse entre 1 et 3 kilos.
Ses caractéristiques principales sont :

- Un corps oblong, aplati latéralement, large nageoire caudale très échancrée ;
- Une seule nageoire dorsale, à rayons flexibles, située au-dessus des ventrales montrant à leur base une grande écaille pointue ;
- Une mâchoire supérieure échancrée ;
- Plus de 70 écailles sur la ligne latérale ;
- Un dos bleuté ou bleu olivâtre, flancs cuivrés, ventre argenté ;
- Une tache noire très nette, circulaire, en arrière de l'angle supérieur des opercules, suivie de trois ou quatre taches estompées.

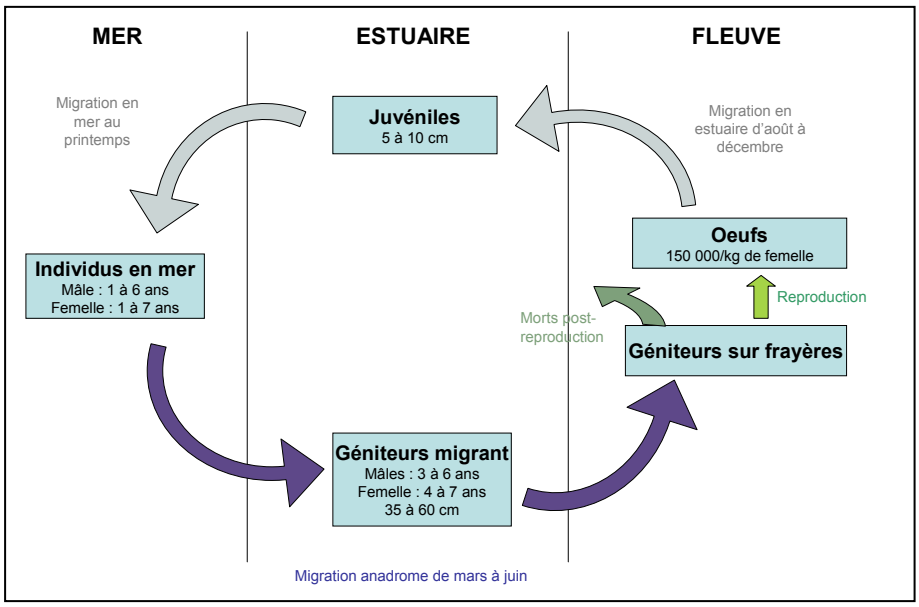
Le cycle biologique comporte quatre phases principales (Martin, 1999, Taverny, 1991, Lochet, 2006) :

- La reproduction a lieu en eau douce, en amont des zones sous influence de la marée dynamique, entre les mois d'avril et de juillet. Le frai débute lorsque la température de l'eau dépasse 18°C. La ponte a lieu de nuit et se manifeste très bruyamment. Les couples, flanc contre flanc, frappent la surface de l'eau avec la nageoire caudale tout en décrivant des cercles. Pendant ce temps, les produits génitaux sont expulsés et la fécondation a lieu dans le tourbillon qui a été engendré. Les oeufs ne sont pas déposés sur le fond mais abandonnés au courant, chaque femelle peut en pondre jusqu'à 200 000. Un grand nombre de reproducteurs meurent après la fraye, les géniteurs de grande alose sont dits semelpares ;
- La migration d'avalaison des alosons (longueur totale de 5 à 10 cm) vers l'estuaire a lieu d'août à décembre chez la grande alose. Ils gagnent la mer au printemps ;
- La croissance en zone marine demande 3 à 6 ans chez la grande alose avec un mode de 4 à 5 ans selon les années ;
- La remontée des géniteurs en eau douce se déroule de mars à juin. Cette migration est peu active sous le seuil de température de 11°C. Le débit et les marées influencent également cette migration. Les femelles remontent plus tardivement

que les mâles et sont, par conséquent, exposées à de plus grandes difficultés de migration.

Les géniteurs reviennent se reproduire sur leur axe fluvial d'origine, ce qui conduit à un isolement génétique des populations.

Figure 4-1 : *Cycle écologique de la grande alose (Alosa alosa) dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne*.



Source : Delphine Martin (1999).

En eau douce, les juvéniles se nourrissent essentiellement de larves d'insectes aquatiques. En estuaire, l'alimentation des jeunes grandes aloses n'est actuellement pas très documentée. La grande alose est planctonophage, se nourrissant essentiellement d'euphausiacés et de copépodes (Lochet, 2006).

En 2005, la pêcherie commerciale de la grande alose se situait au quatrième rang en valeur des productions annuelles de poissons et agnathes amphihalins dans les cours d'eau et estuaires français et au deuxième rang en volume après l'anguille, *Anguilla anguilla*. Généralement, le bassin de la Garonne fournit 90% du tonnage total national. Les 10% restant sont produits par les bassins de la Loire et de l'Adour. L'alose vraie est essentiellement capturée en tant qu'espèce cible au filet tramail dérivant et en tant qu'espèce accessoire au filet tramail dérivant à la lamproie marine. Deux autres métiers sont répertoriés mais représentent une activité professionnelle trop faible pour être suivis : la pêche au baro (filet

rotatif monté sur ponton) et la pêche au coul (sorte de grande épuisette maniée à la main) (Girardin *et al.*, 2005). Les périodes de pêche se calquent sur la migration. Elles commencent début avril et se terminent vers le 15 juin. Cependant, les premières aloses sont capturées, accidentellement, début mars lors de la pêche de la lamproie marine (Castelnaud, 2001).

La grande alose migre dans le bassin versant au stade adulte pour aller s'y reproduire et au stade juvénile pour gagner les zones de croissances marines (Martin, 1999). Tout au long de sa migration, l'alose subit l'impact de l'environnement et des différentes pollutions. Les activités humaines (pêche commerciale et récréative, extraction de granulats, barrages, activités industrielles…) génèrent des pressions importantes sur les stocks. Le modèle bioéconomique que nous allons présenter dans les sections suivantes aura pour objectif d'évaluer les impacts de trois activités humaines sur le stock de la grande alose.

2. Les hypothèses du modèle

Les modèles bioéconomiques vus dans le chapitre précédent considèrent uniquement deux secteurs : le secteur économique et le secteur halieutique. Pour mettre en évidence l'impact des activités humaines sur l'estuaire de la Gironde, un troisième secteur est intégré : celui de l'impact extérieur. Donc, le modèle retenu sera composé de trois volets. Le premier, appelé secteur halieutique, traitera du stock de poissons. Le second, le secteur économique, s'occupera des choix des pêcheurs. Enfin, le dernier secteur concernera un impact extérieur.

Commençons par le secteur halieutique. Le stock de poissons est le centre du modèle. Sachant les données disponibles, nous choisissons un modèle avec une approche globale, c'est-à-dire le stock est modélisé sans prendre en compte les interactions internes. Le stock de poissons sera donc considéré comme une « boîte noire » où nous connaîtrons uniquement le taux de croissance intrinsèque[32]. Le choix de la fonction de croissance du stock est alors essentiel.

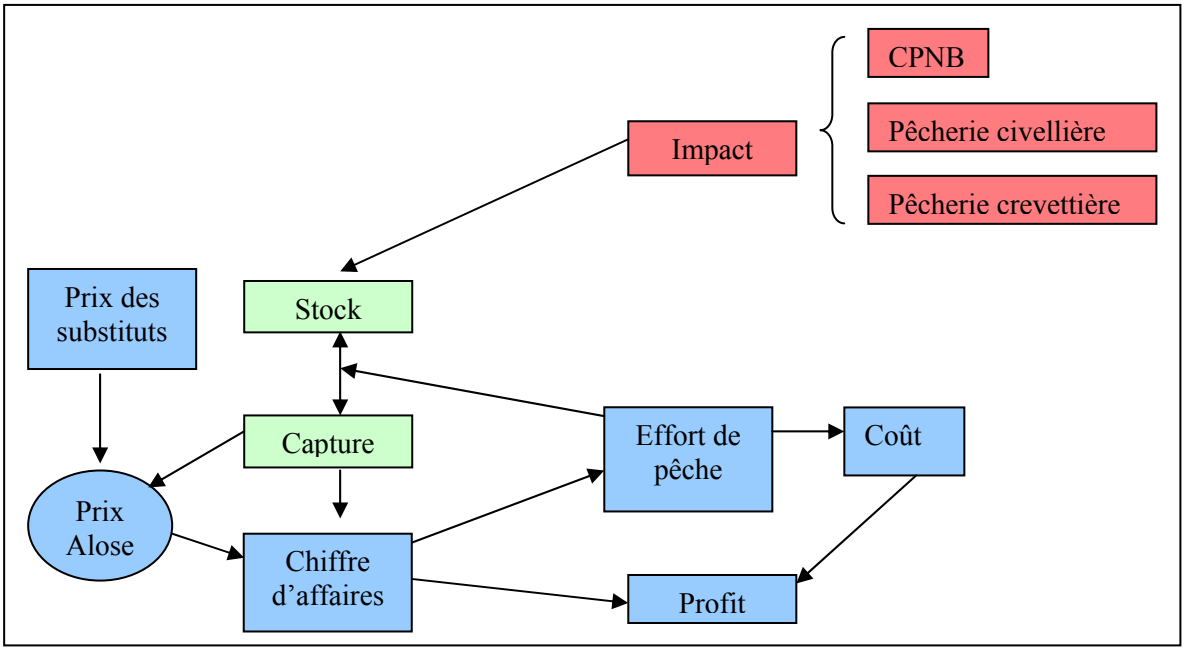
Le secteur économique va dépendre des choix du pêcheur. Il regroupe l'ensemble des investissements c'est-à-dire les différents coûts (variables et fixes) que le pêcheur va accepter d'effectuer pour mener à bien son activité. Ces coûts sont étroitement liés à l'effort de pêche.

[32] Nous intègrerons également une relation juvéniles-géniteurs.

En effet, cela englobe le choix du nombre de jours de pêche, le nombre de bateaux et d'engins possédés, l'entretien de ces bateaux et de ces engins.

Enfin un impact extérieur est considéré. Il peut être lié à une activité agricole, industrielle, urbaine… Cet impact va diminuer le stock de poissons et représenter une perte de capture potentielle pour le pêcheur. Il est considéré comme un manque à gagner pour la profession.

Figure 4-2 : *Le modèle bioéconomique.*



L'approche retenue suppose un comportement optimisant de la part des pêcheurs. Formellement, cela revient à maximiser leur surplus en prenant en compte la dynamique du stock de poissons. On établit deux surplus indexés ou non par l'impact. Cela permet de les comparer et de mettre en évidence un manque à gagner pour les pêcheurs.

Les sections suivantes reprennent en détail chacun des secteurs pour présenter l'ensemble des hypothèses considérées.

2.1. Prise en compte de l'impact

L'objectif de ce modèle bioéconomique est d'évaluer économiquement l'impact des activités humaines sur la pêche commerciale. Les études du CEMAGREF permettent de connaître les quantités de poissons détruites par trois activités humaines : la centrale nucléaire du Blayais,

la pêcherie civellière et la pêcherie crevettière. Si ces activités n'avaient pas eu lieu, ces quantités de poissons détruites auraient été potentiellement capturables par les pêcheurs. Elles sont considérées comme une partie du stock « perdue » pour les pêcheurs et représentent donc un manque à gagner.
La centrale nucléaire fonctionne depuis 1982. L'ensemble des données obtenues concernant l'activité de pêche a été recensé après l'ouverture de la centrale. Il en résulte que l'effort de pêche employé et donc les données obtenues prennent déjà en compte la présence de l'impact. Ces données représentent alors le cas « avec impact ».

Pour connaître, les effets sur le profit des pêcheurs professionnels des activités humaines, un second stock de poissons doit être considéré : celui qui aurait été obtenu si les activités humaines n'avaient pas eu lieu. Toutefois, cette quantité de poissons détruite n'est pas directement imputable aux quantités capturées par les pêcheurs. En effet, sans les activités, le stock de poissons serait *a priori* plus important mais tous les poissons détruits n'auraient pas été capturés. Ces poissons auraient subi une mortalité naturelle et seraient soumis à un taux de capture. Concrètement, dans la situation « sans impact », nous constituons le niveau de stock fictif non impacté. A ce niveau de stock seront appliquées la fonction de croissance du stock et l'activité de pêche professionnelle.

Deux situations sont alors prises en compte : celle « avec impact » et celle « sans impact ».
Pour modéliser la première, nous exprimons la dynamique du stock en fonction de la croissance du stock (intégrant le recrutement et la mortalité naturelle) et de la mortalité due à la pêche. Pour modéliser le cas « sans impact », nous intégrons dans la dynamique du stock la mortalité due à l'activité extérieure pour retrouver un niveau de biomasse non impacté. On obtient donc bien deux cas engendrant deux niveaux de profits comparables. Ces comparaisons permettent d'apprécier l'impact des activités humaines sur la pêche commerciale.

Trois activités humaines sont considérées : le centre de production nucléaire du Blayais (CPNB)[33], la pêcherie civellière et la pêcherie crevettière. Deux thèses s'intéressent à l'impact de la centrale nucléaire sur l'alose. Il s'agit de celle de Boigontier et Mounie (1984) et celle

[33] La centrale nucléaire nécessite une consommation d'eau importante pour alimenter un circuit de refroidissement. Elle pompe directement cette eau dans l'estuaire de la Gironde. Cette eau de refroidissement après avoir été pompée, passe à travers des tambours filtrants qui permettent de capturer et de renvoyer d'éventuels poissons dans le fleuve.

de Taverny (1991). Seule la dernière estime l'impact des deux pêcheries (civellière et crevettière) sur l'alose.

La thèse de B. Boigontier et D. Mounie (1984) analyse l'impact de la centrale nucléaire du Blayais sur onze espèces différentes. La démarche suivie a consisté à obtenir les coefficients de mortalité pour calculer le nombre de quantités détruites à partir des quantités d'organismes piégés. Les organismes sont capturés dans les caniveaux de rejet des eaux de lavage des tambours en vue d'étudier la mortalité après passage sur les tambours filtrants et décolmatage par les jets de diverses pressions (B. Boigontier et D. Mounie 1984). Les tests sont effectués entre octobre 1981 et juin 1982.
G. Castelnaud, P. Lambert et E. Rochard rappellent les résultats de cette thèse ainsi que les travaux de 1986 lors de l'exposé à la Commission Locale d'Information auprès du CPNB en 1998.
La démarche de Catherine Taverny (1991) consiste au suivi de l'impact exercé par le CPNB situé sur chacun des deux canaux qui collectent l'ensemble des eaux de lavage. D'août 1985 à décembre 1988, la fréquence des séries d'échantillonnages est hebdomadaire (prélèvements répétés toutes les demi heures). Entre août 1985 et juin 1986, le temps d'échantillonnages moyen journalier est de dix heures. Un allègement du suivi est effectué d'août 1986 à décembre 1988.

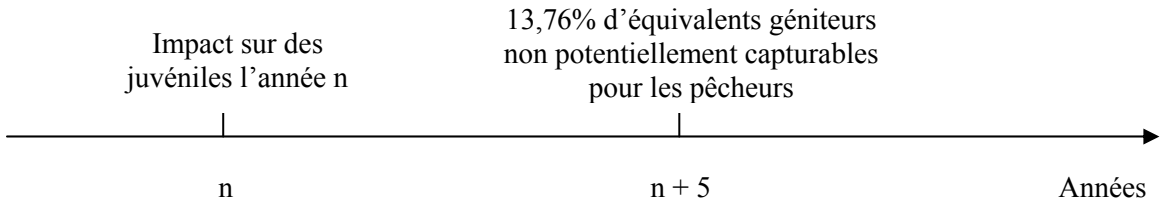
Deux remarques sont nécessaires pour mieux appréhender ces impacts :

- L'impact du CPNB sur le stock d'aloses est très variable. En effet, le fonctionnement des quatre tranches n'est pas forcément constant dans le temps. Suivant l'intensité des demandes en énergie électrique et suivant les nécessités d'entretien technique, une ou plusieurs unités de pompage peuvent être simultanément à l'arrêt. Ainsi par exemple, durant le second semestre de 1985, le fonctionnement complet des quatre tranches a lieu au mois de septembre et de décembre. En 1986, une tranche sur trois est à l'arrêt entre les mois de mai et d'octobre (Taverny, 1991) ;
- Taverny (1991) différencie les impacts en fonction des âges des alosons, c'est-à-dire que les quantités détruites d'alosons d'âge 1 et d'alosons d'âge 2 sont estimées. Pour obtenir l'impact global subi par les différentes cohortes, les résultats obtenus sont alors additionnées. Par contre pour les cohortes de 1984,

seuls les impacts subis par les individus d'âge 2 ont été évalués d'où un niveau global faible par rapport aux autres années.

Par ailleurs, pour certains types de pêche, les engins utilisés capturent, outre l'espèce cible, une faune accompagnatrice parfois importante. C'est le cas de la pêche à la civelle, *Anguilla anguilla* (ouverte du 15 novembre au 30 mars) et de la pêche à la crevette blanche, *Palaemon longirostris* (ouverte toute l'année) qui capturent, de façon accidentelle, des alosons. Seule la thèse de Catherine Taverny (1991) estime l'impact des deux pêcheries (civellière et crevettière) sur les juvéniles d'alose.

L'estuaire de la Gironde abrite à la fois des aloses juvéniles et des aloses géniteurs. La pêcherie commerciale de l'alose n'est autorisée que pour les aloses ayant une certaine taille, c'est-à-dire pour celles au stade géniteur (décret no 94-157 du 16 février 1994). Les impacts estimés pour les trois activités extérieures concernent uniquement les aloses juvéniles. Or, ces juvéniles détruits deviendraient des géniteurs et donc des captures potentielles. Il est donc nécessaire d'exprimer les juvéniles détruits en équivalents géniteurs. L'article de Lambert *et al.* (2001) montre qu'il faut en moyenne cinq ans à un juvénile pour atteindre le stade adulte et que seuls 13,76% des juvéniles deviennent des géniteurs. Donc si une quantité X de juvéniles est détruite en 1982, cela correspond à une perte de 13,76% d'équivalents géniteurs en 1987. Par exemple, les impacts de la centrale sont estimés en 1982, 1985, 1986, 1987 et 1988 donc les modèles développés correspondent aux années 1987, 1989, 1990, 1991 et 1993.



2.2. Le modèle théorique

L'idée est de maximiser le profit du pêcheur sous la contrainte de dynamique du stock. La situation de référence est celle « avec impact ». En effet, les données obtenues prennent en compte l'impact des différentes activités. L'impact est supposé proportionnel à la biomasse et est exprimé de la façon suivante :

$$I_t = \alpha_t B_t \text{ avec } 0 \leq \alpha_t \leq 1 .$$

I_t étant l'impact exprimé en nombre d'équivalents géniteurs détruits et B_t la biomasse totale. Ce modèle est inspiré du modèle de Clark (1990). On a endogénéisé les prix.

$$\begin{aligned} \underset{\{E_t\}}{Max}\ \pi &= \int_0^{\infty} (p_t Y_t - c_t E_t) e^{-\delta t} dt \\ s.t.\quad \dot{B} &= F\left[B_t(1-\alpha_t)\right] - q_t E_t B_t (1-\alpha_t) \\ Y_t &= q_t E_t B_t (1-\alpha_t) \\ 0 &\le E_t \le E^{\max} \end{aligned} \qquad (4\text{-}1)$$

Avec Y_t la capture, p_t le prix, c_t le coût, E_t l'effort de pêche (exprimé en nombre de jours de pêche), $F(\,)$ la fonction de croissance de stock, δ le taux d'actualisation et q_t le taux de capturabilité. La situation « avec impact » est obtenue en fixant $\alpha = 0$.

Par construction, $Y = qEB(1-\alpha_t)$ avec q le taux de capturabilité. Le taux q peut être interprété comme la probabilité qu'une unité de biomasse soit capturée lorsqu'une unité d'effort est déployée (Lalöe, 1990). Cette relation peut être assimilée à une fonction de production reliant durablement l'output Y à l'intrant E (Ropars 2002).
La résolution de ce programme dynamique conduit à la condition suivante pour une biomasse optimale (voir preuve dans Clark (1985)) :

$$\frac{\partial F_t}{\partial B_t} + \frac{F_t \partial \phi_t / \partial B_t}{\phi_t (1-\alpha_t)} = \frac{\delta}{1-\alpha_t} - \frac{\partial \phi_t / \partial t}{\phi_t (1-\alpha_t)} \qquad (4\text{-}2)$$

avec $\phi_t(B_t) = \dfrac{p_t - c_t(B_t)}{1-\alpha_t}$

Les interprétations de cette équation ont été données dans le troisième chapitre.

2.3. Le modèle empirique

Pour la partie empirique, le modèle que nous allons modéliser sera en mode discret. Il s'agit d'une maximisation du profit sous la contrainte de dynamique de stock. Le profit correspond à la différence entre les revenus (prix fois quantités) et les coûts (coûts journaliers fois le nombre de jours de pêche). La dynamique de stock prend en compte la fonction de croissance de ce stock à laquelle on soustrait les captures. Si nous nous plaçons dans le cas « avec impact », le modèle aura la forme ci-dessous.

$$\begin{aligned} &\underset{\{E_t\}}{Max} \sum_{t=0}^{6} \rho_t (p_t Y_t - c_t E_t) \\ &s.t.\ B_{t+1} - B_t(1-\alpha_t) = rB_t(1-\alpha_t)\left[1 - \frac{B_t(1-\alpha_t)}{K}\right] - q_t E_t B_t (1-\alpha_t) \\ &Y_t = q_t E_t B_t (1-\alpha_t) \\ &0 \le E_t \le E^{\max} \end{aligned} \qquad (4\text{-}5)$$

avec p le prix, Y la capture, c le coût, E le nombre de jour de pêche, B la biomasse, r le taux de croissance intrinsèque du stock, K la capacité d'accueil, α le taux de mortalité due à l'activité humaine et $\rho = \frac{1}{1+\delta}$.

Les données de biomasses sont tirées de l'article de Chanseau *et al.* (2005). Les données de captures sont de deux ordres : celles obtenues à partir des échantillons coopératifs mis en place par le CEMAGREF de Bordeaux et celles issues du rapport de Girardin *et al.* (2005). Les prix moyens par année ont été récoltés par le CEMAGREF de Bordeaux. L'ensemble de ces données est disponible sur la période de 1978 à 2002. Les données liées à l'impact ont été estimés dans le cadre de deux thèses : celle de Boigontier et Mounier (1982) et celle de Taverny (1991).

Avant de commencer cette maximisation, il est nécessaire d'estimer les différents paramètres. Nous allons alors raisonner par secteur. Nous commençons par nous intéresser aux caractéristiques biologiques, c'est-à-dire la capacité d'accueil, le taux intrinsèque et le taux de capturabilité. Ces trois paramètres vont être évalués selon deux méthodes.

3. Les caractéristiques biologiques

Deux méthodes ont été utilisées pour estimer les caractéristiques biologiques. Dans un premier temps, la méthode d'équilibre va être employée. Celle-ci consiste à supposer que le stock de poissons se situe à l'équilibre : $\dot{B} = 0$. La seconde méthode utilise les modèles de dynamique des populations qui rejettent l'hypothèse d'équilibre. Le logiciel ASPIC de M.H. Prager permet alors d'estimer les paramètres du stock de poissons. Enfin, on rappellera les résultats obtenus par les travaux du CEMAGREF de Bordeaux.

3.1. Méthode d'équilibre

La fonction de dynamique de stock est composée de la fonction de croissance du stock à laquelle on inclut la mortalité due à une activité extérieure (impact) et à laquelle on soustrait la mortalité due à la pêche commerciale (capture). Il se pose alors la question du choix de la fonction de croissance du stock. Etant donné le manque de données, un modèle d'approche globale avec une fonction de croissance logistique a été retenu.

$$F\left[B(1-\alpha)\right] = rB(1-\alpha)\left[1-\frac{B(1-\alpha)}{K}\right] \qquad (4\text{-}6)$$

Avec B la biomasse, r le taux intrinsèque de croissance et K la capacité d'accueil.
Deux contraintes doivent être modélisées : celle dans le cas « avec impact » et celle dans le cas « sans impact ».
La contrainte s'écrit : $\dot{B} = F\left[B_t(1-\alpha_t)\right] - q_t E_t B_t(1-\alpha_t)$ avec $\alpha = 0$ dans le cas « avec impact ». On se place à l'équilibre avec $\dot{B} = 0$

En utilisant $Y = qEB(1-\alpha)$, la capture peut être exprimée comme une fonction quadratique de l'effort de pêche : $Y = a\,E + b\,E^2$.
Cette équation est celle d'une parabole. Elle représente la fonction de production de long terme de la pêcherie et est parfois appelée « yield-effort curve ». Cette fonction peut être assimilée à une fonction de production qui considère le lien entre la capture et l'effort sans oublier la fonction de reproduction.
Les paramètres de cette formulation $\hat{a} = qK$ et $\hat{b} = -\frac{q^2 K}{r}$ sont alors estimés (Annexe II-1) et permettent de retrouver le niveau des trois caractéristiques biologiques (r, q et K). Les caractéristiques biologiques ne se modifient pas entre le cas « sans impact » et le cas « avec impact ».

On trouve les résultats suivants :

- $r = 0{,}09$;
- $q = 7{,}93E^{-0{,}5}$;
- $K = 1{,}67E^{6}$.

Mais cette approche qui suppose que les pêcheurs ne prélèvent que la productivité nette du stock, ne paraît pas conforme à la réalité observée. C'est pourquoi une seconde méthode est employée, celle-ci rejette l'hypothèse d'équilibre.

3.2. Les modèles de dynamique de population

Le choix de la structure du modèle est toujours un compromis entre la simplicité de la résolution et la fidélité liée à la complexité de la réalité. Plusieurs modèles de dynamique de population sont présentés. On s'attarde ensuite sur le fonctionnement du logiciel ASPIC qui permet de résoudre l'un des modèles. Enfin les résultats obtenus lors de l'application au cas de la grande alose dans l'estuaire de la Gironde sont exposés.

3.2.1. Les types de modèles

Les modèles de production sont peut être les seuls modèles qui peuvent décrire des dynamiques de poissons pour lesquelles il n'existe pas d'informations suffisantes sur les structures d'âge (Praguer, 1994, Chen et Andrew, 1998, Punt, 2003).
La forme générale des modèles de dynamique de la population est la suivante :

$$\begin{cases} B_{t+1} = (B_t + F(B_t) - Y_t)e^{\varepsilon_{B,t}} \\ I_t = qB_t e^{\varepsilon_{I,t}} \\ C_t^{obs} = C_t e^{\varepsilon_{C,t}} \end{cases} \qquad (4\text{-}7)$$

avec B la biomasse, $F(.)$ la fonction de croissance du stock (ou surplus de production), I l'indice d'abondance pour l'année t, q le taux de capturabilté, $\varepsilon_{B,i} \sim N(0,\sigma_B^2)$ l'erreur de processus (qui change en fonction de la taille de la population), $\varepsilon_{I,i} \sim N(0,\sigma_I^2)$ l'erreur d'observation de l'indice d'abondance et $\varepsilon_{C,i} \sim N(0,\sigma_C^2)$ l'erreur d'observation des captures.
Il existe alors cinq types de modèles qui diffèrent selon la façon dont l'erreur est introduite dans le modèle :

- Estimation à l'équilibre : $\sigma_C = \sigma_I = \sigma_B = 0$;
- Estimateur de l'effort moyen (Fox, 1975) ;
- Estimateur de l'erreur de processus : $\sigma_I = \sigma_C = 0$;

- Estimateur de l'erreur d'observation : $\sigma_B = \sigma_C = 0$;
- Estimateur total de l'erreur : $\frac{\sigma_B}{\sigma_I} = C$ avec C une constante pré-établie.

L'estimation à l'équilibre suppose que le stock de poissons est à l'équilibre et qu'il n'y a ni d'erreur d'observation ni d'erreur de processus. Mais cette hypothèse d'équilibre est rarement vérifiée dans la réalité. Elle peut biaiser les estimations des paramètres. Si le stock décline, le biais sera positif par contre si le stock croît, le biais sera négatif (Hilborn et Walters 1992). Mohn (1980) a évalué les paramètres d'équilibre en réalisant des simulations. Il montre que le niveau de la population affecte les estimations. Roff et Fairbain (1980) remarquent que les biais des estimations à l'équilibre ne sont pas diminués par une prise en compte d'un plus grand nombre d'années.

Fox (1975) réalise l'estimation de l'effort moyen. Il intègre un effort moyen pondéré sur un nombre d'années suffisamment significatif pour la pêcherie. Il exprime la capture par unité d'effort qui dépend du taux de capturabilité, de la capacité de charge et de l'effort pondéré moyen. Le modèle permet alors de trouver des estimations de E et de q (par le biais du logiciel PRODFIT). Il compare ensuite cette méthode à celle d'équilibre sur un cas précis (la population de crevette en Alaska). Il conclut que, pour cet exemple, la méthode d'équilibre est utile mais moins performante que l'estimation de l'effort moyen. Mais les paramètres estimés par cette méthode sont souvent fortement (positivement) biaisés (Hilborn, 1979 ; Polacheck *et al.*, 1993, Chen et Andrew, 1998).

Les erreurs de processus ne supposent aucune erreur en ce qui concerne les mesures de l'index d'abondance et des captures. Donc, toutes les erreurs viendraient seulement du changement de taille de la population. Elles peuvent être liées à la variabilité du recrutement, de la croissance ou de la mortalité naturelle. Les paramètres sont alors estimés à partir d'une analyse de régression multiple.

L'erreur d'observation suppose que la dynamique de la population n'est pas stochastique et que toutes les erreurs proviennent de l'observation de l'indice d'abondance. Les modèles avec erreur d'observation sont très utilisés pour les modèles de type « CPUE-Capture », c'est-à-dire les modèles utilisant comme série de données les CPUE et les captures. Ainsi, les estimateurs sont construits sur l'hypothèse que la dynamique de population est déterministe (c'est-à-dire qu'il n'y a pas d'erreur de processus) et que toutes les erreurs produites sont liées à la relation entre la biomasse et l'indice d'abondance. Cette hypothèse

s'écrit : $\log(I_i) = \log(qB_i) + \varepsilon_i$. Les paramètres du modèle ($B_{initiale}, q, r$ et K, avec l'hypothèse que $B_{initiale} = K$) sont estimés par la méthode des moindres carrés ordinaires ou par la maximisation de la fonction de vraisemblance (Polacheck *et al.*, 1993) ou par la minimisation de la somme des $\varepsilon_{I,i}$ au carré (Hilborn et Walters, 1992). Cette méthode est généralement considérée comme étant la meilleure (Punt, 1988 ; Hilborn et Walters, 1992 ; Laloë, 1995 ; Chen et Andrew, 1998).

L'estimateur total de l'erreur suppose une relation $\frac{\sigma_B}{\sigma_I} = C$ avec C une constante prédéfinie. Les estimations des paramètres, r, q et K, sont obtenues en minimisant une fonction log-likelihood qui inclut les contributions des erreurs de l'indice d'abondance et de processus : $-\ln L \propto n \ln \sigma_\eta + \frac{1}{2\sigma_\eta^2} \sum_t (\ln I_t - \ln(qB_t))^2 + n \ln \sigma_\varepsilon + \frac{1}{2\sigma_\varepsilon^2} \sum_t \varepsilon_t^2$. Il est alors nécessaire d'établir la relation entre σ_B et σ_I. Punt (2003) fixe $\sigma_B = \sigma_I$.

William et Prager (2002) utilisent des simulations pour comparer l'erreur d'observation et la méthode d'équilibre. Ils trouvent que la méthode d'équilibre est biaisée. Elle devrait être abandonnée sauf si la puissance informatique ne permet pas de résoudre les autres méthodes.
Polachek *et al.* (1993) compare les méthodes d'équilibre et de non équilibre. Les auteurs simulent 500 tables pour chaque ensemble de paramètres. Trois méthodes sont employées : l'observation des erreurs, l'erreur des processus et l'estimation à l'équilibre. La première est la moins biaisée et la plus précise quant à l'estimation de MSY et de E_{MSY}.

La méthode retenue est celle d'observation de l'erreur étant donné qu'elle est considéré par de nombreux auteurs comme étant la meilleure (Punt, 1988 ; Hilborn et Waletrs, 1992 ; Laloë, 1995 ; Chen et Andrew, 1998). Prager développe un logiciel, appelé ASPIC, qui utilise cette méthode pour estimer les caractéristiques biologiques d'un stock.

3.2.2. Le logiciel ASPIC

Le modèle est développé par le logiciel ASPIC. Cette partie est largement détaillée dans l'article de H.P. Prager de 1994. L'erreur d'observation des captures ou de l'effort ou de la relation entre l'effort de pêche et le taux de mortalité de pêche est retenue. Le principe de base

est que le surplus de production (la fonction de croissance du stock) est la somme algébrique de trois forces : le recrutement, la croissance et la mortalité naturelle. Il est supposé que les caractéristiques biologiques du stock, K et r, sont constantes.

La fonction logistique est de nouveau retenue :

$$\frac{dB_t}{dt} = rB_t - \frac{r}{K}B_t^2$$

La mortalité due à la pêche M_t est intégrée.

$$\frac{dB_t}{dt} = (r - M_t)B_t - \frac{r}{K}B_t^2 \qquad (4\text{-}9)$$

Cette dernière équation permet de modéliser la biomasse ainsi que la capture dans le temps.

Pour simplifier les écritures, nous allons poser $\alpha_t = r - M_t$ et $\beta = \frac{r}{K}$.

L'équation (4-9) peut être résolue si l'on suppose Y_t et α constants dans le temps[34].

La solution à cette équation sur la période $t = h$ à $t = h + \delta$ est la suivante :

$$\begin{aligned} B_{h+\delta} &= \frac{\alpha_h B_h e^{\alpha_h \delta}}{\alpha_h + \beta B_h (e^{\alpha_h \delta} - 1)} && avec\ \alpha_h \neq 0, \quad ou \\ B_{h+\delta} &= \frac{B_h}{1 + \beta \delta B_h} && avec\ \alpha_h = 0 \end{aligned} \qquad (4\text{-}10)$$

Pour modéliser la capture, l'auteur réalise l'opération suivante :

$Y_h = \int_{t=h}^{t=h+\delta} M_h B_t dt$ où B_t est défini par l'équation (4-10).

Il obtient alors :

$$\begin{aligned} Y_h &= \frac{M_h}{\beta} \ln\left[1 - \frac{\beta B_h (1 - e^{\alpha_h \delta})}{\alpha_h}\right] && quand\ \alpha_h \neq 0, \ ou \\ Y_h &= \frac{M_h}{\beta} \ln(1 + \delta \beta B_h) && quand\ \alpha_h = 0 \end{aligned} \qquad (4\text{-}11)$$

Cette équation a été donnée par Pella en 1967.

[34] Cette hypothèse est forte mais on peut diviser le temps en courtes périodes où M_t et α seraient (presque) constants.

La méthode d'estimation du modèle ASPIC est une modification de celle de Pella et Tomlinson (1969). Une nouvelle hypothèse est ajoutée : $M_t = qE_t$.

L'algorithme est le suivant :

1) Obtenir des valeurs initiales pour les quatre paramètres, c'est-à-dire pour K, r, B et q ;
2) Commencer par l'estimation de $B_{initiale}$, projeter cette population dans le temps par le biais des équations (4-10) et estimer, chaque année, la capture avec les équations (4-11) ;
3) Minimiser la fonction d'objectif en supposant des erreurs dans la structure des captures : $\sum_{t=1}^{T}\left[\log(Y_t) - \log(\hat{Y}_t)\right]^2$;
4) Vérifier la convergence de la fonction d'objectif. Si elle est atteinte, fin de l'algorithme sinon revoir l'estimation des paramètres et reprendre à l'étape (2).

Cette méthode utilise l'effort pour estimer la capture. On peut aussi utiliser la capture pour estimer l'effort ou le taux de mortalité. Dans ce cas, l'équation (4-11) pour l'estimation de la mortalité due à la pêche est la suivante :

$$F_t = \frac{\beta Y_t}{\ln\left[\frac{\beta B_t (e^{\alpha_t - 1})}{\alpha_t} + 1\right]} \qquad quand\ \alpha_t \neq 0, \quad ou$$

$$F_t = \frac{\beta Y_t}{\ln\left[1 + \beta B_t\right]} \qquad quand\ \alpha_t = 0 \qquad (4\text{-}12)$$

Les étapes 2 et 3 de l'algorithme deviennent alors :

- Estimation de $B_{initiale}$, estimation de l'effort de pêche par le biais des équations (4-12) et diviser par $\hat{q}$. Projeter la population avec l'équation (4-10) ;
- Minimiser la fonction d'objectif en supposant des erreurs de structure de l'effort de pêche : $\sum_{t=1}^{T}\left[\log(E_t) - \log(\hat{E}_t)\right]^2$.

Il est possible de mettre en place le modèle en conditionnant par rapport à une variable, c'est-à-dire soit en fonction des captures (recommandé par l'auteur) soit en fonction de l'effort de pêche. On aura alors deux types de fonction d'objectif.

Plusieurs variables doivent être initialisées ou bornées :

- $B_{initiale} / K$, l'auteur recommande comme valeur initiale 0,5 ;
- MSY , en absence d'information, la valeur initiale peut être la moitié de la biomasse maximale. Il faudra aussi préciser la borne supérieure et la borne inférieure ;
- K , l'auteur recommande, en absence d'information pour la valeur initiale, de multiplier la biomasse entre deux et douze fois. Il sera également demandé de préciser les bornes supérieures et inférieures ;
- q , la valeur initiale doit être précisée. Elle dépend du type de la table de données.

3.2.3. Application au modèle sur la grande alose dans l'estuaire de la Gironde

Les paramètres du modèle ont été estimés en utilisant le programme ASPIC (Prager 1994). Les résultats sont donnés en Annexe II-2.

La fonction logistique est retenue. Cela permettra de comparer les résultats avec ceux obtenus en supposant l'équilibre des biomasses.
Le choix des conditions initiales se fait en fonction des résultats obtenus grâce à la méthode d'équilibre :

- La valeur initiale de B_1 / K est fixée à 0,5 ;
- La valeur initiale de MSY est fixée à $2*10^5$ et les bornes inférieures et supérieures sont : $1*10^5$ et $1*10^7$;
- La valeur initiale de K est fixée à $1,67*10^6$ et les bornes inférieures et supérieures sont : $1*10^6$et $1*10^9$;
- La valeur initiale de q est fixée à $7,5*10^{-5}$.

Les choix de ces conditions initiales sont à la fois dictés par les résultats obtenus par la méthode d'équilibre et la volonté de calibrer le modèle en fonction des données de biomasses obtenues de telle sorte que l'écart entre les biomasses estimées et observées soit minimum.
Les données sont basées sur 25 années : de 1978 à 2002. Elles sont de type « CPUE-capture », c'est-à-dire que l'on intègre dans la programmation à la fois les CPUE et les données de capture.

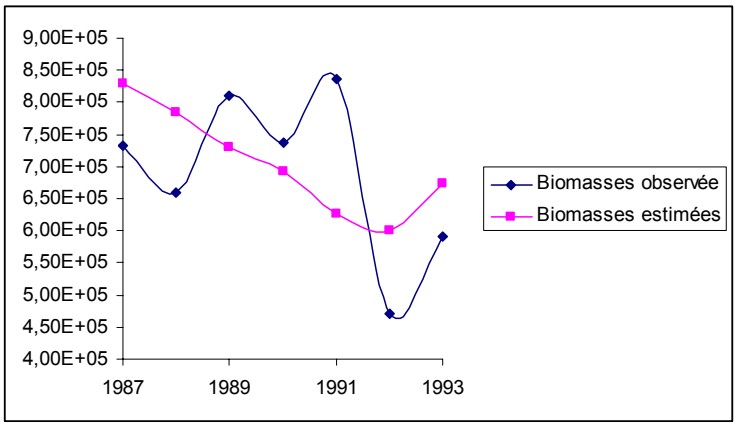
On obtient par le biais du logiciel les valeurs suivantes :

- $r = 0{,}5896$;
- $q = 7{,}5E^{-5}$;
- $K = 1E^{7}$.

Les résultats sont donnés en Annexe II-2.

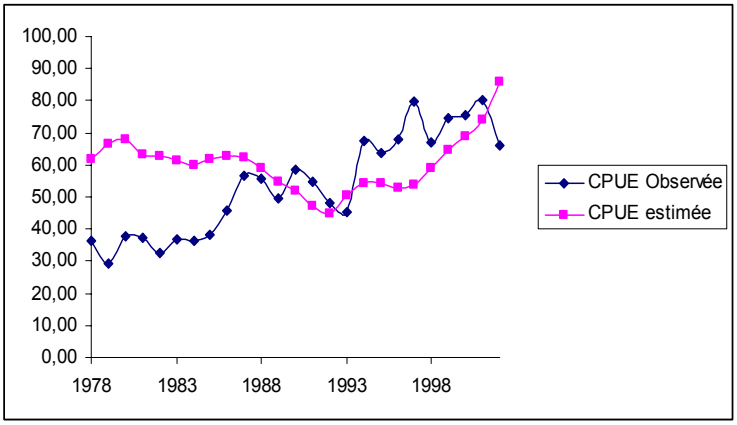
Le logiciel permet de comparer les biomasses observées (c'est-à-dire obtenues par Chanseau *et al.*, 2005) et celles qui ont été estimées. On remarque que ces biomasses ont tendance à diminuer sur l'ensemble de la période. Une forte baisse est rencontrée pour les biomasses observées entre 1991 et 1992. D'après Delphine Martin (1999), cette variation est due soit à une différence du nombre de géniteurs entre ces années-là, soit à une modification des facteurs régissant les effectifs partiels aux différents points de comptage. L'auteur pense plus particulièrement à l'effort de pêche dont les variations entraîneraient des différences de captures entre 1991 et 1992 ou encore à des variations des conditions hydrologiques qui influenceraient les effectifs des franchissements des barrages.

Graphique 4-1 : *Biomasses observées et estimées par ASPIC.*



Le logiciel permet aussi de comparer chaque CPUE observée (c'est-à-dire celles obtenue par Chanseau *et al.*, 2005) avec la CPUE estimée. On remarque que cette CPUE a tendance à augmenter dans le temps. Donc, pour une même unité d'effort déployée, les pêcheurs en 2002 capturent plus de poissons qu'en 1978.

Graphique 4-2 : *CPUE observée et estimée par ASPIC.*



Conclusion : les caractéristiques biologiques

La capacité d'accueil est estimée à partir du logiciel de Prager. Les deux méthodes permettent d'obtenir un intervalle pour le taux de croissance intrinsèque du stock. Ce dernier est alors utilisé pour calibrer les données de biomasses tout en intégrant les données économiques du modèle. Les niveaux des taux de capturabilité sont obtenus en ajustant la fonction de production sur la base de la thèse de Delphine Martin (CEMAGREF de Bordeaux), de la méthode des modèles de surplus de production et en intégrant les données économiques. On obtient finalement :

- $r = 0{,}53$;
- $q = 6{,}36 \times 10^{-5}$;
- $K = 1 \times 10^{7}$.

4. Les caractéristiques économiques

Après avoir estimé les caractéristiques biologiques, nous nous intéressons au secteur économique. Ce secteur exprime les choix des pêcheurs. En effet, un pêcheur prend la décision d'investir ou non, d'entretenir ou non sa flottille et ses engins … La première étape consiste alors à estimer une fonction de coût. La seconde étape permet de modéliser une fonction prix qui exprimera la variation du prix en fonction des quantités demandées. Enfin, la dernière partie est consacrée au choix du taux d'actualisation.

4.1. La fonction de coût

Peu d'études ont été réalisées sur le coût de la pêche commerciale sur l'estuaire de la Gironde. La modélisation de la fonction de coût est basée sur l'enquête PECOSUDE (2000)[35] qui s'est intéressée à dix fluviaux et dix marins pêcheurs. Deux fonctions sont estimées : une pour chaque catégorie de pêcheurs[36]. Pour les fluviaux, les consommations intermédiaires sont exprimées en fonction du nombre de bateaux. Le modèle retenu est le suivant (R^2ajusté=0,34) :

$$\ln CI = \underset{(15,5)}{8,85} + \underset{(2,25)}{1.6}\ln(nombre\ \ moyen\ \ de\ \ bateaux\ par\ pêcheur)$$

Pour les marins pêcheurs, la modélisation exprime les consommations intermédiaires en fonction du nombre de bateaux (R^2ajusté=0,25) :

$$\ln CI = \underset{(33,09)}{10.7} + \underset{(1,923)}{0,92}\ln(nombre\ \ moyen\ \ de\ \ bateaux\ par\ pêcheur)$$

Les variables de ces deux équations sont significatives (à 5% pour les fluviaux, à 10% pour les marins pêcheurs). Les tests sur les résidus montrent que ceux-ci sont normaux et homoscédastiques. Les deux statistiques de Fisher nous indiquent que le modèle pris dans son ensemble est significatif.

Les résultats de ces deux modélisations sont donnés en Annexe II-3.

4.2. La fonction prix

Les prix sont endogénéisés par le biais d'une relation log-log. La modélisation se base sur les données obtenues dans le rapport de Girardin *et al.* (2005). Les prix et les quantités débarquées de 1978 à 2001 y sont exposés. Les prix des quatre autres espèces les plus pêchées (lamproie, civelle, crevette et anguille) sont intégrés. Seuls les prix de la civelle et de la lamproie ont une influence sur la formation du prix de l'alose (les deux autres espèces étant pêchées toute l'année sur l'estuaire maritime, n'ont pas d'effet sur le prix de l'alose, voir le calendrier de pêche en Annexe II-4).

L'estimation donne les résultats suivants (R^2 ajusté =0,83) :

$$\ln(prix\ \ Alose) = \underset{(-3,315)}{-\ 0,18}\ \ln(capture) \underset{(-3,177)}{-\ 0,21}\ \ln(prix\ civelle) + \underset{(6,195)}{1,38}\ \ln(prix\ lamproie)$$

[35] Enquête portant sur les petites pêches côtières et estuariennes de la côte atlantique sud de l'Europe et s'intéressant à trois pays : la France, l'Espagne et le Portugal

[36] Il existe sur l'Estuaire de la Gironde deux catégories de pêcheurs ayant des licences et des lieux de pêche différents. Seule une zone mixte entre le Bec d'Ambès et Bordeaux (sur la Garonne) ou Libourne (sur la Dordogne) autorise la pêche à ces deux catégories.

Cette équation a un coefficient de détermination tout à fait satisfaisant et des variables significatives à 5%. Les différents tests effectués sur les résidus montrent que ceux-ci sont normaux et homoscédastiques.

Les résultats de cette modélisation sont donnés en Annexe II-5.

Cette équation est intégrée dans la maximisation du profit sous contrainte de la dynamique de stocks. Cette spécification permet d'estimer l'élasticité prix : $e = \frac{\partial \ln(captures)}{\partial \ln(prix\ de\ l'alose)} \approx -5$.

La demande est élastique comme pour la plupart des espèces (Ashe *et al.* (2005)).

4.3. Le choix du taux d'actualisation

Le choix du taux d'actualisation est, à la fois, fondamental dans la théorie de l'économie de l'environnement et très délicat. Sa valeur est cruciale dans l'évaluation des projets à caractère environnemental. Lorsqu'un individu agit, son action est nécessairement orientée vers le futur. Tout individu agissant est censé prendre en compte la notion de temps et l'impact que son action aura dans le futur. Le temps peut être considéré comme une ressource rare et engendre donc des coûts. C'est pourquoi, toutes choses égales par ailleurs, un individu préfère atteindre un résultat dans le présent plutôt que ce même résultat dans le futur. On dit donc que l'individu a une préférence pour le présent. Le taux d'actualisation traduit le prix du temps. Au niveau collectif, le taux d'actualisation doit exprimer le choix collectif relatif à l'appréciation du futur. Ce taux est donc fortement lié au « droit des générations futures ». Ce droit supposerait que les générations présentes préserveraient des biens environnementaux sur le long terme, afin que les générations futures puissent en profiter.

Supposons qu'un individu veuille financer un projet de protection de l'environnement, qui lui apportera un bénéfice net chaque année à partir de la nième année, pendant dix ans. Plus sa préférence pour le présent est forte et plus la durée du projet est longue, plus le facteur d'actualisation sera élevé.

Un taux d'actualisation élevé a tendance à favoriser une diminution du stock des ressources renouvelables (Conrad, 1998). Un taux élevé peut créer des investissements pour améliorer ou protéger la qualité de l'environnement pour des sites peu attractifs. Il réduira la valeur des investissements ou des décisions de captures qui ont des bénéfices prépondérants dans le futur.

On retient ici la valeur préconisée pour les investissements publics : 4%. Nous effectuerons bien sûr des études de sensibilité pour apprécier l'importance du niveau du taux d'actualisation dans notre modèle.

5. Les résultats

La méthode générale suivie est celle J. Conrad (1999). L'outil informatique utilisé est Excel avec le programme du solveur. L'objectif est de maximiser le profit des pêcheurs sous la contrainte de la dynamique de stock.

$$\underset{\{E_t\}}{Max} \sum_{t=0}^{6} \rho_t (p_t Y_t - c_t E_t)$$

$$s.t.\ B_{t+1} - B_t(1-\alpha_t) = rB_t(1-\alpha_t)\left[1 - \frac{B_t(1-\alpha_t)}{K}\right] - q_t E_t B_t (1-\alpha_t)$$

$$Y_t = q_t E_t B_t (1-\alpha_t)$$

$$5\,000 \le E_t \le 10\,000$$

$$avec\ \rho = \frac{1}{1+\delta}$$

Le taux d'actualisation retenu est $\delta = 0{,}04$.

L'effort de pêche, i.e. le nombre de jours de pêche, est supposé compris entre 5 000 et 10 000 jours. En effet, l'alose, en tant qu'espèce migratrice, n'est pas présente toute l'année sur l'estuaire. Il convient de rester proche de la réalité et des évènements qui ont eu lieu sur la période considérée. D'après le rapport de Girardin *et al.* (2005), entre 1986 et 1993, l'effort maximum est de 9 390 (1986) et l'effort minimum est de 5 803 (1992).

La situation observée (celle permettant d'obtenir des résultats proche des données récoltées) est présentée et les estimations des impacts des trois activités extérieures (la centrale nucléaire, les pêcheries civellières et crevettières) sont exposées.

5.1. La situation observée

Le modèle bioéconomique a été calibré de telle sorte que les données estimées soient proches de la réalité c'est-à-dire de telle sorte que l'effort de pêche produit sur la période considérée

génère le niveau de capture le plus proche de celui observé par le CEMAGREF de Bordeaux. Les profits obtenus (exprimés en euros) sont alors exposés dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1 : *La situation observée.*

Année	Profit	Effort	Capture
1987	878 729	8 701	379 100
1988	501 944	8 478	214 262
1989	951 346	9 316	518 225
1990	655 568	6 746	345 140
1991	494 483	8 348	408 491
1992	227 884	5 803	176 708
1993	315 176	6 055	233 228
Total	4 025 129	53 447	2 275 154

5.2. L'impact du CPNB

Les profits, les efforts et les captures sont présentés dans les cas avec et sans impact. Ainsi la situation « avec impact » correspond au cas où les pêcheurs auraient eu un comportement optimisant permettant une meilleure allocation de l'effort de pêche. Ces résultats sont à comparer avec la situation observée. La période considérée s'étend de 1987 à 1993.

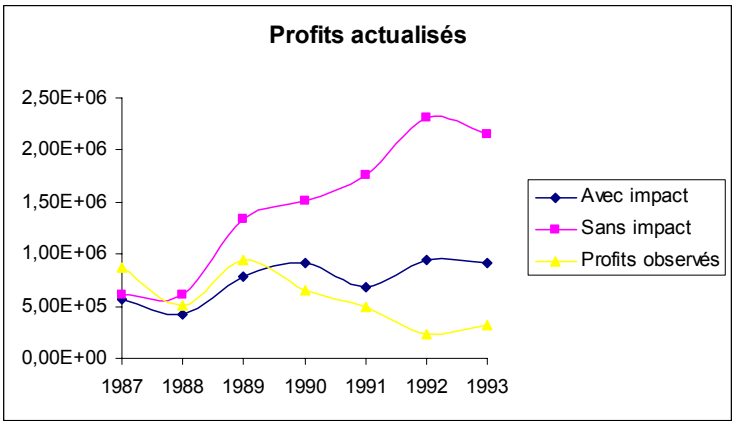
Tableau 4-2 : *L'impact du CPNB 1987-1993.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Perte
	Profit	Effort	Capture	Profit	Effort	Capture	
1987	566 074	5 000	217 849	610 659	5 000	236 247	268 071
1988	415 136	5 000	157 071	616 925	5 000	237 627	-114 981
1989	778 448	5 000	382 283	1 338 571	5 000	703 648	-387 226
1990	917 026	5 000	476 994	1 510 652	5 000	841 930	-855 084
1991	678 181	5 000	508 857	1 755 449	5 000	1 485 233	-1 260 966
1992	941 213	10 000	811 048	2 315 764	10 000	2 201 381	-2 087 881
1993	920 688	10 000	762 474	2 149 953	10 000	1 940 951	-1 834 777
Total	5 216 766	45 000		10 297 973	45 000		-6 272 844

Les profits dans le cas sans impact sont plus importants que ceux dans le cas avec impact. Ces résultats révèlent donc une réelle perte pour la profession du fait de l'activité de la centrale nucléaire. Cette perte s'élève sur l'ensemble de la période à environ six millions d'euros ce qui correspond à peu près à une perte moyenne annuelle de 896 121 euros.

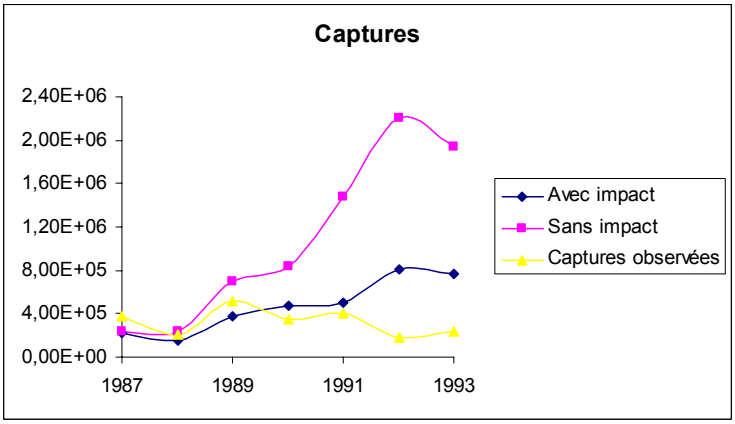
Le comportement optimisant des pêcheurs, c'est-à-dire la maximisation du profit selon l'effort de pêche, permet des profits plus importants. En effet, en dehors des trois premières années, les profits observés sont toujours les moins élevés.

Graphique 4-3 : *CPNB Profits actualisés.*



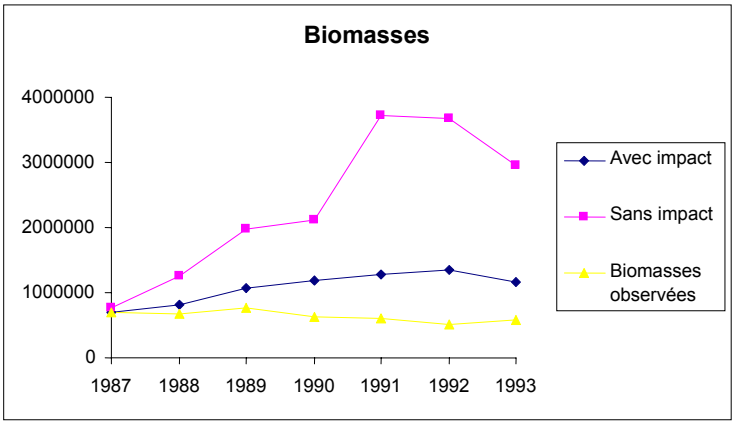
Les niveaux de captures augmentent fortement dans le cas sans impact les dernières années. Dans les deux autres situations, les captures restent assez proches malgré une augmentation dans le cas avec impact en 1992 et 1993. Cette augmentation des captures explique l'augmentation des profits malgré les effets prix.

Graphique 4-4 : *CPNB Captures.*



Enfin, il est intéressant d'étudier l'évolution des biomasses. En effet, la préservation des niveaux de stock est nécessaire. Ces derniers sont plus élevés dans le cas sans impact alors qu'ils sont les plus faibles dans le cas observé.

Graphique 4-5 : *CPNB Biomasses.*



Ainsi, une meilleure gestion de l'effort de pêche, c'est-à-dire un comportement optimisant des pêcheurs, permet des meilleurs résultats en terme de biomasses et de profits.

5.3. L'impact de la pêcherie civellière

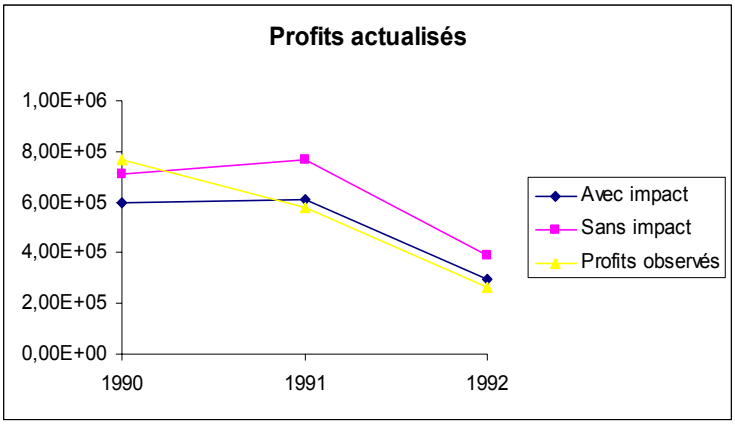
Les profits sont maximisés dans le cas avec impact et dans le cas sans impact pour les trois années suivantes : 1990, 1991 et 1992.

Tableau 4-3 : *L'impact de la pêcherie civellière 1990-1992.*

Année	Avec Impact			Avec Impact			Perte
	Profit	Effort	Capture	Profit	Effort	Capture	
1990	598 674	5 938	271 712	708 360	5 895	323 461	-109 686
1991	610 261	10 000	468 852	769 991	10 000	584 678	-159 730
1992	298 180	10 000	245 774	390 988	10 000	307 881	-92 808
Total	1 507 115	25 938		1 869 339	25 938		-362 224

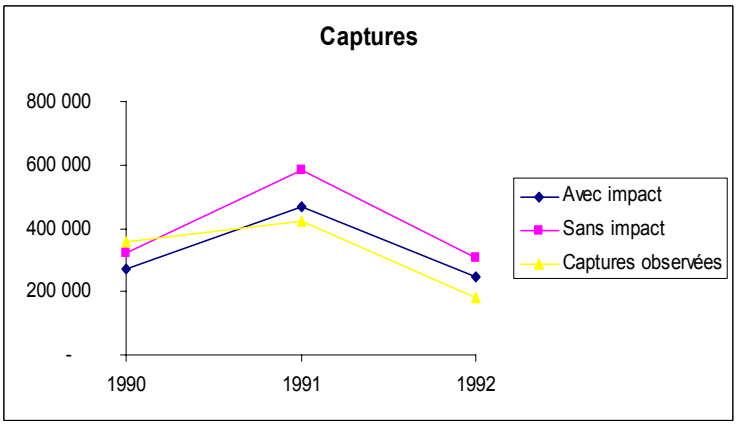
Les résultats révèlent également une perte due à l'activité de la pêcherie civellière de 362 224 euros soit une perte annuelle moyenne de 120 741 euros.

Graphique 4-6 : *Pêcherie civellière Profits actualisés.*



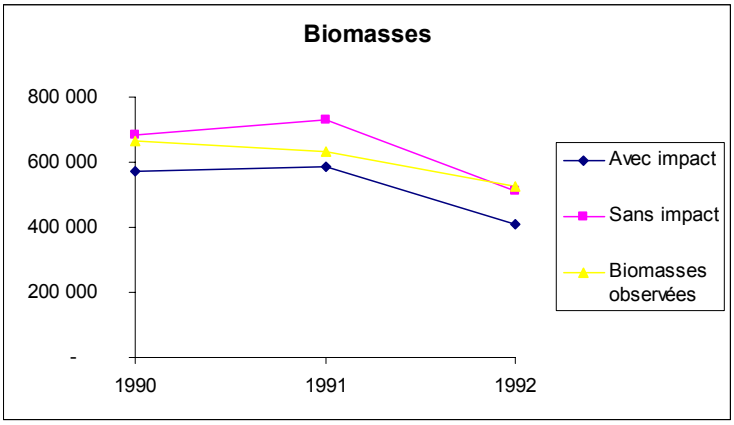
Les maximisations permettent d'obtenir des profits plus élevés que dans le cas observé. Ceci est dû en partie à l'augmentation des captures.

Graphique 4-7 : *Pêcherie civellière Captures.*



Enfin, les biomasses sont plus importantes dans le cas sans impact. Par contre, elles sont très proches dans les deux autres situations avec même une biomasse observée plus élevée en 1992.

Graphique 4-8 : *Pêcherie crevettière Biomasses.*



Le comportement optimisant des pêcheurs permet tout de même de meilleurs résultats si l'on considère la période retenue dans sa globalité.

5.4. L'impact de la pêcherie crevettière

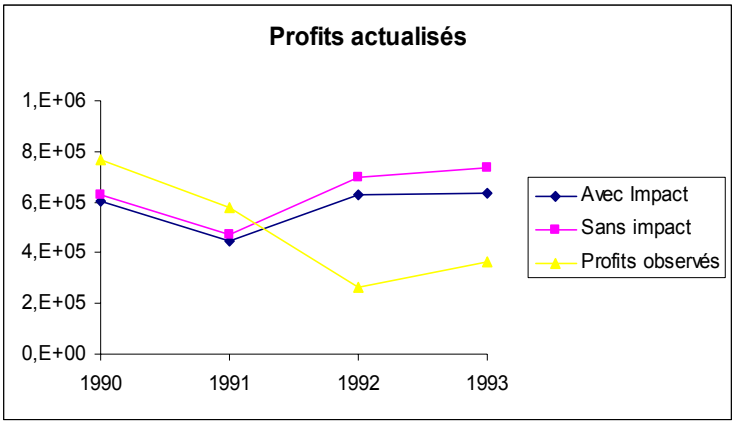
L'impact de la pêcherie crevettière est estimé sur la période 1990-1993.

Tableau 4-4 : *L'impact de la pêcherie crevettière 1990-1993.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Perte
	Profit	Effort	Capture	Profit	Effort	Capture	
1990	603 170	5 000	265 777	632 031	5 000	279 281	-28 861
1991	446 492	5 000	290 968	470 099	5 000	306 441	-23 606
1992	627 837	10 000	476 365	699 620	10 000	529 839	-71 783
1993	633 219	10 000	463 259	738 153	10 000	538 662	-104 935
Total	2 310 718	30 000		2 539 903	30 000		-229 186

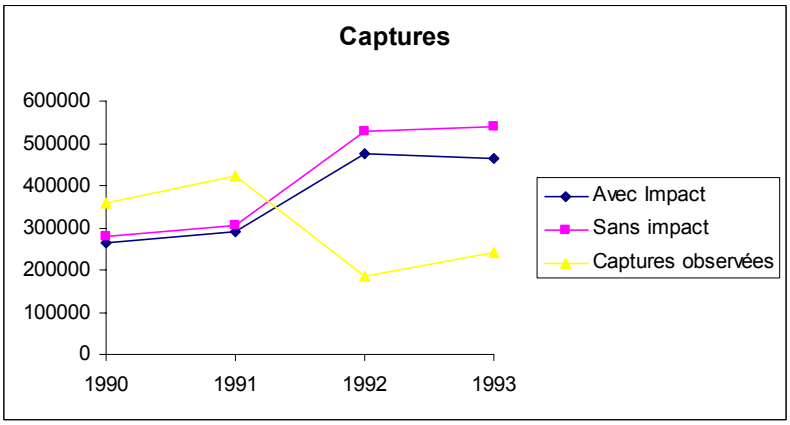
Les résultats révèlent de nouveau une perte pour la profession. Celle-ci s'élève à 229 186 euros soit une perte annuelle moyenne de 57 296 euros.

Graphique 4-9 : *Pêcherie crevettière Profits actualisés.*



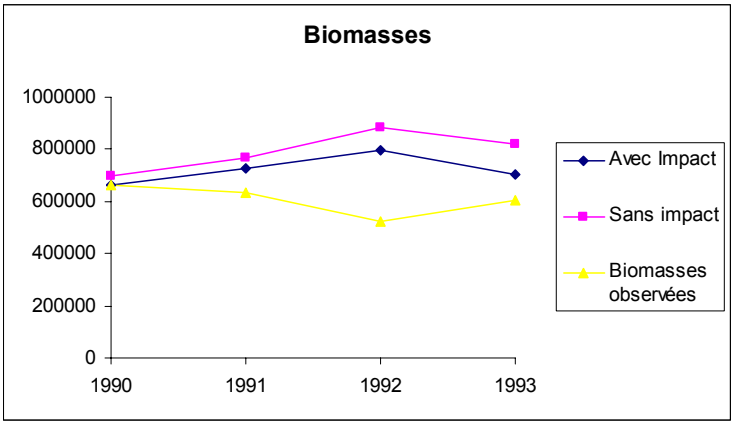
Les captures ainsi que les profits observés sont plus importants les deux premières années puis diminuent significativement. Ceci s'explique par la maximisation des profits selon l'effort de pêche qui « dicte » un niveau d'effort assez faible les deux premières années. Les résultats obtenus en fin de période montrent que le comportement optimisant reste la solution la plus performante.

Graphique 4-10 : *Pêcherie crevettière Captures.*



Les biomasses obtenues dans le cas sans impact sont supérieures aux biomasses générées dans la situation avec impact. Les biomasses observées sont de nouveau les plus faibles. Finalement en fin de période, le comportement optimisant reste la meilleure solution.

Graphique 4-11 : *Pêcherie crevettière Biomasses.*



Conclusion

Les maximisations effectuées révèlent clairement les pertes de profits dues aux activités extérieures. Elles montrent également que ces pressions anthropiques diminuent également les biomasses. Il apparaît enfin qu'une meilleure gestion de l'effort de pêche permettrait, même dans le cas avec impact, d'obtenir une situation plus favorable tant au niveau des profits qu'au niveau des biomasses.

Pour permettre de nouvelles comparaisons et par souci d'harmonisation, nous exposons les résultats des maximisations sur une période commune constituée par les années 1990-92

Tableau 4-5 : *Somme des profits actualisés en 1990 pour la période de 1990 à 1992 (en euros).*

	Profits avec impact	Profits sans impact	Perte	Perte annuelle moyenne
Centrale nucléaire du Blayais	1 507 115	3 023 123	-1 516 008	-505 336
Pêcherie crevettière	1 507 115	1 966 804	-459 689	-153 230
Pêcherie civellière	1 507 115	1 869 339	-362 224	-120 741

Les tableaux donnent une mesure de la perte de profit pour la pêche commerciale de l'alose en relation avec les trois activités concurrentes. On constate une assez forte hiérarchie dans la traduction économique des impacts. Les dommages infligés par les deux pêcheries sont du même ordre de grandeur : entre 8 et 10% du profit annuel moyen avec impact. Il en va très différemment avec la centrale électronucléaire, puisque les dommages représentent environ 34% du profit annuel moyen avec impact.

Dans ce dernier cas, celui de la centrale, on peut tenter une approximation de la perte subie depuis 1990. Les dommages enregistrés année après année doivent être capitalisés. Ces

revenus non perçus auraient fructifié au rythme du taux d'actualisation. En supposant que l'estimation du dommage annuel moyen DmA reste constante sur la période, on parviendrait à une perte totale DT de :

$$DT = DmA\frac{(1+\delta)^T - 1}{\delta}$$

avec $DmA = 946\,485$ euros et $\delta = 4\%$, on obtient : DT = 11 975 207 euros.

Si l'on tient compte du fait que le chiffre d'affaires de la pêcherie s'est réduit au taux moyen annuel de 1,4%, le dommage total est alors de 10 582 670 euros.

Ces résultats peuvent être comparés avec les variations du profit des consommateurs liées aux variations de prix.

Tableau 4-6: *Somme des surplus des consommateurs en 1990 pour la période de 1990 à 1992 (en euros).*

	Variation totale des surplus des consommateurs	Variation annuelle moyenne
CPNB	372 463	124 154
Pêcherie crevettière	104 037	34 679
Pêcherie civellière	82 149	27 383

Nous considérons l'impact de la centrale nucléaire. Nous pouvons approximer les variations des surplus des consommateurs depuis 1990. Il engendre un bénéfice de 2 942 151 euros. Ces variations doivent être incluses dans l'évaluation du dommage total. Finalement, en considérant maintenant le surplus des consommateurs, l'impact génère seulement une perte de 9 033 056 euros. Si l'on tient compte du fait que le chiffre d'affaires de la pêcherie s'est réduit au taux moyen annuel de 1,4%, le dommage total est alors de 7 982 647 euros.

6. Les sensibilités

Cette partie permet d'étudier la sensibilité des variables économiques et biologiques du modèle. Nous allons nous concentrer sur l'impact de la centrale nucléaire, l'analyse des deux autres impacts apportant les mêmes conclusions.

En ce qui concerne les variables économiques, une augmentation de l'élasticité et du taux d'actualisation est simulée. Pour ce qui est des variables biologiques, un taux de croissance de stock inférieur, une augmentation de la capacité d'accueil et du taux de capturabilité sont considérés.

6.1. Les variables économiques

La sensibilité de l'élasticité et du taux d'actualisation est étudiée dans ce paragraphe.

6.1.1. Variation de l'élasticité

L'élasticité du prix estimée est environ égale à -5. Nous étudions l'effet d'une augmentation de celle-ci (en valeur absolue) de 10%.

Tableau 4-7 : *CPNB Variation de l'élasticité.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	Perte
1987	566 074	425 673	-25%	610 659	459 719	-25%	-24%
1988	415 136	309 637	-25%	616 925	464 190	-25%	-23%
1989	778 448	584 235	-25%	1 338 571	1 004 787	-25%	-25%
1990	917 026	688 465	-25%	1 510 652	1 132 430	-25%	-25%
1991	678 181	502 521	-26%	1 755 449	1 302 276	-26%	-26%
1992	941 213	684 769	-27%	2 315 764	1 696 741	-27%	-26%
1993	920 688	669 194	-27%	2 149 953	1 576 042	-27%	-26%
Total	5 216 766	3 864 493	-26%	10 297 973	7 636 185	-26%	-26%

Une augmentation en valeur absolue de l'élasticité prix revient à une diminution du prix. Cette dernière n'a aucun impact sur le niveau de l'effort, ni sur la quantité de captures. Elle modifie seulement les profits. En effet, ces derniers diminuent environ de 25% dans les deux cas. Donc une augmentation de 10% de l'élasticité génère une diminution des profits de plus de 10%.

Du point de vue du manque à gagner, on notera une diminution de celui-ci d'environ 25%.

6.1.2. Variation du taux d'actualisation

Dans la section précédente, le taux d'actualisation est de 4%, ici il sera de 8%.
Dans ce cas aussi, l'augmentation ou la diminution du taux d'actualisation n'a pas d'impact sur le choix du niveau de l'effort ni sur celui des captures.

Tableau 4-8 : *CPNB Variation du taux d'actualisation.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	Perte
1987	566 074	566 074	0%	610 659	610 659	0%	0%
1988	415 136	399 761	-4%	616 925	594 076	-4%	-4%
1989	778 448	721 853	-7%	1 338 571	1 241 254	-7%	-7%
1990	917 026	818 861	-11%	1 510 652	1 348 942	-11%	-11%
1991	678 181	583 155	-14%	1 755 449	1 629 930	-7%	-3%
1992	941213	779 356	-17%	2 315 764	1 845 118	-20%	-22%
1993	920 688	734 125	-20%	2 149 953	1 668 610	-22%	-24%
Total	5 216 766	4 603 185	-12%	10 297 973	8 938 588	-13%	-15%

L'augmentation du taux d'actualisation diminue les profits. En effet, une augmentation du taux d'actualisation équivaut à augmenter le coût du temps dans l'évaluation des coûts et bénéfices futurs.
Le manque à gagner diminue de 15% sur l'ensemble de la période considérée. Donc plus le taux d'actualisation augmente, plus l'écart entre le cas sans impact et le cas avec impact diminue. Cela signifie qu'un même impact biologique aura des conséquences monétaires moindres si l'on considère un taux d'actualisation élevé c'est-à-dire plus la préférence pour le présent sera forte.

6.2. Sensibilité des caractéristiques biologiques

Les sensibilités du taux de croissance intrinsèque du stock, de la capacité d'accueil et du taux de capturabilité sont analysées.

6.2.1. Variation du taux de croissance intrinsèque du stock.

Supposons que ce taux augmente de 10% donc $r \approx 0{,}583$.

Tableau 4-9 : *CPNB Variation du taux de croissance intrinsèque.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	Perte
1987	566 074	591 947	5%	610 659	638 220	5%	4%
1988	415 136	452 034	9%	616 925	667 511	8%	7%
1989	778 448	868 077	12%	1 338 571	1 477 629	10%	9%
1990	917 026	1 052 768	15%	1 510 652	1 704 924	13%	10%
1991	678 181	805 375	19%	1 755 449	2 122 915	21%	22%
1992	941 213	1 151 460	22%	2 315 764	2 507 023	8%	-1%
1993	920 688	1 160 241	26%	2 149 953	2 350 687	9%	-3%
Total	5 216 766	6 081 902	17%	10 297 973	11 468 909	11%	6%

De façon générale, l'augmentation du taux intrinsèque de croissance du stock augmente le niveau des profits. En effet, si ce taux augmente, la biomasse l'année t+1 sera plus élevée et donc, à nombre de jours de pêche égaux, les captures augmenteront. Dans notre cas précis, le nombre de jours de pêche reste constant donc les captures sont plus importantes.

Dans le cas « sans impact », les variations du profit et des captures sont plus stables et en moyenne moins élevées que dans le cas « avec impact » (du fait de la non intégration de l'activité, très variable, de la centrale nucléaire du Blayais).

L'augmentation du taux de croissance intrinsèque du stock génère un manque à gagner supérieur de 6% sur l'ensemble de la période. En effet, étudier le manque à gagner revient à analyser l'évolution de la biomasse mais aussi des prix et de l'effort de pêche. L'augmentation du taux entraîne des biomasses et des captures plus élevées. Ainsi l'impact de la centrale (proportionnel à la biomasse) a un effet plus important malgré une diminution des prix.

6.2.2. Variation de la capacité d'accueil

La capacité d'accueil est augmentée de 10%.

Tableau 4-10 : *CPNB Variation de la capacité d'accueil.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation Perte
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	
1987	566 074	567 829	0%	610 659	612 705	0%	1%
1988	415 136	417 617	1%	616 925	621 474	1%	1%
1989	778 448	784 782	1%	1 338 571	1 354 295	1%	2%
1990	917 026	927 838	1%	1 510 652	1 538 428	2%	3%
1991	678 181	689 418	2%	1 755 449	1 813 414	3%	4%
1992	941 213	961 394	2%	2 315 764	2 419 910	4%	6%
1993	920 688	945 778	3%	2 149 953	2 273 942	6%	8%
Total	5 216 766	5 294 656	1%	10 297 973	10 634 167	3%	5%

Les profits ainsi que les captures augmentent mais dans des proportions assez faibles. On assiste alors à une légère augmentation des profits du fait de la combinaison des faibles effets de l'augmentation de la capacité d'accueil et des effets prix.

Le manque à gagner pour la profession augmente de 4% sur l'ensemble de la période. Cette variation peut être considérée comme faible.

6.2.3. Variation du taux de capturabilité

Le taux de capturabilité augmente de 10%.

Tableau 4-11 : *CPNB Variation du taux de capturabilité.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation Perte
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	
1987	566 074	591 129	4%	610 659	637 343	4%	4%
1988	415 136	423 804	2%	616 925	629 249	2%	2%
1989	778 448	784 582	1%	1 338 571	1 351 178	1%	1%
1990	917 026	901 087	-2%	1 510 652	1 490 981	-1%	-1%
1991	678 181	646 750	-5%	1 755 449	1 704 074	-3%	-2%
1992	941 213	871 931	-7%	2 315 764	2 216 800	-4%	-2%
1993	920 688	806 021	-12%	2 149 953	1 980 385	-8%	-4%
Total	5 216 766	5 025 303	-4%	10 297 973	10 010 010	-3%	-2%

L'augmentation du taux de capturabilité modifie les niveaux des captures et des biomasses. Ces dernières diminuent. L'augmentation du taux de capturabilité permet les premières années une augmentation du profit grâce aux augmentations des captures. Mais la pression

supplémentaire effectuée sur le stock génère un niveau pour ce dernier plus faible de telle sorte que finalement les captures réalisées les dernières années soient moins élevées. Ainsi l'augmentation du taux de capturabilité est bénéfique à court terme mais néfaste à moyen terme.
Finalement le manque à gagner pour la profession diminue sur l'ensemble de la période, même si cette perte augmente faiblement durant quatre années.

Conclusion :
L'étude de sensibilité montre l'importance du niveau de certains paramètres. Une augmentation de 10% de l'élasticité, de la capacité d'accueil, du taux de croissance intrinsèque du stock et du taux de capturabilité est simulée. Le taux d'actualisation est également augmenté, il passe de 4% à 8%. Finalement la variation de l'élasticité est la plus significative, elle diminue les profits et les manques à gagner pour la profession de 25%.
La fonction prix et les effets prix jouent des rôles essentiels lors des simulations des variables biologiques. Pour mieux apprécier leurs conséquences sur le modèle, les résultats peuvent être comparés avec ceux obtenus dans le cas où les prix sont fixés (Annexe II-6). En effet, il se peut que les pêcheurs et le marché ne puissent pas s'adapter (ou du moins à court terme) aux variations des paramètres. Ainsi avec les prix fixés, les variations sont plus importantes. La fonction de prix permet donc d'atténuer l'effet de chacun des paramètres. La capacité d'accueil ne semble pas jouer un rôle essentiel dans le modèle. Par contre, le rôle du taux de croissance intrinsèque du stock ainsi que celui du taux de capturabilité ne peuvent pas être négligées. Pour finir, le choix du taux d'actualisation est essentiel comme dans tout projet environnemental.

Conclusion du quatrième chapitre

Ce quatrième chapitre permet d'évaluer l'impact de trois activités humaines sur la pêche commerciale de la grande alose sur une période considérée. Pour cela un modèle bioéconomique a été mis en place. Il est composé des secteurs économiques et biologiques mais également du secteur de l'impact extérieur. Le premier nécessite l'estimation d'une fonction de coût (dépendant du nombre de bateaux des pêcheurs) et d'une fonction de prix (dépendant des quantités débarquées et des prix de deux autres espèces de poissons présentes

sur l'estuaire de la Gironde). Le secteur halieutique estime les caractéristiques du stock. Trois paramètres doivent être évalués : le taux de croissance intrinsèque du stock, la capacité d'accueil et le taux de capturabilité. Deux méthodes (méthode d'équilibre et méthode des modèles de surplus de production) sont employées pour évaluer des intervalles de variation de chacune des caractéristiques. Un calibrage est ensuite réalisé pour intégrer les données économiques et pour obtenir des résultats proches des données récoltées. L'impact est alors intégré dans le modèle de façon exogène grâce aux données obtenues par le CEMAGREF de Bordeaux. Il est proportionnel à la biomasse. Enfin la maximisation du modèle est réalisée. Celle-ci révèle tout d'abord une perte de surplus pour la pêcherie commerciale du fait de la présence des trois activités humaines. En considérant à la fois sur la période 1987-1993, la perte due à la centrale nucléaire et le surplus des consommateurs, l'impact génère une perte de 9 033 056 euros. Si l'on tient compte du fait que le chiffre d'affaires de la pêcherie s'est réduit au taux moyen annuel de 1,4%, le dommage total est alors de 7 982 647 euros. La maximisation permet une hiérarchisation de ces impacts. En effet, plus l'impact physique est important, plus les pertes économiques sont grandes. Enfin, l'analyse des sensibilités a montré l'importance du rôle de la fonction de prix et plus particulièrement de l'élasticité dans la modélisation.

Conclusion de la deuxième partie

Cette deuxième partie a permis tout d'abord de présenter les principaux modèles de bioéconomie. Cette méthode a été utilisée pour permettre l'évaluation des impacts de certaines activités humaines sur la pêche commerciale de la grande alose. Cette dernière est prise comme témoin révélateur et intégrateur des impacts subis par l'estuaire de la Gironde. Effectivement, le modèle présenté dans le chapitre 4 révèle une perte de profits pour la profession. L'activité de pêche est génératrice de coûts d'usages. Ces coûts correspondent pour partie à des effets de stock (réduction du potentiel exploitable futur) et à des effets joints indésirables (capture non intentionnelle d'alosons). A ces coûts intrinsèques à l'activité s'ajoutent ceux liés à l'impact direct des trois activités humaines pris en compte. Il conviendrait d'étendre l'évaluation aux impacts diffus (pollution, baisse de l'oxygène dissous…). Cela relativiserait les résultats présentés ici.

Cette partie a donc présenté une méthode permettant la révélation de ces impacts en terme économique. Il serait alors possible de l'appliquer à de nombreuses activités humaines et même à de nombreuses pêcheries commerciales dès que l'information sera disponible. L'objectif final serait alors de pouvoir établir l'impact de chacune des activités humaines sur l'estuaire de la Gironde considéré dans son ensemble.

La question qui se pose alors est celle du partage des dommages estimés. En effet, si plusieurs activités humaines génèrent un seul et même plusieurs impacts, comment celles-ci vont-elles participer au partage de ce dommage créé ? Il serait en effet nécessaire que la perte économique générée soit partagée entre les acteurs impliqués. Cette réflexion est menée au cours de la troisième partie. En effet, le cinquième chapitre expose un certain nombre de pistes tirées de la théorie de partage des coûts joints. Le but est alors de proposer des règles d'imputation du dommage. Enfin le sixième chapitre propose un système de partage d'un stock de poissons migrateurs entre trois acteurs vulnérables ou non vulnérables.

Troisième partie :

Le partage d'un actif multifonctions

Introduction

Les deux premières parties de cette thèse nous ont montré à quel point un espace tel que l'estuaire de la Gironde est complexe. Il s'agit d'un actif multifonctions subissant de nombreuses pressions. Ces pressions peuvent parfois être mesurées et estimées en terme d'impacts. La seconde partie a d'ailleurs permis d'évaluer trois impacts générés par trois activités humaines sur la pêche commerciale de la grande alose (prise comme témoin des impacts subis par le territoire dans son ensemble). La question qui se pose alors est de savoir comment ces activités, générant des pressions et un ou plusieurs impacts, peuvent cohabiter. L'objectif est d'améliorer la situation en permettant de protéger l'environnement, c'est-à-dire d'inciter les acteurs à diminuer leurs impacts, tout en intégrant la viabilité de leurs activités économiques. Il est alors important de pouvoir mettre en place certains mécanismes.

Le *chapitre 5* consiste à proposer un système permettant, aux acteurs créant des impacts, de partager le dommage total causé. Pour répondre à cette question, les méthodes de partage des coûts joints et des surplus joints sont adaptées en intégrant une nouvelle interprétation : le partage du dommage. Le choix d'une méthode par rapport à une autre dépendra alors des axiomes satisfaits en fonction du problème posé. Ces mécanismes doivent ensuite être introduits dans le but d'inciter les agents économiques à diminuer leurs impacts. Les règles proposées d'imputation du dommage permettront alors de s'approcher d'une gestion intégrée du territoire multifonctions.

Le *chapitre 6* applique ces concepts à un cas particulier. L'estuaire de la Gironde est pris comme exemple. Comme dans la deuxième partie de la thèse, un témoin est utilisé pour révéler les impacts subis et le partage du territoire. Ce témoin est une espèce migratrice : la grande alose qui doit être partagée entre deux pêcheurs et une entreprise. L'étude consiste alors à examiner les stratégies de coopération de ces trois agents. Une coopération correspond à une entente entre les acteurs afin de fixer le niveau des impacts générés. Ces stratégies de coopération doivent permettre d'obtenir de meilleurs profits tout en diminuant l'impact (les captures pour les pêcheurs et l'émission de polluants pour l'entreprise). Deux cas sont analysés. Le premier ne considère que la coopération entre les pêcheurs. Le système fonctionne alors avec la mise en place d'un seuil de biomasse au-delà duquel la coopération perdure et en-deçà duquel une phase de punition, c'est-à-dire de non coopération, est déclenchée. Le second cas inclut l'entreprise comme facteur endogène. Celle-ci devra être

incitée à coopérer. Pour cela, les parts de dommage, décrites dans le chapitre 5, sont incluses dans le modèle.

Chapitre 5

Les méthodes de partage du dommage

Un territoire comme l'estuaire de la Gironde subit de nombreuses agressions et pressions des différentes activités humaines. Ces pressions génèrent des impacts physiques et biologiques qu'il est intéressant de traduire en termes économiques. Ce dommage économique doit être identifié et évalué. Chaque activité humaine ayant participé aux différents impacts sera alors sollicitée pour compenser le dommage économique causé. Comme nous l'avons vu dans le premier chapitre, des pressions sont subies, entre autres, par les l'habitat. Ces pressions peuvent être dues aux aménagements latéraux, aux dragages, aux extractions de granulats, à la conchyliculture, aux ports… Ces activités économiques participent, chacune à leur manière, à la diminution des habitats et donc fragilisent les espèces concernées. Ces espèces peuvent, d'un autre côté, correspondre à une source de revenu pour d'autres usages. Si l'on considère des ressources halieutiques, la destruction des stocks par une ou plusieurs activités humaines, provoque de réelles pertes de surplus pour les pêcheurs professionnels (chapitre 4). Les dommages créés peuvent donc s'interpréter comme des coûts d'opportunité pour les autres usages. Ces réflexions renvoient à la notion de gouvernance des usages concurrents. Il est difficile de gérer un territoire multifonctions et de pouvoir apporter une solution de partage entre les acteurs ayant des intérêts et des points de vue divers et variés. Pourtant, il est nécessaire de répondre à la question de l'allocation du dommage global à chaque activité. Les agents générant un ou plusieurs impacts, doivent partager le dommage économique créé. Il est donc important de considérer différentes situations pour proposer, pour chacune d'elles, une ou des méthodes à mettre en place.

Lorsque l'on s'intéresse dans la littérature à la notion de partage entre différents acteurs, la théorie des jeux coopératifs est tout de suite sollicitée. Des articles ayant influencé de nombreux travaux sont à la base de ces réflexions. Shapley (1953) développe cette théorie de jeux coopératifs avec la fameuse « Shapley value ». Shubik (1962) est le premier à appliquer le concept de division des coûts joints. Pour cela il construit un modèle de partage des coûts associé à un jeu coopératif. L'auteur met en place une fonction de coût pour chaque joueur d'après la « Shapley value », les joueurs étant des biens.

Dans la littérature deux interprétations sont faites à partir des méthodes de partage : soit on se place du côté de la demande et on parle de partage de coûts ou alors on s'intéresse plutôt à l'offre et on parle de partage de surplus.

Dans le partage de coûts, chaque agent i demande un bien différent et la technologie spécifie une fonction totale de coût $C(x_1,...,x_n)$. La question est de savoir comment le coût total va être partagé entre les outputs. La formule correspondante utilisera les informations relatives aux coûts et au niveau potentiel de demande.

Dans la version du partage du surplus, chaque agent i contribue à la somme x_i d'un input i et l'output total $F(x_1,...,x_n)$ doit être partagé entre les participants. Donc on identifie un agent i et un bien i. La question, ici, est de savoir comment la somme des outputs sera partagée entre les inputs. Ainsi la formule qui sera utilisée ne prendra en compte que les informations relatives aux outputs et au niveau de l'offre.

Toute méthode développée dans la littérature peut être analysée d'un point de vue comme d'un autre.

Dans cette partie, une nouvelle interprétation va être intégrée : le partage de dommage. En effet, chaque activité, quelle qu'elle soit, génère un impact. Cet impact a souvent un effet négatif sur son environnement. Ainsi un même territoire peut subir plusieurs impacts émanant de plusieurs activités humaines que nous appellerons « agents ». Nous distinguons alors un agent i et un impact i.
La question sera alors de savoir comment un dommage total peut être partagé entre les différents agents participant à sa survenance.
La dimension temporelle ainsi que les notions d'incertitude et d'aléa seront écartées de notre analyse.

Après avoir discuté de la nature des impacts et des propriétés désirables, les principales méthodes de partage de dommage joint seront exposées. Enfin des applications seront proposées dans la dernière section.

1. La nature des impacts et les propriétés désirables d'une règle de partage

1.1. La nature des impacts et des dommages.

Plusieurs distinctions doivent être précisées pour mieux comprendre et appréhender les règles de partage. La première concerne la nature des impacts, la seconde s'attache à celle des dommages.

Les impacts peuvent être de deux natures différentes : homogène ou hétérogène. Dans le premier cas, plusieurs pressions anthropiques participent à la dégradation d'un seul « bien ». Par exemple, le dragage, les extractions de granulat, les ports détruisent une partie des habitats. Dans le second cas, une ou plusieurs pressions anthropiques dégradent plusieurs « biens ». Ainsi les ports génèrent plusieurs impacts. Tout d'abord les installations perturbent l'habitat, les fonds, artificialisant les berges. Les quais modifient la circulation des courants favorisant parfois l'envasement. La présence de bateaux peut détruire certains milieux. Enfin les ports sont sources de pollutions chimiques, microbiennes et sonores.
On distinguera les impacts sur un même « bien », les impacts homogènes issus d'une ou de plusieurs sources, des impacts sur plusieurs « biens », les impacts hétérogènes issus d'une même source (plusieurs activités humaines peuvent impacter les mêmes biens, et donc des impacts hétérogènes peuvent provenir de plusieurs sources).

Des impacts sont dits homogènes lorsqu'ils s'additionnent dans la fonction de dommage et peuvent être regardés comme un unique impact (Sprumont, 1998). Les impacts sont donc unidimensionnels (une ou des activités génèrent des impacts sur un seul « bien »). Ce sont donc des impacts de même nature. Ainsi supposons deux flux de pollution de même nature : celui de l'entreprise A et celui de l'entreprise B. Le flux de total correspondra à la somme des deux flux (si le dommage est additif). Chaque flux est alors apprécié au point de mesure du dommage, ce qui évacue la question de l'autoépuration et des coefficients de transfert variables selon la localisation. En d'autres termes, une fonction D (non décroissante telle que $D(0)=0$) est homogène s'il s'agit d'une transformation $D: \Re_+ \to \Re_+$ tel que $D(z)=D(\sum_{i\in N} z_i)$ pour tout $z \in \Re_+^N$, N étant un ensemble fini d'agents $N=(1,...,i,...n)$ et $z_i \geq 0$ étant l'impact généré par l'agent i (ces impacts sont des nombres réels).

Les impacts hétérogènes correspondent à un cas plus général. Chaque agent i génère un impact différent et peut être identifié par celui-ci. Il participe à un dommage total $D(z_1, z_2, z_3, ..., z_n)$. L'impact est alors multidimensionnel (une même activité génère des impacts sur plusieurs « biens »). Ce cas peut alors correspondre à une diversité spatiale des impacts : impact sur les zones de reproduction, impact sur les zones d'alimentation, impact sur les zones de refuges…. Le dommage total sur l'espèce dépend d'une série d'impacts sur des zones qui sont des éléments clefs dans le développement des représentants de l'espèce.
Parmi ces impacts hétérogènes, deux cas sont considérés : celui où les impacts sont indivisibles (perçus globalement, exemple : pollution accidentelle) et celui où les impacts sont parfaitement divisibles (perçus à la marge, exemple : pollution chronique).

Pour le cas discret, les impacts sont supposés indivisibles, ce sont des entiers non négatifs : $z_i \in N = \{0, 1, 2, ...\}$. Le modèle discret va être un triplet $(N, \bar{z}, \widetilde{D})$ où $\bar{z}$ est le vecteur d'impact dans $\{0, 1, 2, ...\}^N$ et $\widetilde{D}$ un ensemble de fonctions de dommage : $D : [0, \bar{z}] \to \Re_+$ (non décroissantes, $D(0) = 0$). Un problème de partage de dommage discret est donc un doublon (z, D) la population étant fixée où $z \in [0, \bar{z}]$ et $D \in \widetilde{D}$.

Le modèle continu diffère du modèle discret du fait que l'impact est maintenant une variable continue. La fonction de dommage est alors considérée comme continue et deux fois différentiable. Le vecteur d'impact est défini par $z = (z_1, ..., z_n) \in \Re_+^N$ pour les agents $N = \{1, ..., n\}$. En d'autres termes, les impacts sont maintenant divisibles, c'est-à-dire qu'ils sont définis comme des nombres réels.

Le dommage peut être soit additif soit non additif. Une sous-additivité et une sur-additivité des impacts peuvent être imaginées, ce qui sous-entend des phénomènes de synergie ou de compensation entre les impacts. Ces questions de non additivité renvoient au questionnement sur la capacité des hydro systèmes à s'auto-épurer.
L'axiome d'additivité s'écrit de la façon suivante (Wang, 1999) :
$x_i(D_1; z) + x_i(D_2; z) = x_i(D_1 + D_2; z)$ pour tout z et toutes D_1, D_2 fonctions de dommage non décroissantes telles que $D(0) = 0$. Supposons plusieurs impacts générés par différents acteurs. Si on peut séparer les dommages entre plusieurs composantes, répartir les composantes séparément devrait mener au même résultat que la répartition des dommages totaux (Boyer *et al.*, 2002).

Le tableau ci-après présente, en fonction de différents critères, les méthodes qui vont être analysées tout au long de ce chapitre. Les tableaux 1 de l'Annexe III-I incluent les axiomes satisfaits par ces méthodes.

Tableau 5-1 : *Les méthodes de partage du dommage joint.*

<table>
<tr><td colspan="3"></td><td>Les méthodes</td></tr>
<tr><td rowspan="9">Les méthodes additives</td><td rowspan="4">Les impacts homogènes</td><td rowspan="4"></td><td>Dommage moyen</td></tr>
<tr><td>Dommage marginal</td></tr>
<tr><td>Dommage incrémental</td></tr>
<tr><td>Dommage séquentiel</td></tr>
<tr><td rowspan="5">Les impacts hétérogènes</td><td rowspan="3">Les impacts divisibles</td><td>Aumann Shapley</td></tr>
<tr><td>Shapley Shubik</td></tr>
<tr><td>Dommage séquentiel</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Les impacts indivisibles</td><td>Aumann Shapley</td></tr>
<tr><td>Shapley Shubik</td></tr>
<tr><td>Dommage séquentiel</td></tr>
<tr><td colspan="2">Les impacts mixtes</td><td>Méthode de Calvos et Santos</td></tr>
<tr><td rowspan="5">Les méthodes non additives</td><td colspan="2" rowspan="5"></td><td>Généralisation de la méthode du dommage moyen</td><td>PAMP</td></tr>
<tr><td></td><td>Ordinal Proportional</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Généralisation de la méthode séquentielle</td><td>Axial serial rule</td></tr>
<tr><td>Radial serial rule</td></tr>
<tr><td>Path serial rule</td></tr>
</table>

1.2. Les propriétés désirables

Chacune des méthodes présentées dans le tableau 5-1 satisfait ou non un certain nombre de propriétés. Ces dernières peuvent être classées en quatre groupes : les propriétés d'équité, traitant des impacts négligeables, organisationnelles, de cohérence.

1.2.1. Les propriétés d'équité

Ces propriétés d'équité répondent à quatre questions : quels sont les critères retenus pour apprécier l'équité, comment se comporter face à deux impacts identiques ou face à des

impacts supérieurs, des propriétés incitatives peuvent-elles être mises en place et enfin comment l'efficacité peut-elle être introduite ?

Les deux propriétés suivantes posent la question des critères de l'équité : faut-il considérer l'équité par rapport à l'impact ou au dommage ?

« Equal treatment of equals »

$z_i = z_j \Rightarrow x_i(N,D,z) = x_j(N,D,z) \quad pour\,tout\,N,z,D\,et\,pour\,tout\;\; i,j \in N$

Les niveaux d'impacts égaux doivent être traités de façon égale.

« Damage based Equal Treatment of Equals »

$Pour\,tout\;i,\; j \in N,\; x_i(z,D) = x_j(z,D) \quad pour\,toute\;\; fonction\,de\,dommage\,D$

$et\,tout\;z \in R_+^n \quad tel\,que\;D_i(z) = D_j(z)$

Deux agents générant le même niveau de dommage doivent payer la même part de dommage.

Les deux propriétés ci-dessous s'intéressent à la comparaison des niveaux d'impacts générés par différents agents.

« Symmetry »

Soit (N,D,z) un problème. Soient $i,j \in N$. Si D est symétrique par rapport aux impacts générés par i et j et $z_i = z_j$ alors $x_i(z,D) = x_j(z,D)$.

Si les impacts de deux agents peuvent être inter-changés sans modifier le dommage total, alors les deux impacts peuvent être comparables. Donc si deux agents génèrent les mêmes niveaux d'impacts, ils devraient payer la même somme.

« Independence of Higher Impacts »

$Pour\,tout\;D,z,z'\,et\;i,\;\; si\,pour\,tout\;j, \left\{ z \le z'\;et\;z_j^{'} = z_j \;\; pour\;\; j = i\;\; et\;\; pour\,tout\;\; j\;\; tel\,que\;z_j < z_i \right\}$

$\Rightarrow \quad x_i(z,D) = x_i(z',D)$

La part des dommages de l'agent i ne dépend pas des impacts qui lui sont supérieurs (Moulin et Shenker, 1992).

Des propriétés incitatives peuvent également être mises en place :

« *Damage Monotonicity* »

Pour tout D_1, D_2, $\left\{ D_1(z) \ge D_2(z)\;\forall z \right\} \Rightarrow \left\{ x_i(D_1,z) \ge x_i(D_2,z)\;\forall N,i,z \right\}$

Toute augmentation du dommage entraînera une augmentation de la part de dommage.

« Impact Monotonicity »

Pour tout i, tout z et tout D : $z_i < z_i' \Rightarrow x_i(z,D) \leq x_i(z\big|^i z_i', D)$

$x_i(D,z)$ est non décroissante en z_i (Moulin et Shenker, 1992). Si les niveaux d'impacts augmentent (resp. diminuent), le niveau des parts de dommage doivent aussi augmenter (resp. diminuer).

« Proportionality »

Pour tout $i \in N$, tout z et tout D, si $D(z) = Az = \sum_i \sum_k a_{ik} k q_{ik}$, alors $x_i(z,D) = a_i z_i$.

Si les dommages sont proportionnels à l'impact, il devrait en être de même pour les parts de dommage.

Les quatre propriétés ci-dessous renvoient à la notion d'efficacité.

« Stand Alone »

$x_i(D,z) \geq D(z_i)$ *pour tout z et tout i*.

Un agent participant à un dommage collectif ne doit pas payer moins que s'il était seul en cause.

« *Lower Bound* »

Pour tout i, tout z et tout D, $x_i(z,D) \geq \frac{1}{n(D)}.D(z_i e)$, avec $n(D)$ le nombre d'impact non-dummy de D.

Un agent devrait payer au moins une part de son dommage « *Stand Alone* ».

« *Upper Bound* »

Pour tout i, tout z, et tout D, on a $x_i(z,D) \leq D(z_i e)$

Un agent ne peut être tenu responsable d'impacts plus importants que le sien.

« *Positivité* »

$x_i(z,D) \geq 0$, ce qui sous-entend que l'on ne prend pas en compte les subventions.

« Separable damage »

$\{D(z) = \lambda z \ \ pour\ tout\ z \geq 0\} \Rightarrow \{x_i\ (D,z) = \lambda z_i\}$ *pour tout D, tout z, tout* $i \in N$ *et tout* $\lambda \geq 0$

Si les dommages sont séparables, ils doivent être alloués.

1.2.2. Les propriétés des impacts négligeables

Les trois premières propriétés traitent de la question des agents générant des impacts nuls.

« *No Charge for Null Impact* »

$\{z_i = 0\} \Rightarrow \{x_i(N,D,z) = 0\}$ pour tout D, z et tout i.

Aucun agent ne paiera quoi que ce soit s'il ne génère aucun impact.

« *Dummy* »

Pour tout D, z, $i \in N$, $\{\partial_i D(z) = 0\} \Rightarrow \{x_i(D,z) = 0\}$

Soit une fonction de dommage pour laquelle le dommage marginal d'un impact z_i est nul, alors l'agent i ne devrait rien payer.

«Independence of Null Agents »

Pour chaque problème (N,D,z) et chaque $i \in N$, si $\{z_i = 0\}$ alors $\{x_j(z,D) = x_{j/i}(z_{N/i}, D_{N/i})$ pour tout $i \in N/i\}$.

Les agents ayant un impact nul peuvent être écartés du problème sans altérer la situation des autres agents et les agents qui ont un impact nul ne paient rien.

Cette dernière propriété renvoie la notion d'autoépuration des impacts.

« Free Lunch » (Moulin et Shenker, 1994)

$\{D(nz_i) = 0\} \Rightarrow \{x_i^N(D,z) = 0 \ \ et \ \ x_j^N(D;z) = x_j^{N-1}(D\{z_i,0\}; z_{-i}) \quad \forall\ j \neq i\}$

Cet axiome s'inscrit dans le cas où il existe une situation telle qu'un certain niveau d'impact ne génère aucun dommage. En effet, on peut supposer qu'il existe $z > 0$ tel que $D(z) = 0$ pour tout $z \leq \varphi$. Comme nous supposons que tous les agents doivent être traités de la même façon, cette quantité d'impacts dite gratuite devrait être partagée. On peut alors imaginer qu'un agent puisse être satisfait par cette quantité d'impacts gratuits générés et donc qu'il ne participerait pas au partage de dommage. En d'autres termes, si $D(nz_i) = 0$ alors l'agent i ne

supporte aucun dommage $x_i^N(D;z)=0$. Son niveau d'impact pourrait être établi avant que l'impact des autres agents ne soit ajusté. Ainsi cet agent pourrait être écarté du système sans affecter le partage de dommages des autres agents.

1.2.3. Les propriétés de rang

Ces quatre propriétés traitent de la question de la relation entre le rang de l'impact généré et le rang de la part de dommage.

« *Ranking* »

$\{z_i \le z_j \Rightarrow x_i(D;z) \le x_j(D;z)\}$ pour tout N, tout D, tout z, tout $i, j \in N$

L'axiome « *Ranking* », aussi appelé « *No domination* », signifie que les parts des dommages des agents doivent être ordonnées de la même façon que les niveaux d'impacts. Cet axiome implique l'axiome « *Damage based Equal Treatment of Equals* » (Moulin et Shenker, 1999) qui implique "*Symmetry"* et qui implique « *Equal Treatment of Equals* » (Boyer *et al.*, 2002).

« *Rank Independence of Irrelevant Agent* »

Si (N,D,z) et (N,D,z') sont deux problèmes et i, j deux agents de N pour qui $z_i = z_i^{'}$ et $z_j = z_j^{'}$, alors $\{x_i(z,D) \le x_j(z,D)\} \Leftrightarrow \{x_i(z',D) \le x_j(z',D)\}$

Un changement de l'impact d'un agent n'affectera pas le rang des parts de dommage des autres agents. Le rang des parts de dommage de deux agents dépend seulement de leur niveau d'impact. Ainsi un agent paie plus qu'un autre, si l'on considère que le niveau d'impact généré par le premier est plus important que celui généré par le second.

« Serial Principe (SP) »

Une règle de partage de dommage satisfait SP si et seulement si pour chaque agent i de N, chaque fonction D et deux vecteurs d'impact $z, z' \in \Re_+^n$,

$\{z_j^{'} = z_j \quad pour\ j = i \quad et \quad pour\ tout\ j\ tel\ que\ x_j(D,z) < x_i(D,z)\}$

et

$\{z_j^{'} \ge z_j \quad pour\ tout\ j\ tel\ que\ x_j(D,z) < x_i(D,z)\}$

implique que $x_i(D,z) = x_i(D,z')$

Cela signifie qu'un agent qui paie moins qu'un autre agent ne devrait pas voir sa part de dommage changer si cet autre agent augmente son impact.

« *Cross Monotonicity* »

Pour tout i, j si i et j sont des dommages complémentaires (resp. substituts), la part du dommage de l'agent i est non décroissante (resp. croissante) avec l'impact de l'agent j :

$$\left\{D^{(ij)}(z) \geq (resp. \leq) 0 \quad pour\ tout\ z\right\} \Rightarrow \left\{x_i^{(j)}(z) \geq (resp. \leq) 0 \quad pour\ tout\ z\right\}$$

« Consistency » (Moulin et Shenker (1994))

Pour tout N, $|N| \geq 2$, tout D, tout z et tout i :

$$x_j^N(D,z) = x_j^{N-1}(D\{z_i, x_i^N(D;z)\}; z_{-i}) \quad \forall j, \quad j \neq i$$

où z_{-i} représente l'impact obtenu de z en supprimant z_i.

Une méthode de partage de dommage est dite consistante si on peut toujours écarter un agent sans perturber les parts de dommage des autres agents. Cette propriété est une condition très forte.

1.2.4. Les propriétés de cohérence

La première propriété s'intéresse à la question de mesure des impacts.

« *Scale Invariance* »

Pour tout $z \in \Re_+^N$ et chaque $\lambda \in \Re_{++}^N$:

$$x(z,D) = x(\lambda z, D^\lambda)$$

où $\lambda z = (\lambda_1 z_1, ..., \lambda_n z_n)$ et $D^\lambda(p) = D(\lambda_1^{-1} p_1, ..., \lambda_n^{-1} p_n) \qquad \forall p \in \Re_+^N$

Les parts de dommage sont invariantes avec une transformation linéaire de la mesure de l'impact.

Les propriétés présentées ci-dessous se concentrent sur les effets organisationnels.

« No Merging or Splitting »

Soit $(N,D,z), i \in N$ et $I \in \widetilde{N}$ ($\widetilde{N}$ l'ensemble des agents) tel que $N \cap I = \{i\}$. Soit $N' = (N/i) \cup I$, D où $D'(y) = C(y_{N/i}, \sum_{i' \in I} y_{i'})$ pour tout $y \in N^{N'}$. Soit $z' \in N^{N'}$.

Alors $\left\{\sum_{i'\in I} z'_{i'} = z_i \; et \;\; z'_j = z_j \quad pour\ tout\ j \in N/i \right\} \Rightarrow \left\{\sum_{i'\in I} x_{i'}(N', D', z') = x_i(N, D, z)\right\}$

Cette condition permet d'éviter les manipulations d'identité : l'agent i de N ne gagne pas à fractionner son impact en plus petits impacts, l'agent i' dans N' ne gagne pas à fusionner ses impacts en larges blocs (Sprumont, 2005). L'axiome « *No Merging or Splitting* » compare des problèmes avec différents ensembles d'agents ou d'impacts, la situation peut donc être parfois complexe. Une variante de cet axiome est l'axiome « *No Reshuffing »* qui dit qu'un partage de dommage agrégé d'un groupe d'agents générant essentiellement le même impact dépend seulement de leurs impacts agrégés[37]. Cet axiome implique *« No Merging or Splitting* ».

« *No Avantage Reallocations* »

$Pour\ tout\ S, tout\ N, tout\ D\ et\ tout\ z, z' : \quad z^{[S]} = z^{[S]'} \Rightarrow x_S(N, D, z) = x_S(N, D, z')$

En réallouant les niveaux d'impact des individus entre les agents de la coalition S, la somme totale des parts de dommage de cette coalition reste inchangée. Cette propriété évite qu'une telle manœuvre soit profitable.

« *Irrelevance of Reallocations* »

$Pour\ tout\ N, S, tout\ D\ et\ tout\ z, z' : \quad z^{[s]} = z'^{[s]} \Rightarrow \left\{x_j(N, D, z) = x_j(N, D, z') \quad pour\ tout\ j \in N/S\right\}$

Les réallocations des impacts n'affectent pas les agents ne participant pas à ces réallocations.

1.3. Le modèle de partage

Le modèle de partage propose une solution permettant d'allouer les parts de dommage entre les différents agents y participant. Ces dommages peuvent être issus d'impacts homogènes ou hétérogènes.

Un modèle de partage de dommage correspond à un triplet (N, D, z) avec $N = \{1,...,n\}$ un nombre fini d'agents, $\widetilde{N}$ l'ensemble des agents (fini ou infini), D une fonction de dommage continue et non décroissante telle que $D(0) = 0$, définie sur l'ensemble des vecteurs d'impacts (qui sont des vecteurs dans $\Re_+^N$), z le niveau d'impact généré (avec z_i le niveau d'impact généré par l'agent i).

[37] Pour plus de précisions quant à la formulation mathématique de cet axiome, se reporter à l'article Sprumont, 2005

La solution de ce problème de partage de dommage (N, D, z) est un vecteur $x = (x_i)_{i \in N}$ spécifiant un partage de dommage pour chaque agent tel que :

- $x_i \geq 0$ *pour tout* i ; $\sum_{i \in N} x_i = D(\sum_{i \in N} z_i)$, dans le cas des impacts homogènes, $z_i \in \Re_+$;
- $x_i \geq 0$ *pour tout* i ; $\sum_{i \in N} x_i = D(z)$, dans le cas des impacts hétérogènes, $z \in \Re_+^N$.

2. Formalisation du partage

2.1. Le dommage est additif et les impacts sont homogènes

Dans la littérature plusieurs méthodes sont proposées pour le partage de coûts des biens homogènes. Les principales sont rappelées dans le cas d'un partage de dommage.

2.1.1. Méthode du dommage moyen

Cette méthode est la plus simple des méthodes de partage de dommage.

$$x = \frac{D(z_N)}{z_N} z$$

$$x_i = \frac{z_i}{\sum_{j=1}^{n} z_j} D\left(\sum_{j=1}^{n} z_j \right)$$

Cette méthode est la plus répandue. Elle ne peut bien sûr pas s'adapter aux impacts hétérogènes (impacts multidimensionnels) (Boyer et *al.*, 2002b).

L'utilisation de cette méthode suppose le respect d'un certain nombre de propriétés (Moulin, 2002) : « *No Charge for Null Impact* », « *No Avantage Reallocations* », « *Irrelevance of Reallocations* » et « *No Merging and Splitting* ».

La méthode de partage de dommage moyen satisfait l'axiome *« Distributivity »*.

*« Distributivity » (*Moulin et Shenker (1999)).

Pour tout D_1, D_2 : $x(D_1 \circ D_2) = x(D_1) \circ x(D_2)$

Soit un dommage global généré par différents acteurs. Supposons alors que pour générer ce dommage global, un premier dommage y est créé, appelé dommage intermédiaire $D_1(y)$. Un

second dommage pourra ensuite être généré à partir du premier $D_2 \circ D_1(y)$. L'axiome de distributivité nécessite la décomposition d'un dommage global en plusieurs étapes.

Supposons $|N| \geq 3$. La méthode des impacts moyens est caractérisée par une combinaison de quatre axiomes : *« Consistency »*, *« Additivity »*, *« Equal Treatment of Equals »* et *« Separable damage »* (Moulin et Shenker, 1994).

Cette méthode est la seule à satisfaire les propriétés « *Damage Monotonicity* » et « *Separable damage* » (Moulin et Shenker, 1994). Or *« Separable damage »* implique « *Proportionality »* (Boyer *et al.*, 2002).

2.1.2. Approche du dommage marginal

Dans le cas de l'utilisation du principe du dommage marginal, l'agent paye :

$x_i = z_i D'(z) + \alpha$

α est un tarif fixé pour tous les agents.

Ainsi le mécanisme se définit de la façon suivante :

$$x_i = z_i D'(z_N) + \frac{1}{n}(D(z_N) - z_N D'(z_N)) \text{, avec } z_N = \sum_i z_i$$

Cette méthode n'est pas une méthode de partage de dommage classique car la part de dommage d'un agent peut être négative. La somme des dommages n'est pas toujours égale au dommage total, et donc ne répond pas toujours aux conditions d'une méthode de partage de dommage (Wang, 2002).

2.1.3. Dommage incrémental

Les agents sont rangés dans un ordre fixé c'est-à-dire $1, 2, ..., n$, il est alors possible d'obtenir $n!$ méthodes de dommage incrémental. L'ordre doit être choisi en fonction du problème posé, par exemple, ordre spatial (amont-aval, dans le cadre d'une pollution d'une rivière ou d'un fleuve), ordre temporel (du premier pollueur au dernier, lors d'une pollution d'un lac)... L'agent i est chargé du dommage marginal au-delà des agents $1, 2, ..., i-1$ c'est-à-dire :

$x_i = D(z_1 + ... + z_i) - D(z_1 + ... + z_{i-1})$

Prenons le cas $N = \{1, 2, 3\}$:

$x_1 = D(z_1); x_2 = D(z_1 + z_2) - D(z_1); x_3 = D(z_1 + z_2 + z_3) - D(z_1 + z_2)$

Cette méthode satisfait les axiomes suivants : « *Distributivity* », « *Separability* » et « *Additivity* » (Moulin et Shenker, 1999).
D'après Moulin (2006), cette méthode est également définie par les propriétés « *Symmetry* », « *No Charge for Null Impact* ». Par contre, les parts de dommage peuvent être négatives, l'axiome « *Positivity* » n'est pas satisfait.

2.1.4. Méthode du dommage séquentiel

Soit une fonction de dommage homogène D et chaque vecteur d'impact $z = (z_1,...,z_n)$ dans $\Re_+^N$; le mécanisme séquentiel donne le partage de dommage pour un problème (N, z, D). Les individus sont classés selon le niveau d'impact généré : $z_1 \leq ... \leq z_n$.

$$x_i(z, D) = \frac{D(z_i)}{(n-i+1)} - \sum_{j<i} \frac{D(z_j)}{(n+1-j)(n-j)} \qquad i \in N$$

Cette règle est appelée la règle « Serial direct ». Elle est introduite par Sprumont (1998). Elle satisfait les propriétés suivantes : « *Additivity* », « *Symmetry* », « *Impact Monotonicity* », «*Independence of Null Agents* » et « *Rank Independence of Irrelevant Agent* ». Par contre, elle ne répond pas à l'axiome « *Separable Damage* ».

Sprumont (1998) généralise la règle du dommage séquentiel tout en gardant les mêmes propriétés. Il introduit la règle « Axial Serial » qui s'intéresse au cas où chaque agent génère un impact individuel spécifique. Cette règle ne satisfait pas l'axiome « *Additivity* » et sera donc présentée dans la section 2.3.

La règle proposée par Moulin et Shenker (1992, 1994) est la suivante. Tout d'abord, les agents sont classés par ordre croissant du niveau de l'impact généré c'est-à-dire $z_1 \leq z_2 \leq ... \leq z_n$.

On notera :

$$z^1 = nz_1; \qquad z^2 = (n-1)z_2 + z_1 \qquad z^3 = (n-2)z_3 + z_2 + z_1 \;;\ldots;$$
$$z^i = (n-i+1)z_i + \sum_{j=1}^{i-1} z_j \;;\ldots; \quad z^n = \sum_{j=1}^{n} z_j$$

La règle séquentielle du partage de dommage se définit alors de la façon suivante :

$$x_1(D,z) = \frac{D(z^1)}{n}; \qquad x_2(D,z) = \frac{D(z^2)}{n-1} - \frac{D(z^1)}{n(n-1)}$$
$$x_i(D,z) = \frac{D(z^i)}{n-i+1} - \sum_{j=1}^{i-1} \frac{D(z^j)}{(n-j+1)(n-j)}$$

Donc si l'on considère trois agents, on aura les paiements ci-dessous :

- l'agent 1 : $x_1 = \dfrac{D(3z_1)}{3}$
- l'agent 2 : $x_2 = \dfrac{D(z_1+2z_2)-x_1}{2} = \dfrac{D(z_1+2z_2)}{2} - \dfrac{D(3z_1)}{6}$
- l'agent 3 : $x_3 = D(z_1+z_2+z_3) - x_1 - x_2 = D(z_1+z_2+z_3) - \dfrac{D(z_1+2z_2)}{2} - \dfrac{D(3z_1)}{6}$

Les parts du dommage séquentielles sont comprises entre le dommage *« Stand Alone »* et le dommage *« Unanimity »* (Moulin et Shenker, 1992).
Le dommage *« Unanimity »* correspond au dommage moyen d'un impact généré par l'agent i dans le cas où les n impacts sont identiques (Moulin et Shenker, 1992). Concrètement, la borne *« Unanimity »* s'exprime de la façon suivante :

$x_i \le \dfrac{D(nz_i)}{n}$ *pour tout z et tout i* .

Moulin et Shenker (1994) montrent que la méthode séquentielle de partage de dommage est définie par la combinaison de deux propriétés : *« Damage based Equal Treatment of Equals »* et « *Independence of Higher Impacts »*.

Supposons que l'ensemble $\widetilde{N}$ d'agents potentiels soit infini. Le partage de dommage séquentiel est caractérisé par la combinaison de quatre axiomes : « *Additivity »*, « *Ranking »*, « *Separable Damage »* et « *Free Lunch »* (Moulin et Shenker, 1994).
Cette méthode satisfait l'axiome « *Distributivity* » (Moulin et Shenker, 1999).

Le partage de dommage séquentiel suppose le respect de la propriété « *Ordinality* » (Sprumont, 1998). Cette dernière exige que les parts de dommage soient invariantes avec n'importe quelle transformation de la mesure de l'impact. Cet axiome est plus fort que celui de « *Scale Invariance* » qui ne considère que les transformations linéaires (Wang, 2002).
Avant de définir la notion de *« Ordinality »*, quelques éléments doivent être précisés.
Soient une coalition S et un domaine $\widetilde{D}$. Soit une bijection $f = (f_1,...,f_N)$ de $\Re_+^N$ sur $\Re_+^N$. Pour chaque fonction de dommage D de $\widetilde{D}$, on définit une fonction $D^f : \Re_+^N \to \Re_+$ par

$$D^f = D(f(t)) \qquad \textit{pour tout} \quad t \in \Re_+^N$$

f est appelée une transformation ordinale si $\widetilde{D}$ est fermé c'est-à-dire si :

$$D^f \in \widetilde{D}(f) \quad \textit{pour tout} \quad D \in \widetilde{D}(f)$$

Considérons maintenant deux problèmes équivalents (z, D) et (z', D') pour S. Nous appelons ces problèmes équivalents ordinalement s'il existe une transformation ordinale f telle que $D' = D^f \quad et \quad z = f(z')$.

« Ordinality »
Soit S une coalition arbitraire. Si (z, D) et (z', D') sont deux problèmes équivalents ordinalement pour N, alors $x_N(z, D) = x_N(z', D')$.

Moulin et Sprumont (2005 et 2006) proposent une nouvelle distinction : responsabilité totale ou partielle. La première suppose que les agents sont responsables des asymétries dans la fonction de dommage : si le dommage produit est plus élevé pour Lise que pour Claire alors qu'un même niveau d'impact est généré alors Lise doit payer plus que Claire. La responsabilité partielle prend une vision opposée, c'est-à-dire que Lise et Claire doivent payer le même dommage si elles génèrent le même niveau d'impact.
Ainsi deux nouvelles méthodes (extensions de celle de Moulin et Shenker) sont développées : *subsidy-free serial method* et *cross-subsidizing serial method*. La première correspond à la responsabilité totale et est la seule à satisfaire « *Additivity* », « *Distributivity* », « *Dummy* » et « *Ranking* ». La seconde correspond à la responsabilité partielle et satisfait « *Additivity* », « *Distributivity* », « *Separability* » et « *Ranking* ».

Un sentier π de z est une transformation $\pi : \{0,1,...,z_N\} \to [0,z]$ tel que $z(0)=0$, $\pi(z_N)=z$ et pour tout $t \geq 1$ il y a des $i \in N$ tels que $\pi(t)-\pi(t-1)=e^{\{i\}}$. De façon équivalente, toute séquence d'agents $\{i_1,i_2,...,i_{x_N}\}$ où l'agent i apparaît x_i fois définit un sentier π de z. On note $\prod(z)$ l'ensemble des sentiers de z.

Une méthode de partage de coût *path generated* se définit de la façon suivante :
Pour chaque $z \in N^N$ il y a un sentier π de z tel que, pour chaque $D \in \widetilde{D}$:

$$x(D,z)=x^{\pi}(D,z)=\sum_{t=1}^{z_N}\left[D(\pi(t))-D(\pi(t-1))\right]\left[\pi(t)-\pi(t-1)\right]$$

La méthode *subsidy-free serial* x^{sf} associe à chaque problème $(D,z) \in \widetilde{D} \times N^N$ le vecteur arithmétique moyen des parts de dommage généré par des sentiers égalitaires :

$$x^{sf}=\frac{1}{\#\prod^e(z)}\sum_{\pi \in \prod^e(x)} x^{\pi}(D,z)$$

avec $\prod^e(z)$ [38] l'ensemble des sentiers égalitaires de z et $\#\prod^e(z)$ le nombre de sentiers égalitaires de z.
Moulin et Sprumont (2006) montrent que cette méthode est la seule à satisfaire « *Distributivity* », « *Dummy* », « *Dummy Independence* », « *Impact Monotonicity* » et « *Ranking* ».

« *Dummy Independence* »
Pour tout $D \in \widetilde{D}$, $x,x' \in N^N$ et $i \in N$,
$\{\partial_i D(y)=0 \text{ pour tout } y \in N^N \text{ et } z_j=z'_j \text{ pour tout } j \in N/i\} \Rightarrow \{x(D,z)=x(D,z')\}$
Un changement dans la fonction de dommage *dummy* d'un agent n'aura aucune influence sur le partage du dommage.

La méthode *cross-subsidizing serial method* associe à chaque problème $(D,z) \in \widetilde{D} \times N_*^N$ le vecteur des parts de dommage.

[38] Un sentier π de z associée à une séquence d'agents $\{i_1,i_2,...,i_{x_N}\}$ est égalitaire si pour tout $i,j \in N$, $x_i \leq x_j \Rightarrow |\pi_i(t)-\pi_j(t)| \leq 1$ pour tout $t=1,...,\max\{t' : i_{t'}=i\}$

$$x^{CS} = \frac{1}{n} D(z^1) e^N + \frac{1}{n-1}\left[D(z^2) - D(z^1)\right] e^{N/\{1\}} + \ldots + \left[D(z^n) - D(z^{n-1})\right] e^{\{n\}}$$

Moulin et Sprumont (2006) montrent que cette méthode est la seule à satisfaire « *Distributivity* », « *Ranking* » et « *Separability* ».

Plusieurs extensions de ces méthodes homogènes à des méthodes hétérogènes ont été développées dans la littérature. Généralement ces extensions ne satisfont plus l'axiome « *Additivity* ». Elles seront donc présentées dans la section 2.3.

2.2. Le dommage est additif et les impacts hétérogènes

Les modèles avec des impacts hétérogènes sont de deux types : les premiers sont les modèles discrets et les seconds sont continus.
Le modèle discret considère l'impact comme un entier, en d'autres termes, l'impact est indivisible. A l'inverse le modèle continu suppose que l'impact est un nombre réel non négatif donc un impact parfaitement divisible (Moulin et Sprumont, 2006).
Dans les modèles discrets, les méthodes sont caractérisées par les axiomes *« Additivity »* et « *Dummy »*. Trois méthodes jouent un rôle central (Moulin et Sprumont, 2006) : la méthode d'Aumann-Shapley, la méthode Shapley-Shubik et la méthode séquentielle.
Concernant les modèles continus, les méthodes sont plus difficiles à caractériser. Les axiomes *« Additivity »* et « *Dummy »* sont supposés. Les mêmes trois méthodes jouent un rôle important.

2.2.1. Le cas discret : impact indivisible

Les impacts indivisibles sont perçus globalement (à l'inverse des impacts divisibles qui sont analysés à la marge). Ils correspondent alors à des pollutions accidentelles ou des aménagements lourds.

2.2.1.1. La méthode Aumann Shapley

Ce modèle a été introduit par Hervé Moulin en 1995 et développé, entre autres, par Sprumont (2004, 2005), par Sprumont et Wang (1999, 2000) et par Moulin et Sprumont (2005).

La méthode d'Aumann Shapley est l'une des méthodes tirées de la théorie de la « Shapley value ».

Considérons n différents impacts. Les impacts sont représentés par des vecteurs $z = (z_1,...,z_n)$. La règle de partage de dommage Aumann Shapley recommande une moyenne arithmétique des parts du dommage calculée par la règle incrémentale :

$$x_i(z;D) = \frac{1}{|\mathcal{G}|}\sum_{P\in\mathcal{G}} x_i^P(z;D)$$

avec un sentier de z est une transformation $P:\{0,1,...,z(N)\}\to[0,z]$ tel que $P(0)=0$ et pour chaque $k\in\{0,1,...,z(N)\}$, $P(k)$ est identique à $P(k-1)$ pour toutes les coordonnées mais pour la nième, on a $P_i(k)=P_i(k-1)+1$ (où $z(N)=\sum_N z_i$). On note $\mathcal{G}$ l'ensemble des sentiers de z.

Une formule est donnée par Moulin (1995) utilisant l'interprétation de théorie des jeux :

$$x_i^{AS}(z,D) = \frac{1}{\lambda(z)}\sum_{t\in[0,z]}\lambda(t)\lambda(t')\left(\frac{t_i}{\sum_j t_j}-\frac{t_i'}{\sum_j t_j'}\right)D(t)$$

avec $i=1,...n$, $t\in[0,z]\ dans\ N^n$, $t_i'=z_i-t_i$ et $\lambda(z)=\dfrac{(\sum_j z_j)!}{z_1!z_2!...z_n!}$

La méthode d'Aumann-Shapley est caractérisée par l'axiome « *Additivity* » ainsi que l'axiome « *Dummy* ». Par contre, l'axiome « *Impact Monotonicity* » n'est pas vérifié. Pourtant un agent ne devrait pas payer moins quand son impact augmente, c'est-à-dire x_i n'est pas décroissante avec z_i. La non satisfaction de cet axiome est l'une des principales critiques faites à cette méthode (Moulin, 1995 ; Friedman et Moulin, 1999 ; Moulin et Shenker, 1992 ; Sprumont, 1998).

Sprumont (2004) donne la définition suivante.

Soit (N,D,z) un problème avec $N=\{1,...,n\}$ et soit $N_1,...,N_n$ des ensembles de paires disjointes tels que $|N_i|=z_i$ et $N_z=\bigcup_{i\in N}N_i$. Pour chaque coalition $S\subseteq N_z$, on définit $\Gamma_z(S)=D(|S\cap N_1|,...,|S\cap N_n|)$.

La méthode d'Aumann Shapley x^{ASh} s'écrit :

$$x^{ASh}(N,z,D) = \sum_{j \in N_i} x_j^{Sh}(N_z, \Gamma_z) \quad \textit{pour tout } i \in N$$

Cette méthode discrète est la seule méthode à satisfaire les axiomes : « *Additivity* », « *Dummy* » et « *No Merging or Splitting* » (Sprumont, 2004 et 2005).

Sprumont (2000) introduit un nouvel axiome : « *Coherence* » :

Pour chaque problème (z,D) et chaque $r = (r_1, r_2, ..., r_n) \in N_+^N$, il existe une fonction de dommage D^r tel que $x(z,D) = x(r \otimes z; D^r)$, avec $r \otimes z = (r_1 z_1, r_2 z_2, ..., r_n z_n)$.

Cet axiome a pour but d'imposer une forme de cohérence aux méthodes de partage de dommage en fonction de l'information disponible. Ainsi si le nouveau partage de dommage diffère de l'original du fait de l'intégration d'une nouvelle information, le partage de dommage choisi n'est pas cohérent.

Sprumont montre alors que la méthode discrète Aumann-Shapley ne satisfait pas cet axiome.

2.2.1.2. La méthode Shapley Shubik

La méthode Shapley Shubik est définie par Moulin (1995) en appliquant la formule de la valeur de Shapley au dommage « *Stand Alone* » pour différentes coalitions entre impacts ou agents :

$$x_{iN}^{SS}(z,D) = \sum_{S \subseteq N/\{i\}} \frac{s!(n-s-1)!}{n!} (D(z\big|^{N/(S \cup i)} 0) - D(z\big|^{N/S} 0))$$

avec $s = |S|$ et S l'ensemble des coalitions.

Cette méthode satisfait les axiomes suivants : « *Additivity* », « *Dummy* », « *Impact Monotonicity* », « *Cross Monotonicity* » et « *Lower Bound* ».

Sprumont (2000) donne la définition suivante :

Soit $\lambda : N^N \times \sum(N) \to \Re^N$ une fonction pondérée qui attribue à chaque vecteur d'impact z et chaque permutation σ sur N un poids non-négatif $\lambda(z,\sigma)$ avec $\sum_{\sigma \in \sum(N)} \lambda(z,\sigma) = 1$ pour chaque z.

La part du dommage à payer de l'agent i est alors :

$$x_i^{\lambda}(z,D) = \sum_{\sigma \in \sum(N)} \lambda(z,\sigma) x_i^{\pi^z(\sigma)}(z,D) \qquad \text{avec } \lambda(z,\sigma) = \frac{1}{n!}$$

$\pi^z(\sigma)$ est l'unique sentier dans $[0,z]$ qui suppose les valeurs $(z_S, 0_{-S})$, $S = \{\sigma(1)\}, \{\sigma(1),\sigma(2)\},..., \{\sigma(1),\sigma(2),...,\sigma(N)\}$.

Sprumont (2000) montre que Shapley-Shubik est la seule méthode satisfaisant les axiomes « *Additivity* », « *Dummy* », « *Strick Coherence* », « *Impact Monotonicity* » et « *Symmetry* ». Elle est également la seule méthode symétrique caractérisée par l'axiome « *Ordinality* » (Moulin, 1995 et Sprumont, 1998).

2.2.1.3. La méthode séquentielle

Cette méthode nécessite de classer les impacts par ordre d'importance c'est-à-dire par ordre du dommage subi : $D_1(z_1) \le D_2(z_2) \le \cdots \le D_n(z_n)$ (Boyer *et al.*, 2002b).

Moulin (1995) donne la définition suivante.

$$x_i(z,D) = \frac{1}{\lambda(z)} \sum_{t \in [0,z]} \lambda(t)\lambda(t')\left(\frac{t_i}{\sum_j t_j} - \frac{t_i'}{\sum_j t_j'}\right) D(t)$$

$$t_i' = z_i - t_i \text{ et } \lambda(z) = \frac{1}{|B(z)|}.e_{B(z)} \text{ avec } B(z) = \{i / z_i = \max_j z_j\} \text{ pour tout } z \in]0,\bar{z}]$$

Pour n=2, en supposant que $z_1 \le z_2$, on obtient :

$$x_1(z,D) = \frac{1}{2} D(z_1,z_2) + \frac{1}{2} \sum_{t=1}^{z_1} (D(t,t-1) - D(t-1,t))$$

$$x_2(z,D) = D(z_1,z_2) - x_1$$

Moulin (1995) montre que la méthode séquentielle satisfait les axiomes : « *Additivity* », « *Dummy* », « *Impact Monotonicity* », « *Cross Monotonicity* » « *Symmetry* » et « *Upper Bound* ».

2.2.2. Le cas continu : impact parfaitement divisible

Les impacts parfaitement divisibles sont estimés, non plus globalement comme dans le cas discret, mais de façon marginale. Ils correspondent alors à des pollutions chroniques, comme la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires.

2.2.2.1. La méthode Aumann Shapley

Cette méthode est la méthode la plus étudiée dans la littérature en matière de partage de dommage (Moulin, 2002). Elle généralise le concept de partage de dommage moyen au cas de biens hétérogènes. Le mécanisme de prix d'Aumann et Shapley est considéré comme l'extension de la méthode des dommages moyens d'un impact simple au cas multi-impacts (Tauman, 1988, Sprumont et Wang (1988)[39], Sprumont (1998)).

Le mécanisme du prix d'Aumann Shapley, $P(D,z)$, se définit de la façon suivante :

$$P_i(D,z) = x_i = \int_0^{z_N} \partial_i D(\frac{t}{z_N}.z).\frac{z_i}{z_N} dt$$

$$= \int_0^{z_i} \partial_i D(\frac{t}{z_i}.z) dt$$

$$= z_i \int_0^1 \partial_i D(t.z) dt$$

avec $z_N = \sum_{i=1}^{n} z_i$.

La part du dommage imputé à l'agent i est l'intégrale de la dérivée partielle de D le long du sentier de l'origine au vecteur de l'impact individuel généré.

Ce mécanisme est défini par la combinaison des quatre axiomes suivants (Tauman, 1988) : « *Additivity* », « *Scale invariance* », « *Continuity* », « *Positivity* » et *« Weak consistency »*.

Le principe « *Scale Invariance* » n'a pas de contre partie dans le cas discret (Sprumont, 2004). En effet, quand un impact est indivisible, il est difficile de le mesurer.

[39] Cité par Moulin, 2002

« Weak consistency »

Soit D une fonction de dommage. Soit D' une fonction telle que $D(z_1,...,z_N) = D'(\sum_{n=1}^{N} z_n)$.

Alors pour chaque $n, 1 \le n \le N$ et chaque $z \in R_+^N$, $P_n(D,z) = P(D', \sum_{n=1}^{N} z_n)$.

Par contre cette méthode ne satisfait pas l'axiome « *Impact Monotonocity* » (le partage de dommage ne devrait pas augmenter quand le niveau d'impact diminue).
D'après Billera et Heath (1982), Mirman et Tauman (1982)[40] et Friedman et Moulin (1999), la méthode Aumann Shapley est caractérisée par quatre propriétés : « *Dummy* », « *Additivity* », « *Scale Invariance* » et « *Average Damage for Homogeneous Impact* ».

« Average Damage for Homogeneous Impact »

$$\{D(z) = D^*(z_N) \quad pour\ tout\ z\} \Rightarrow \left\{ x(N,D,z) = \frac{D(z)}{z_N}.z \quad pour\ tout\ z \right\} \quad pour\ tout\ N, D$$

Cet axiome est considéré quand les impacts z_i de l'agent i représentent un nombre agrégé d'impacts qui ne peuvent pas être contrôlés individuellement (ainsi l'impact correspond à une agrégation anonyme). D'un autre côté, cet axiome n'est pas pris en compte quand les agents et leurs impacts sont facilement vérifiables c'est-à-dire lorsque tout transfert, fusion, collusion ne sont pas faisables (l'impact est personnifié par un agent qui génère l'ensemble de l'impact sans générer d'autres dommages) (Friedman et Moulin, 1999).

Monderer et Neyman (1988) prouvent que le prix d'Aumann et Shapley est le seul mécanisme qui soit une règle de partage de dommage et qui satisfait les axiomes : « *Scale Invariance* », « *Impact Monotonicitiy* », et « *Consistency* »[41].

Le mécanisme de prix d'Aumann Shapley a de nombreuses applications. Axel Pierru (2007) l'utilise pour allouer les émissions de CO_2 des entreprises de raffinerie. Un certain nombre d'articles s'intéresse à l'allocation des coûts d'encombrement ou des files d'attente (Moshe Haviv (2001)).

[40] Cité par Moulin, 2002.
[41] La différence entre « *consistency* » et « *weak consistency* » est technique. La première permet un changement d'impact dans une fonction de dommage unidimensionnelle alors que la seconde permet un changement d'impact dans une fonction de dommage multidimensionnelle (Tauman, 1988).

2.2.2.2. La méthode Shapley Shubik

La valeur Shapley Shubik a été introduite en 1954. Il s'agit du premier article à proposer d'appliquer la valeur de Shapley pour une classe de jeu simple.
La méthode Shapley Shubik correspond à la moyenne arithmétique des méthodes incrémentales (Moulin, 2002). Ce calcul impute à l'agent i une combinaison convexe de ses dommages incrémentaux (Friedman et Moulin, 1999).
La méthode Shapley Shubik applique directement la formule de la valeur de Shapley pour un jeu coopératif défini par les dommages « *Stand Alone* ». Ces jeux sont représentés par une fonction caractéristique v qui prend uniquement les valeurs 0 ou 1. Une coalition S correspond au cas « gagnant » avec $v(S)=1$ et au cas « perdant » avec $v(S)=0$.

La règle Shapley Shubik attribue à chaque problème (N,z,D) la valeur de Shapley d'un jeu *« Stand Alone »*.

$$x_{iN}^{SS}(z,D)=\sum_{S\subseteq N/\{i\}}\frac{s!(n-s-1)!}{n!}(D(S\cup\{i\})-D(S)) \text{ où } s \text{ est la cardinalité de } S$$

Sprumont (1998) donne une autre définition très proche. La méthode est aussi définie en appliquant la formule de la valeur de Shapley directement pour un jeu coopératif défini par les dommages « *Stand Alone* » pour différentes coalitions d'impacts ou d'agents.

$$x_{iN}^{SS}(z,D)=\sum_{S\subset N}\frac{(s-1)!(n-s)!}{n!}(D_z(S)-D_z(S/i)) \text{ où } s \text{ est la cardinalité de } S$$

Moulin et Friedman (1999) montrent que cette méthode satisfait les cinq axiomes suivants : « *Additivity* », « *Dummy* », « *Scale Invariance* », « *Symmetry* » et « *Impact Monotonicity* ». Le fait que la méthode Shapley Shubik satisfasse le dernier de ces axiomes est un avantage par rapport à la méthode d'Aumann-Shapley.

Moulin (2002) montre qu'il s'agit de la seule méthode à satisfaire « *Additivity* », « *Dummy* » et « *Lower Bound* ».

2.2.2.3. La méthode séquentielle

Friedman et Moulin (1999) étendent la méthode de partage de dommage séquentiel au cas où les impacts sont hétérogènes, c'est-à-dire $D(z)$ peut être arbitrairement une fonction non décroissante et continue. Le mécanisme est le suivant :

$$x_i(z;D) = \int_0^{z_i} \partial_i D((te) \wedge z)dt$$

avec $e = (1,...,1)$ et $(a \hat{} b)_i = \min[a_i, b_i]$

La part de dommage est l'intégrale ∂D_i le long du sentier de 0 à z pour obtenir z_i.

Prenons le cas n=2 (Moulin, 2002) :

$$x_1 = \int_0^{z_1} \partial_1 D(k,k)dk$$

$$x_2 = D(z_1, z_2) - x_1 = \int_0^{z_1} \partial_2 D(k,k) + D(z_1, z_2) - D(z_1, z_1)dk$$

avec $k = (te \wedge z)_N$

Cette méthode hétérogène a les mêmes propriétés que la méthode homogène quand le dommage marginal est strictement croissant avec toutes les variables (Friedman, 2002).
La règle originale de partage de dommage séquentiel a une simple caractérisation : elle est la seule méthode à satisfaire « *Egal Treatment of Equals* » et « *Independence of higher Impacts* ». Sprumont (1998) propose une forme plus forte de ces conditions qu'il appelle respectivement « *Symmetry* » et « *Serial Principe* ».

Sprumont (1998) prouve que chaque règle de partage de dommage continue qui satisfait le *« Serial Principe »* satisfait aussi *« Impact Monotonicity »*.

Hervé Moulin (2002) et Friedman et Moulin (1999) montrent que la méthode de partage de dommage séquentielle est caractérisée par quatre propriétés : « *Dummy* », « *Additivity* », « *Impact Monotonicity* » et « *Serial Cost Shares for Homogeneous Good* ». Elle satisfait aussi «*Upper Bound for Homogeneous Good* » (Friedman et Moulin, 1999).

2.2.3. Une méthode mixte : impact divisible et indivisible

Calvos et Santos (2001) s'intéressent au partage du dommage dans le cas où deux impacts hétérogènes sont générés.

Soient $N = \{1,...,n\}$ agents, une fonction de dommage $D : \Re_+^N \to \Re$ avec $D(\theta) = 0$ et $\theta = (0,...,0)$. D est une fonction de dommage de plusieurs impacts hétérogènes. Deux types d'impacts vont donc être considérés : les impacts divisibles et les impacts indivisibles. Les auteurs appellent ce jeu, un jeu mixte multi-niveaux. Ils généralisent le mécanisme de prix d'Aumann et Shapley au cas d'un problème où des impacts divisibles et indivisibles sont générés simultanément.

Soient M l'ensemble des impacts divisibles et S l'ensemble des impacts indivisibles.

Un problème d'allocation mixte est alors $(D,(y,\lambda))$ avec $(y,\lambda) \neq 0$ le niveau de l'impact, $(y,\lambda) \in L \subseteq \Re_+^M \times N^S$. Donc y correspond au niveau d'impacts divisibles et λ au niveau d'impacts indivisibles. La fonction de dommage se définit de la façon suivante : $D : L \to \Re$.

Pour tout $(y,\lambda) \in L$, la fonction $f^\lambda(u) = D(u,\lambda)$ est continue et différentiable sur $L_t = \{u \in \Re_+^M : u \leq y\}$.

On suppose que M et S ne sont pas fixés et peuvent être vides avec si $S = \emptyset$, alors (D,y) est un problème continu et si $M = \emptyset$, alors (D,λ) est un problème discret.

Soit $x \in \Re^N$, on définit $A(x) = \{i \in N : x_i > 0\}$.

Une règle de partage de dommage est une fonction $p : P \to \bigcup_{n \in N} \Re^N$ tel que $p(D,(y,\lambda)) \in \Re^{A(y)} \times \Re^{A(\lambda)}$. Le dommage total s'écrit :

$$\sum_{i \in A(y)} p_i(D,(y,\lambda)).y_i + \sum_{j \in A(\lambda)} p_i(D,(y,\lambda)).\lambda_j$$

Plus précisément, une nouvelle fonction de dommage est définie par :

$$E^\lambda D(u,t) = \sum_{\alpha < \lambda} \left[\prod_{j \in A(\lambda)} \binom{\lambda_j}{\alpha_j} .t_j^{\alpha_j} .(1-t_j)^{\lambda_j - \alpha_j} \right] \cdot D(u,\alpha)$$

Pour tout $(u,t) \in L_y \times [0,1]^S$, avec $(u,\alpha) \in \Re_+^M \times N^S$.

Soient ϕ la règle de prix d'Aumann-Shapley dans le cas continu et φ la règle de prix dans le cas discret.

Calvo et Santos (1998)[42] montrent que $\phi(E^{\lambda}D, e) = \varphi(D, \lambda)$ où $e = (1,...,1)$.

La règle de prix d'Aumann-Shapley dans le cas d'une allocation mixte s'écrit alors :

$$\Psi_i(D,(y,\lambda)) = \begin{cases} \phi_i(E^{\lambda}D,(y,e)), & i \in A(y) \\ \dfrac{1}{\lambda_i}.\phi_i(E^{\lambda}D,(y,e)), & i \in A(\lambda) \end{cases}$$

Les auteurs prouvent que cette règle satisfait de nombreuses propriétés :

- La règle de partage de dommage ;
- « *Additivity* » ;
- « *M-Scale Invariance* » : les prix ne devraient pas être affectés par un changement d'unités avec lesquelles les impacts continus sont mesurés ;
- « *Positivity* » ;
- « *M-Consistency* » : une méthode de partage de dommage est dite consistante si on peut toujours écarter un agent sans perturber les parts de dommage des autres agents ;
- « *S-Consistency* » ;
- « *Linear Equivalence* » : si le dommage est linéaire pour un impact continu, alors cet impact peut aussi être discret.

2.3. Le dommage n'est pas additif

L'axiome d'additivité joue un rôle central dans la littérature du partage du dommage. Depuis quelques années, un intérêt croissant est porté sur les méthodes non-additives. En effet, il est vrai que les dommages générés par plusieurs acteurs peuvent se compenser ou s'aggraver. Cette question ne peut être écartée quand on a pour objectif de partager le dommage joint entre les différents agents concernés. Les principales méthodes sont ici répertoriées.

[42] Cité par Calvo et Santos (2001).

2.3.1. Généralisation de la méthode de dommage marginal : Proportionally Adjusted Marginal Pricing

Wang (2002) s'intéresse aux impacts hétérogènes et divisibles. Il propose la méthode « *Proportionally Adjusted Marginal Pricing* », P.A.M.P., où le niveau d'impact généré par chaque agent est pondéré par son dommage marginal. Cette approche est donc une extension de la méthode du dommage marginal.
Cette règle de partage se définit de la façon suivante :

$$x_i^P(z,D) = \frac{\partial_i D(z) z_i}{\sum_{j\in N} \partial_j D(z) z_j} D(z), \quad i \in N$$

Il s'agit de la seule méthode de partage de dommage qui satisfait à la fois les axiomes « *Local Independence* », « *Proportionality* » et « *Scale Invariance* » sur le domaine $D_1^+(N)$ (ensemble des fonctions de dommage continues et différentiables de D_0^N [43] avec $\nabla D(z) \in \Re_{++}^N$).

« *Local Independence* »

Pour tout $z \in \Re_+^N$, *si* $D^1(z) = D^2(z)$ *et* $\nabla D^1(z) = \nabla D^2(z)$ *alors* $x(z, D^1) = x(z, D^2)$

L'axiome suppose que le partage de dommage est invariant avec le changement de la fonction de dommage tant qu'il n'y a pas de changement ni dans la valeur ni dans les dérivées de cette fonction de dommage à un niveau de vecteur d'impact donné. Cet axiome remplace « *Additivity* ». Ainsi deux demandes ayant le même coût marginal se voient imputer les mêmes parts du coût total (Wang, 2002 ; Boyer *et al.*, 2002).

P.A.M.P. est aussi la seule méthode qui satisfait les axiomes « *Local Independence* », « *Continuity* », « *Proportionality* » et « *Scale Invariance* » sur le domaine $D_1(N)$ (ensemble des fonctions continues et différentiables de $D_0(N)$ avec $\nabla D(z) \neq 0$).

Enfin PAMP satisfait les axiomes « *Distributivity* », « *Solidarity Damage* » et « *Consistency* ».

[43] D_0^N est l'ensemble des fonctions $D : \Re_+^N \to \Re_+$

« *Solidarity Damage* »

Soient D^1 et D^2 deux fonctions de dommage. Supposons qu'il existe une fonction $r : \Re^+ \to \Re^+$ telle que $D^2 = r \circ D^1$ alors soit

$$x(z, D^1) << x(z, D^2)$$

ou $$x(z, D^1) = x(z, D^2)$$

ou $$x(z, D^1) >> x(z, D^2)$$

Cet axiome a été défini par Sprumont (1998).

Par contre, P.A.M.P. ne satisfait pas l'axiome « *Ordinality* » (Wang et Zhu, 2002).

2.3.2. Ordinal proportional method (Sprumont, 1998 ; Wang et Zhu, 2002)

Cette méthode est tout d'abord définie en 1998 par Sprumont dans le cas de deux agents. Wang et Zhu (2002) généralisent cette méthode à un nombre arbitraire d'agents.

Les fonctions de dommage sont supposées continues et deux fois différentiables. Un problème (z, D) est dit proportionnellement normalisé (Sprumont, 1998) si :

$$\partial_i D(rz) = 1 \qquad 0 \le r \le +\infty, \quad i = 1,...,n$$

Pour tout problème (z, D), si (z^*, D^*) est son problème proportionnellement normalisé alors on définit $x_i(z, D)$ tel que (Wang et Zhu, 2002) :

$$x_i(z, D) = \frac{z_i^*}{\sum_{j \in N} z_i^*} D^*(z^*) = \frac{z_i^*}{\sum_{j \in N} z_i^*} D(z) \qquad i = 1,...,n$$

Pour $i = 1, 2$, on obtient (Sprumont, 1998) :

$$x_i(z, D) = \frac{z_i^*}{z_1^* + z_2^*} D^*(z^*) = \frac{z_i^*}{z_1^* + z_2^*} D(z)$$

Cette méthode de partage de dommage est caractérisée les axiomes « *Ordinality* » et « *Average Cost Pricing for Homogeneous Goods* ».

Par contre, cette méthode ne satisfait pas l'axiome « *Additivity* ».

D'après Sprumont (1998), qui ne s'intéresse qu'à deux agents, cette méthode est définie par les axiomes « *Separable Damage* » (si les dommages sont séparables, ils doivent être alloués) et « *Impact Monotonicity* ». Elle satisfait aussi « *Damage Solidarity* » d'une part et « *Impact Cross Monotonicity* » d'autre part.

Un mécanisme de prix $p(.,.)$ est une règle qui associe à chaque problème (z, D) un vecteur de prix :

$$p(z, D) = (p_1(z, D), ..., p_n(z, D))$$

Soit un problème (z, D) proportionnellement normalisé en (z^*, D^*), le mécanisme de prix s'écrit :

$$p_i^*(z, D) = \frac{1}{\int_0^1 [1/\partial_i D(x(t))] dt}$$

Donc[44],

$$D(z) = \int_0^1 \sum_1^n \partial_i D(x(s)) \dot{x}_i(s) ds = \sum_1^n z^*$$

$$= \sum_1^n z_i \left[\int_0^1 \frac{1}{\partial_i D(x(t))} dt \right]^{-1} = \sum_1^n p_i^*(z, D) q_i$$

Le vecteur de prix $p^*(z, D) = (p_1^*(z, D), ..., p_n^*(z, D))$ est ordinal. Pour chaque $i = 1, ..., n$, $p_i^*(z, D) z_i$ est invariant avec toute transformation de l'unité de mesure de l'impact.

2.3.3. Généralisation du dommage séquentiel

D'autres méthodes ne satisfont pas l'axiome d'additivité. C'est le cas par exemple de certaines approches hétérogènes extensions d'approches homogènes. Les approches « Axial », « Radial » et « Path Serial » sont des extensions de la méthode de partage de dommage séquentielle (Sprumont, 2002, Téjédon et Truchon, 2002, Kolpin, 1996).

2.3.3.1. Axial serial rule

Sprumont (1998) généralise la règle de dommage séquentiel. Cette règle se consacre au cas où chaque agent génère un impact simple et spécifique. Elle propose un partage de dommage en

[44] Voir la preuve dans l'article de Wang et Zhu, 2002

mesurant le dommage marginal le long d'un sentier. La principale différence par rapport aux méthodes d'Aumann-Shapley ou de Friedman et Moulin est la façon dont le sentier est défini. Ce sentier est dépendant du dommage alors que les sentiers des deux autres méthodes ne le sont pas. Le choix d'un certain sentier se base sur la façon dont on peut comparer des impacts hétérogènes (Alcade et Silva, 2004).

Avant de définir la règle de partage de dommage, la condition de normalisation axiale est développée :

Si S est une coalition et (z, D) un problème, il existe un unique problème $({}^{A}z, D^{A})$ ordinalement équivalent à (z, D) et satisfaisant la normalisation axiale :

$$D_i^A(t_i) = t_i \qquad \text{pour tout } t_i \in \Re_+, \text{ tout } i \in S$$

En fait, un problème axialement normalisé $({}^{A}z, D^{A})$ est donné par :

$${}^{A}z_i = D_i(z_i) \qquad \text{pour tout } i \in S$$

Et $$D^A(t) = D(D_1^{-1}(t_1),...,D_n^{-1}(t_n)) \qquad \text{pour tout } t \in \Re_+^N$$

La règle de partage Axial se définit de la façon suivante (Sprumont 1998) :

$$x_{iS}^A(z, D) = \frac{D^A({}^{A}z(i))}{(n-i+1)} - \sum_{j<i} \frac{D^A({}^{A}z(j))}{(n-j+1)(n-j)} \qquad \text{pour tout } i \in S$$

La règle Axial Serial est la seule méthode à satisfaire « *Symmetry* », « *Rank Independence of Irrelevant Agents* », « *Independence of Null Agents* », « *Ordinality* » et « *Serial Principe* ». (Sprumont, 1998).

La règle de partage de dommage « Axial serial » est la seule règle à satisfaire les propriétés « *Serial Principe* » et *« Damage based Equal Treatment of Equals »* (Deux agents générant le même niveau de dommage doivent payer la même part de dommage) (Alcade *et al.*, 2004).

2.3.3.2. Radial serial rule

Kolster et *al*. (1998) proposent une extension similaire : la règle « Radial Serial ». Cette règle peut être vue comme une extension de la règle « Axial ». Elle prend en compte le fait que les agents génèrent plusieurs impacts privés et hétérogènes. Elle utilise des impacts intermédiaires qui sont construits en modifiant l'impact original de façon proportionnelle.

Soient N agents et M impacts.

Un mécanisme satisfait le principe « *Radial serial* » si pour tout impact $z_N, z'_N \in (\Re_+^M)^N$ et tout $i \in N$, $x_i(z_N, D) = x_i(z'_N, D)$ est généré par ces deux propriétés :

- $z'_j = z_j$ *pour* $j = i$ *et pour tout* $j \in N/\{i\}$ *avec* $x_j(z_N, D) \leq x_i(z_N, D)$;
- $z'_j = \beta_j z_j$ *pour* $\beta_j \in [1, \infty[$ *et pour tout* $j \in N/\{i\}$ *tel que* $x_j(z_N, D) \geq x_i(z_N, D)$.

Ce principe est moins fort que le principe séquentiel. En effet, les impacts d'un agent j, avec une part de dommage plus élevée, peuvent varier seulement sur le rayon entre 0 et z_j.

Avant de définir la part de dommage allouée aux agents, plusieurs concepts doivent être précisés[45] :

Une nouvelle extension est proposée : "*preordering-bases serial extensions*". $R(D)$ correspond à un pré-ordre complet sur R_+^M qu'il est possible de relier à une structure de dommage (induite par D). Supposons que pour les impacts $z, y \in R_+^M$, $z \leq y \Rightarrow zR(D)y$.

L'axiome *« Equal Treatment of Preordering Equivalents »* signifie :

$$z_i E(D) z_j \Rightarrow x_i(z_N, D) = x_j(z_N, D)$$

Pour tout triplet ordonné $(D, z, y) \in S \times R_+^M \times R_+^M$ tel que $uR(D)v$ on définit $p^R(D, u, v) = \beta v$ où $\beta \in [0, 1]$ est un scalaire avec $uE(D)\beta v$.

Les auteurs supposent que $z_1 R(D) z_2 R(D) ... R(D) z_n$. On définit des niveau de pollution intermédiaires : $y_0, ..., y_n$, le premier niveau correspondant au cas où aucun impact n'est généré. A la seconde étape, l'agent k alloue $p^R(c, z_1, z_k)$ comme une part de son impact :

$$y_1 = z_1 + \sum_{k=2}^{n} \rho^R(z, z_1, z_k).$$

Kolster et *al.* (1998) expliquent, qu'en général, on définit :

$$\begin{cases} y_0 = 0 \\ y_k = \sum_{r=1}^{k} z^r + \sum_{r=i+1}^{n} p^R(z, z_k, z_r) \end{cases}$$

[45] Pour plus de détails, se reporter à l'article de Koster et *al.* (1998).

La part de dommage se définit alors de la façon suivante : pour tout $D \in S$ et $z_N \in (R_+^M)^N$

$$x_i = \sum_{k=1}^{i} \frac{D(y_k) - D(y_{k-1})}{n+1-k}$$

Elle est la seule à satisfaire le « *Radial Serial Principe* », « *Independence of Null Agent* », « *Independence of Irrelevant Agent* », « *Equal Treatment of Equals* » et « *Radial Ordinality* » (forme plus faible que « *Ordinality* »).

2.3.3.3. Path serial rule

Téjédo et Truchon (2002) généralisent les modèles de Sprumont (1998) et Koster *et al.* (1998). En effet, ils considèrent le cas où les agents génèrent des impacts qui peuvent être privés ou publics ou spécifiques à quelques agents et où l'impact agrégé n'est pas forcément la somme des impacts individuels. Les auteurs admettent donc des sentiers plus généraux le long desquels les niveaux d'impacts peuvent être réduits pour construire des impacts individuels.

La méthode « *Path Rule* » consiste d'abord à classer les individus selon leurs dommages « *Stand alone* ». Un premier impact intermédiaire est construit en réduisant les impacts des agents 2 à n le long de leur sentier respectif spécifié par h_i en dessous des points où les dommages « *Stand alone* » sont les mêmes que pour l'agent 1. Un second impact intermédiaire est construit en réduisant les impacts des agents 3 à n le long du même sentier en dessous des points où les dommages « *Stand alone* » sont les mêmes que pour l'agent 2, etc. Finalement la formule du dommage séquentiel direct est appliquée aux dommages des impacts intermédiaires.

Supposons que les agents sont ordonnés selon leur $D_i(z_i)$:

$$D_1(z_1) \leq D_2(z_2) \leq ... \leq D_n(z_n)$$

Alors, pour chaque i, les impacts intermédiaires sont définis par :

$$\begin{cases} z_j^i = z_j & si \quad D_j(z_j) \leq D_i(z_i) \\ z_j^i \in h_j(z_j, \Re_+) \quad et \quad D_j(z_j^i) = D_i(z_i) & si \quad D_j(z_j) > D_i(z_i) \end{cases}$$

Sachant un problème (z, D), l'allocation de partage de dommage de la règle « Path Serial » s'écrit de la façon suivante.

$$x_i^{PS}(z,D) = \sum_{j=1}^{i} \frac{D(z_j) - D(z_{j-1})}{n+1-j} \qquad i = 1,...,n$$

La méthode « Path Serial » satisfait les axiomes suivants : « *Ordinality* », « *Ranking* », « *Symmetry* », « *Path Serial Principe* », « *Independence of Null Agents* », « *Rank Independence of Irrelevant Agents* » (Téjédo et Truchon, 2002).

Remarque (Téjédon et Truchon, 2002) :
La règle Radial Serial x^{RS} de Kolster (1998) est la règle Path Serial x^{PS} avec l'utilisation de h_i^R comme une fonction scalaire pour tout i et toute paire $(Z,D) \in R_+^m \times \widetilde{D}$. En clair, $x^{RS}(Z,D) = x^{PS}(Z,D,H^R)$ où $H^R = (h_1^R,...,h_n^R)$. Les deux méthodes x^{PS} et x^{RS} réduisent la règle Axiale x^A de Sprumont (1998) quand $M_i = \{i\} \quad \forall i$ et les trois méthodes réduisent la règle séquentielle originale dans le contexte d'un bien privé unique.

3. Illustrations des règles

Les méthodes présentées dans la section précédente vont être illustrées par des exemples fictifs.
Deux cas vont être envisagés : les impacts homogènes et les impacts hétérogènes, les premiers étant subis par un seul type de « biens », les seconds étant supportés par plusieurs types de « biens ». Le cas des impacts non additifs sera écarté étant donné l'absence de recul sur ces nouvelles recherches.

3.1. Les impacts homogènes

Supposons trois entreprises : une entreprise de dragage, une entreprise d'extraction de granulats et un port. Chacune de ces activités génère un impact sur les habitats. Supposons que celles-ci en détruisent une certaine quantité sur une certaine période de temps et sur un espace donné.
La fonction de dommage mise en place a la forme suivante : $D = az^b$. Cette fonction est non décroissante de $\Re_+$ dans $\Re_+$, avec $D(0) = 0$. On pose $a = 0{,}4$ et $b = 1{,}2$.

Trois entreprises sont considérées. Les méthodes du dommage moyen, incrémental et séquentiel sont prise en compte. Les résultats sont donnés dans le tableau ci-dessous[46].

Tableau 5-2 : *Applications des méthodes de partage de dommage des impacts homogènes*.

	Entreprise 1	Entreprise 2	Entreprise 3	Total
z_i	1	1,2	1,8	4
D_i	0,4	0,5	0,81	2,11
Méthode du dommage moyen				
x_i	0,53	0,63	0,95	2,11
Méthode du dommage incrémental				
x_i	0,4	0,63	1,08	2,11
Méthode du dommage séquentiel				
x_i	0,5	0,62	0,99	2,11

La somme des parts de dommage est bien égale au dommage total : $\sum_i x_i = D\left(\sum_i z_i\right) = 2{,}11$.

Les parts du dommage moyen reflètent exactement les évolutions entre les impacts. En effet, l'entreprise 2 réalise un impact supérieur de 20% par rapport à l'entreprise 1. La part de dommage de l'entreprise 2 augmente de 20% par rapport à celle de l'entreprise 1. Les parts du dommage incrémental et séquentiel (ne retranscrivant pas les variations entre les niveaux d'impacts) sont assez proches et moins dispersées que celles du dommage moyen.

3.2. Les impacts hétérogènes

Nous considérons de nouveau trois entreprises : une entreprise de dragage, une entreprise d'extraction de granulats et un port. Chacune de ces activités génère un impact sur les habitats, sur les ressources halieutiques et engendre une pollution sonore. Supposons que chacun de ces impacts ait été quantifié, les résultats sont donnés dans le tableau 5-3[46].

[46] L'ordre des exemples d'entreprises ne correspond pas aux numéros donnés dans le tableau. En effet, à ma connaissance, aucune étude n'a permis d'évaluer quelle est l'activité générant le plus d'impacts sur les habitats et ni de savoir si l'une d'entres elles détruit deux fois plus ou trois fois plus d'habitats que les autres.

Tableau 5-3 : *Les impacts des trois entreprises*.

	Entreprise 1	Entreprise 2	Entreprise 3
Impact 1	1	1,2	1,8
Impact 2	2	2,3	2,4
Impact 3	2,1	2,9	3,2

Une nouvelle fonction de dommage est considérée. Seul le cas des impacts indivisibles est présenté. Il s'agit d'une transformation de $\Re_+^N$ dans $\Re_+$. Cette fonction est de la forme suivante : $D(z) = z_1 + z_2 + z_3 + z_1^2 z_2^2 + z_2^{1/2} z_3^2$.

Deux cas vont être envisagés. Tout d'abord, le partage des impacts émis par une seule entreprise sera estimé. Dans un second temps, le partage d'un impact émis par trois entreprises sera évalué.

On notera x_{ij} la part de dommage de l'entreprise i due à l'impact j.

3.2.1. Partage des impacts émis par une même entreprise

Supposons qu'une entreprise émette trois impacts : impact sur les habitats, sur les ressources halieutiques et une pollution sonore. La part de dommage de chacun de ces impacts est estimée. Chaque entreprise est alors considérée séparément.

Les dommages issus des différentes combinaisons sont présentés dans le tableau 5-4. Ces combinaisons correspondent à des combinaisons d'impacts. Trois cas peuvent se produire : l'entreprise 1 décide réaliser un impact uniquement sur le bien 1, $D_1(1)$ ou l'entreprise 1 décide de réaliser un impact sur les biens 1 et 2, $D_1(1,2)$ ou l'entreprise 1 décide de réaliser un impact sur les trois biens, $D_1(1,2,3)$. En effet, prenons l'exemple d'une entreprise de dragage. Celle-ci peut choisir la localisation des dépôts de sédiments. En fonction du lieu de dépôt, différents impacts seront réalisés. Cette entreprise doit alors participer au partage de ces dommages.

Tableau 5-4 : *Les dommages issus des combinaisons d'impacts*.

	Entreprise 1	Entreprise 2	Entreprise 3
$D_i(1)$	1	1,2	1,8
$D_i(2)$	2	2,3	2,4
$D_i(3)$	2,1	2,9	3,2
$D_i(1,2)$	7	11,12	22,86
$D_i(2,3)$	10,34	17,95	21,46
$D_i(1,3)$	3,1	4,1	5
$D_i(1,2,3)$	15,34	26,77	41,93

Les parts de dommage sont présentées dans le tableau 5-5 selon trois méthodes : la méthode d'Aumann Shapley, la méthode de Shapley Shubik et la méthode du dommage séquentiel.

Tableau 5-5 : *Partage des impacts émis par une même entreprise*.

	Entreprise 1	Entreprise 2	Entreprise 3	Total
z	(1 ; 2 ; 2,1)	(1,2 ; 2,3 ; 2,9)	(1,8 ; 2,4 ; 3,2)	(4 ; 6,7 ; 8,2)
D	15,34	26,77	41,93	84,03
Méthode d'Aumann Shapley				
x_{i1}	3,00	5,01	11,13	19,14
x_{i2}	5,25	8,66	14,90	28,81
x_{i3}	7,09	13,10	15,89	36,08
x_i	15,34	26,77	41,93	84,03
Méthode de Shapley Shubik				
x_{i1}	3,00	5,01	11,13	19,14
x_{i2}	7,12	12,49	19,66	39,27
x_{i3}	5,22	9,28	11,13	25,63
x_i	15,34	26,77	41,93	84,03
Méthode du dommage séquentiel				
x_{i1}	1	1,2	1,8	4
x_{i2}	3	4,96	10,53	18,49
x_{i3}	11,34	20,61	29,59	61,54
x_i	15,34	26,77	41,93	84,03

Concrètement, $x_{11} = 3{,}50$ correspond à la part de dommage que l'entreprise doit payer du fait de son impact 1 (=1). Si l'entreprise 1 décide de modifier son impact sur ce bien, les parts de dommages correspondant aux impacts 2 (x_{12}) et 3 (x_{13}), pour cette même entreprise, seront modifiées.

Les résultats apportés par la méthode d'Aumann Shapley ne satisfont pas l'axiome « *Impact Monotonicity »*, ce qui correspond à l'une des critiques principales de cette approche.

La méthode du dommage séquentiel propose des parts de dommage très faibles pour le premier impact alors que les parts de dommage obtenues grâce à la méthode de Shapley Shubik sont moins dispersées.

3.2.2. Partage d'un impact entre trois entreprises

Supposons que trois entreprises (une entreprise de dragage, une d'extraction de granulats et un port) émettent un impact sur les habitats. La part de dommage de chacune de ces entreprises est estimée. Chaque impact est alors considéré séparément.

Les dommages issus des différentes combinaisons sont présentés dans le tableau 5-6. Ces combinaisons correspondent à des combinaisons d'entreprises. Trois cas sont alors possibles : l'impact 1 est généré par l'entreprise 1, $D_1(Ent.1)$ ou l'impact 1 est généré par les entreprises 1 et 2, $D_1(Ent.1, Ent.2)$ ou l'impact 1 est généré par les trois entreprises, $D_1(Ent.1, Ent.2, Ent3.)$.

Tableau 5-6 : *Les dommages issus des combinaisons d'entreprises*.

	Impact 1	Impact 2	Impact 3
$D_j(Ent.1)$	1	2	2,1
$D_j(Ent.2)$	1,2	2,3	2,9
$D_j(Ent.3)$	1,8	1,8	3,2
$D_j(Ent.1, Ent.2)$	3,64	25,46	42,09
$D_j(Ent.2, Ent.3)$	6,55	13,44	23,54
$D_j(Ent.1, Ent.3)$	2,8	4,3	5
$D_j(Ent.1, Ent.2, Ent3.)$	8,99	36,60	62,73

Les parts de dommage sont présentées dans le tableau 5-7 selon trois méthodes : la méthode d'Aumann Shapley, la méthode de Shapley Shubik et la méthode du dommage séquentiel.

Tableau 5-7 : *Partage d'un impact émis par trois entreprises*.

	Impact 1	Impact 2	Impact 3	Total
z	(1 ; 1,2 ; 1,8)	(2 ; 2,3 ; 2,4)	(2,1 ; 2,9 ; 3,2)	(5,1 ; 6,4 ; 7,4)
D	8,99	36,60	62,73	108,31
Méthode d'Aumann Shapley				
x_{1j}	1,72	12,58	20,64	34,94
x_{2j}	2,63	14,63	24,93	42,19
x_{3j}	4,64	9,39	17,15	31,18
x_j	8,99	36,60	62,73	108,31
Méthode de Shapley Shubik				
x_{1j}	1,72	12,56	20,59	34,88
x_{2j}	3,69	17,28	30,26	51,24
x_{3j}	3,57	6,75	11,87	22,19
x_j	8,99	36,60	62,73	108,31
Méthode du dommage séquentiel				
x_{1j}	1	2	2,1	5,10
x_{2j}	1,32	11,73	19,99	33,04
x_{3j}	6,67	22,87	40,63	70,17
x_j	8,99	36,60	62,73	108,31

Concrètement, $x_{11} = 3{,}29$ correspond à la part de dommage que l'entreprise 1 doit payer du fait de son impact sur le bien 1 (=1). Si l'entreprise 1 décide de modifier son impact sur ce bien, les parts de dommages des entreprises 2 (x_{21}) et 3 (x_{31}), pour ce même bien, seront modifiées.

Les résultats apportés par la méthode d'Aumann Shapley satisfont, pour cet exemple, l'axiome « *Impact Monotonicity* ». Les parts de dommages sont moins dispersées dans le cas de la méthode Shapley Shubik que dans le cas de la méthode du dommage séquentiel.

Conclusion du cinquième chapitre

Cette partie permet d'intégrer une nouvelle interprétation des méthodes de partage de coût (ou de surplus). On s'intéresse ici au partage du dommage. Cette interprétation permettra de se concentrer sur le partage d'un actif multifonctions subissant diverses pressions. Les définitions des méthodes ainsi que leurs propriétés ont été développées en fonction de différents critères : les dommages sont additifs ou sur-additifs (voire sous-additifs). Parmi les dommages additifs, certains sont homogènes, d'autres sont hétérogènes. Dans le dernier cas, ils peuvent être divisibles ou indivisibles. Le choix d'une méthode de partage de dommage par rapport à une autre dépendra, tout d'abord, de ces premières distinctions mais aussi des différentes propriétés satisfaites ou non. La diversité de ces méthodes de partage de coûts ou de surplus et maintenant de dommage montre qu'il n'existe pas une règle universelle applicable à toutes les situations (Boyer et *al.,* 2002b).

La méthode de partage du dommage moyen est une méthode simple mais permettant de satisfaire des propriétés essentielles. La méthode du dommage marginal associe une partie fixe et une partie variable dépendant du niveau de l'impact et du dommage marginal. La méthode du dommage incrémental permet une contribution des agents selon leur dommage marginal. La méthode du dommage sérielle nécessite de classer les agents selon le dommage créé. La méthode de Shapley Shubik correspond à la moyenne arithmétique des méthodes incrémentales. Enfin la méthode d'Aumann Shapley généralise le concept du dommage moyen au cas des biens hétérogènes. Les méthodes non additives se révèlent être des extensions des méthodes des biens homogènes et hétérogènes. En effet, la méthode PAMP correspond à la méthode de dommage marginal et trois méthodes (Axial, Radial et Path) généralisent la méthode de partage séquentielle.

Par contre, ces méthodes de partage de dommage ne prennent pas en compte la dimension temporelle, ni les notions d'aléas, d'incertitudes et d'asymétrie d'information.

Ce partage du dommage est un mécanisme qui peut être appliqué au cas du partage d'un territoire abritant de nombreux agents ayant des usages et des objectifs différents. Le chapitre suivant se concentre sur un exemple : le partage de l'estuaire de la Gironde en prenant la grande alose comme témoin. Cette dernière subira la pression des pêcheurs mais aussi d'un polluant généré par une entreprise. Nous examinons par le biais de la théorie des jeux, les différentes stratégies de ces acteurs, l'objectif étant à la fois de préserver la ressource et de conserver des niveaux de profits satisfaisants.

Chapitre 6

Partage d'un estuaire : une espèce migratrice, deux pêcheurs et une entreprise

Le partage d'un territoire multifonctions et donc d'un estuaire tel que celui de l'estuaire de la Gironde implique la gestion de nombreux acteurs. Chacun d'entre eux génère une ou des pressions donc un ou des impacts sur le milieu estuarien. Des conflits d'usage émergent naturellement. Deux types d'acteurs peuvent cohabiter sur ce genre de territoire : les vulnérables ou les non vulnérables. Les premiers génèrent un impact sur le milieu tout en étant affectés par celui-ci. Leurs activités économiques sont donc liées à la qualité du milieu. Les seconds génèrent des impacts sans être affectés, leurs activités économiques sont indépendantes de la qualité du milieu. Les interactions et les stratégies d'interactions entre agents peuvent être analysées par le biais d'outils mathématiques et plus particulièrement par la théorie des jeux. Cette dernière, appliquée aux pêcheries, peut permettre de prédire les résultats potentiels d'une relation entre quelques entreprises dominant le marché ou un groupe d'individus ou des entités ayant des droits de pêche ou des pays devant négocier des accords pour une politique commune… (Sumaila, 1999). Il convient alors de distinguer les jeux qui étudient les stratégies coopératives et non coopératives des jeux s'intéressant à la notion d'information complète et incomplète. Les premiers types de jeux prennent ou non en compte l'utilisation de systèmes de paiement. Le type de pêcheries considérées a aussi un rôle prépondérant. Ainsi la première distinction concerne les pêcheries mono-spécifiques par rapport aux pêcheries multi-espèces. La pêcherie est-elle en libre accès, est-il question de partage de stock, cette pêcherie est-elle régulée, les espèces sont-elles migratrices ? Enfin les acteurs devant se partager la ressource sont-ils considérés de façon globale, quels sont leurs liens, la pêcherie est-elle séquentielle ?

L'application de la théorie des jeux aux problèmes des pêcheries est assez récente. Munro (1979) ou Levhari et Mirman (1980) en sont les pionniers. Le premier s'est intéressé à la question de la gestion optimale d'une ressource renouvelable possédée conjointement par deux acteurs. Un modèle dynamique des pêches ainsi que la théorie de jeux coopératifs entre deux personnes (modèle de Nash) ont été combinés. Les seconds ont étudié une ressource possédée par deux agents dans une échelle de temps discrète. Ils ont analysé le niveau de

capture dans un jeu non coopératif, dans le cas de la mise en place d'une menace et dans le cas où les agents combinent leurs ressources et maximisent leur profit joint. Plus récemment, Fisher et Mirman (1992) ont examiné le problème des interactions entre espèces. Ces trois articles se sont intéressés à la situation de deux agents et ont comparé l'équilibre de Nash avec l'optimum global. De son côté, Hannesson (1997) prend en compte l'importance du nombre d'agents dans un modèle où le partage de la ressource est supporté par des stratégies de menace. Il compare plus particulièrement des agents hétérogènes ou homogènes (en terme de coût) et établit le nombre maximal d'agents permettant la viabilité de la coopération. Kopel et Szidarovszky (2006) analysent l'évolution à long terme d'une ressource renouvelable qui est capturée, lors d'une coopération partielle, par des joueurs qui vendent les quantités pêchées sur différents marchés. Enfin Szidarovsky et Okuguchi (2000) étudient un cas extrême où les joueurs forment une coalition et se comportent comme un propriétaire unique. Ils montrent que, pour un stock de ressources donné, les captures totales obtenues sous coopération sont plus petites que celles obtenues lors d'une non coopération.

Notre analyse va porter sur une espèce migratrice. Ainsi une pêcherie séquentielle est prise en compte. R. Hannesson (1995) étudie le management coopératif dans une pêcherie séquentielle et examine les équilibres de non coopération et de coopération. M. Laukkanen (2003) s'intéresse aux stratégies de deux pêcheurs se partageant une espèce migratrice. Une solution de non coopération et de coopération est proposée dans le cas où le recrutement subit des chocs stochastiques. L'étude se concentre sur une espèce migratrice remontant un fleuve (ou estuaire) pour aller se reproduire en amont. Cette espèce retournera en aval pour se nourrir. Entre ces deux zones (reproduction et nourriture), deux pêcheurs sont considérés. Chacun des pêcheurs exerce une pression sur le stock de cette espèce du fait des captures effectuées. Le modèle développé est ensuite appliqué au cas de la gestion du saumon dans les pêcheries du Nord Baltique.

Dans notre analyse, un nouvel élément est alors intégré : une entreprise polluante. Cette dernière, de par son activité, génère des impacts qui ont pour effet de détruire une partie du stock. La théorie des jeux a également largement développé l'étude des stratégies de pollution des entreprises. S. Jorgensen et G. Zaccour (2001) étudient aussi ce type de cas. Ils s'intéressent à deux entreprises polluantes dont une est vulnérable (affectée par l'impact) et l'autre non vulnérable. Ces auteurs établissent alors un système de paiement permettant la coopération des deux agents.

Finalement, l'analyse réalisée dans cette partie va s'appuyer sur le modèle de pêcherie séquentielle de Marita Laukkanen (2003) dans lequel une entreprise polluante est prise en compte. L'intérêt est porté sur les conditions d'obtention des stratégies coopératives ou non coopératives et surtout sur les conditions dans lesquelles la coopération est soutenable. L'effet de l'introduction de l'impact de l'entreprise sur la coopération des acteurs sera particulièrement pris en compte.

Après une présentation du modèle, trois cas vont être analysés : la non-coopération, la coopération partielle (coopération des deux pêcheurs uniquement) et la coopération totale (des trois acteurs). Une illustration sera ensuite étudiée : le partage du stock de grande alose sur l'estuaire de la Gironde.

1. Présentation du modèle

Soit une espèce migratrice migrant de l'aval vers l'amont, c'est-à-dire de la zone de nourriture vers la zone de reproduction. Entre ces deux zones, nous intégrons deux acteurs : deux pêcheurs. Ces derniers créent une pression sur le stock de l'espèce en capturant des poissons, ce qui d'un autre côté leur procure des bénéfices. Ces actions génèrent un impact sur le stock présent mais aussi sur le stock futur de l'espèce. Ainsi leur propre stratégie rapporte à la fois des bénéfices présents et des pertes de bénéfices futurs (toute capture peut être considérée comme une perte pour la reproduction du stock, donc une perte d'individus futurs et une perte de captures potentielles). Un acteur non vulnérable est alors intégré : une firme polluante. La stratégie de cette entreprise est donc différente par rapport aux pêcheurs. En effet, le choix du niveau d'impact généré n'affecte en rien ses bénéfices présents et donc encore moins ses bénéfices futurs. Son activité économique ne dépend en aucune manière du niveau de stock de poissons présents. Ainsi on dira que les pêcheurs sont vulnérables alors que l'entreprise n'est pas vulnérable.

Par notation, le pêcheur 1 sera toujours situé en aval du pêcheur 2. Donc l'espèce migratrice adulte subira d'abord la pression du pêcheur 1 puis celle du pêcheur 2. Nous considérons l'action des pêcheurs non pas du point de vue des captures mais du point de vue de la quantité de poissons échappés. En effet, le pêcheur positionné le long de l'estuaire exerce une pression

localisée sur le stock. Il choisit de déployer une certaine quantité d'efforts par jour pour capturer un certain nombre de poissons. Il choisit donc, par conséquent, de ne pas déployer d'effort supplémentaire et donc de laisser une quantité de poissons continuer sa migration. On appelle ces poissons non capturés par le pêcheur : les espèces échappées que l'on notera S_1 pour le premier pêcheur et S_2 pour le second pêcheur.

L'entreprise, du fait de son activité industrielle, génère des impacts qui ont pour effet de détruire une partie de la biomasse. On suppose que l'entreprise détruit α % des espèces remontant puis α % des espèces descendant le fleuve. L'impact est donc proportionnel au niveau de l'activité industrielle mais aussi au niveau de biomasse.

Ainsi le comportement des uns dépendra des comportements des autres. Ceci est particulièrement vrai pour les pêcheurs. En effet le stock disponible pour le second pêcheur, à la période t, dépendra de la biomasse initiale B^t, et de l'ensemble des pressions subies par le stock (celle du premier pêcheur en particulier).
Notons le stock disponible à la période t + 1, B^{t+1}. Ainsi si l'on considère que la dernière pression subie par le stock correspond à l'action du pêcheur 2 (on n'intègre pas la pression éventuelle de l'entreprise), le stock disponible à la période t + 1 va s'écrire :

$$B^{t+1} = \theta^t R(S_2^t)$$

où $R(S_2)$ correspond à la relation de recrutement attendue et $\{\theta^t\}$ est une séquence de variables aléatoires indépendamment et identiquement distribuées avec une moyenne unitaire. On suppose que $\theta^t \in [a,b]$ et qu'il est distribué selon une fonction cumulée F et une fonction continue de densité f.
Donc à la période t + 1, les captures du pêcheur 1 dépendront du nouveau stock disponible et donc de l'action des différents acteurs à la période t.

Regardons plus en détail la situation de chaque acteur. Nous commençons par les pêcheurs.

Supposons les coûts de l'effort de pêche constants : c_1 pour le pêcheur 1 et c_2 pour le pêcheur 2. La fonction de production choisie est celle de Schaefer, avec un coût marginal pour

le pêcheur i de $\frac{c_i}{\widetilde{B}}$ avec $\widetilde{B}$ la taille du stock disponible (Laukkanen, 2003). Ces coûts sont donc supposés inversement proportionnels à la biomasse disponible (Hannesson, 1995).

Ainsi si l'on ne considère pas l'action de l'entreprise, les profits des pêcheurs vont être les suivants.

Le profit du pêcheur 1 positionné en aval dépend du stock initial à partir duquel il déploie son effort de pêche en laissant S_1 poissons continuer leur migration. Ainsi le profit a l'expression suivante (Laukkanen, 2003) :

$$\pi_1^t = \int_{S_1^t}^{B_t} (p_1 - \frac{c_1}{x})dx = p_1(B_t - S_1^t) - c_1(\ln B_t - \ln S_1^t)$$

Le profit du pêcheur 2 positionné en amont dépend de la stratégie adoptée par le pêcheur 1. En effet, le stock disponible s'élève uniquement à S_1. Le pêcheur choisit alors à son tour sa stratégie : S_2. Le profit du second pêcheur a donc la forme suivante :

$$\pi_2^t = \int_{S_2^t}^{S_1^t} (p_2 - \frac{c_2}{x})dx = p_2(S_1^t - S_2^t) - c_2(\ln S_1^t - \ln S_2^t)$$

L'entreprise produit un bien par le biais de sa fonction de production y_E, cette quantité produite est vendue au prix p_E. Nous intégrons également une fonction de coût qui dépend du niveau de production : $c_E^t(y_E^t)$. Cette fonction est supposée convexe et strictement croissante. L'entreprise, du fait de son activité, rejette des substances nuisibles à l'espèce migratrice. Ces impacts vont être proportionnels à la production (plus on produit, plus l'impact est élevé) et proportionnels au stock disponible (plus il y a d'espèces et plus il y aura de poissons détruits par la substance).

Cette entreprise génère un impact mais ne ressent aucun effet négatif sur son activité. Ainsi aucune fonction de dommage n'apparaît dans la fonction de profit : l'entreprise n'est pas vulnérable.

Finalement le profit de l'entreprise a la forme suivante :

$$\pi_E^t = p_E y_E^t - c_E^t(y_E^t)$$

Examinons maintenant le profit de chacun des acteurs en fonction de leur positionnement.

Trois cas apparaissent :

- Pêcheur 1 – Entreprise – Pêcheur 2
- Pêcheur 1 – Pêcheur 2 – Entreprise
- Entreprise – Pêcheur 1 – Pêcheur 2

Etant donné que l'entreprise est non vulnérable, quel que soit son positionnement par rapport aux deux pêcheurs, son profit restera identique. En effet le niveau de stock n'affecte pas le niveau de profit de l'entreprise.

Ce profit reste donc de la forme :

$$\pi_E^t = p_E y_E^t - c_E^t(y_E^t)$$

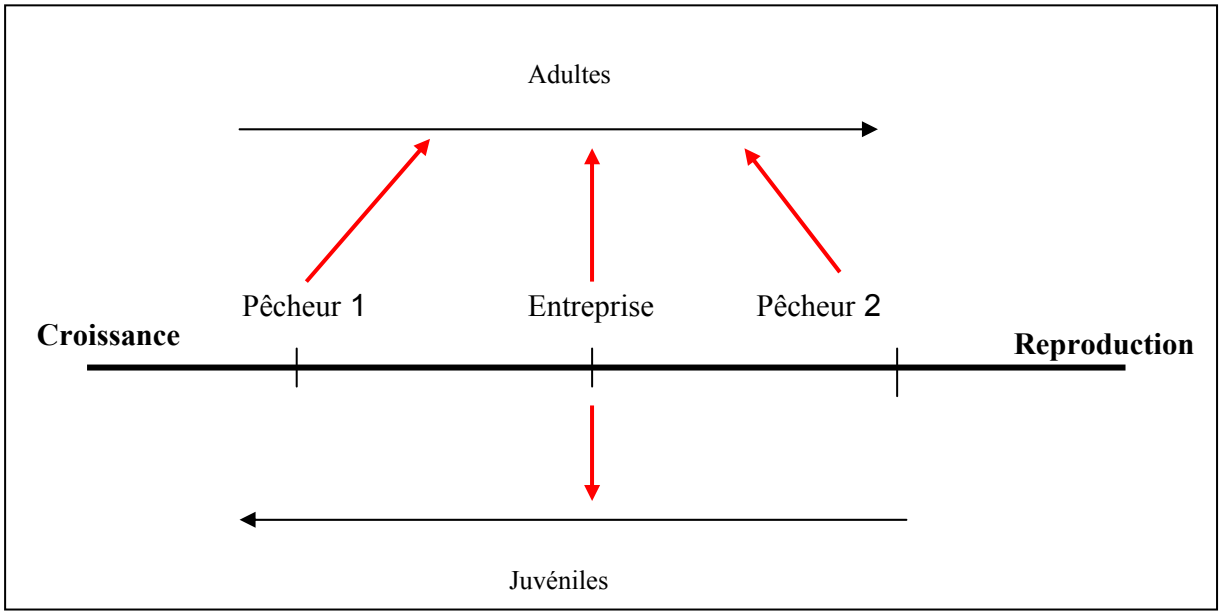
Par contre, les profits des pêcheurs sont forcément tributaires du positionnement de chaque acteur. En effet, le profit dépend du stock disponible et donc forcément des pressions subies. Si un des acteurs en aval réalise une très forte pression, diminuant de façon significative le stock, le pêcheur positionné en amont aura obligatoirement des captures moindres et donc des bénéfices plus faibles pour un effort de pêche déployé constant. Un cas extrême peut être considéré : si le pêcheur 1 capture tous les poissons du stock, les impacts de l'entreprise et du pêcheur 2 seront nuls.

Les profits de ces deux pêcheurs en fonction des trois possibilités de positionnement des acteurs sont maintenant analysés avec plus de détails.

1.1. Premier cas : Pêcheur 1– Entreprise – Pêcheur 2

La localisation des acteurs et leurs actions sur le stock d'adultes ou de juvéniles sont présentées par la figure 6-1.

Figure 6-1 : *Présentation du modèle dans le premier cas de positionnement.*



Les stratégies de chacun et les conséquences sur les stratégies des autres acteurs sont rappelées dans le tableau 6-1. Ainsi au début de la période t, le stock disponible est noté B^t. Ce stock va subir une première pression : celle du pêcheur 1 qui, après avoir effectué son effort de pêche, laissera S_1 espèces continuer leur migration. Ces espèces se retrouveront au niveau de l'entreprise qui, par son action industrielle, détruira αS_1 individus. Il ne restera alors pour le pêcheur 2 seulement comme stock disponible $S_1 - \alpha S_1$. Ce dernier exercera une pression sur ce stock disponible et laissera S_2 poissons rejoindre la zone de reproduction.

Lors de la dévalaison, les poissons ne subiront pas la pression des deux pêcheurs, étant donné que les juvéniles ne peuvent être capturés. Par contre, ces juvéniles subiront la pression de l'entreprise. Le stock de l'espèce à la période t + 1 sera alors de $\theta^t R(S_2^t) - \alpha^t \theta^t R(S_2^t)$.

Tableau 6-1 *: Stratégies des trois acteurs dans le premier cas de positionnement.*

	Pêcheur 1	Entreprise	Pêcheur 2
Stock disponible t	B^t		S_1-$\alpha^t S_1$
Stratégie	S_1	$\alpha^t S_1$	S_2
Stock t + 1	$\theta^t R(S_2)$-$\alpha^t \theta^t R(S_2)$		

Les profits des pêcheurs s'écrivent alors :

$$\pi_1^t = \int_{S_1^t}^{B^t} (p_1 - \frac{c_1}{x})dx = p_1(B^t - S_1^t) - c_1\left[\ln B^t - \ln S_1^t\right]$$

$$\pi_2^t = \int_{S_2^t}^{S_1^t - \alpha^t S_1^t} (p_2 - \frac{c_2}{x})dx = p_2(S_1^t - \alpha^t S_1^t - S_2^t) - c_2\left[\ln(S_1^t - \alpha^t S_1^t) - \ln S_2^t\right]$$

Supposons que la capture soit proportionnelle au taux q_i. Ce taux regroupe alors le taux de capturabilité et l'effort déployé.

Les deux profits sont exprimés en fonction de q_i, de c_i^t, de B^t et de α^t.

$$\pi_1^t = \int_{B^t - q_1^t B^t}^{B^t} (p_1 - \frac{c_1}{x})dx = p_1(B^t - B^t + q_1^t B^t) - c_1\left[\ln B^t - \ln(B^t - q_1^t B^t)\right]$$

$$= p_1(q_1^t B^t) - c_1\left[\ln B^t - \ln(B^t - q_1^t B^t)\right]$$

$$\pi_2^t = \int_{S_1^t - q_2^t S_1^t}^{B^t - q_1^t B^t - \alpha^t (B^t - q_1^t B^t)} (p_2 - \frac{c_2}{x})dx$$

$$= p_2\left[q_2^t(B^t - q_1^t B^t - \alpha^t(B^t - q_1^t B^t))\right] - c_2\left[\ln B^t - q_1^t B^t - \alpha^t(B^t - q_1^t B^t)\right] - \ln(S_2^t)$$

avec $S_2^t = B^t - q_1^t B^t - \alpha^t(B^t - q_1^t B^t) - q_2^t(B^t - q_1^t B^t - \alpha^t(B^t - q_1^t B^t))$

1.2. Deuxième cas : Pêcheur 1– Pêcheur 2– Entreprise

Dans ce deuxième cas de positionnement, la situation du stock disponible ainsi que les stratégies des différents acteurs sont les suivantes :

Tableau 6-2 : *Stratégies des trois acteurs dans le deuxième cas de positionnement.*

	Pêcheur 1	Pêcheur 2	Entreprise
Stock disponible t	B^t	S_1	
Stratégie	S_1	S_2	$\alpha^t S_2$
Stock t+1	$\theta^t R(S_2 - \alpha^t S_2)$ - $\alpha^t \theta^t R(S_2 - \alpha^t S_2)$		

Les profits des pêcheurs s'écrivent alors :

$$\pi_1^t = \int_{S_1^t}^{B^t} (p_1 - \frac{c_1}{x})dx = p_1(B^t - S_1^t) - c_1(\ln B^t - \ln S_1^t)$$

$$\pi_2^t = \int_{S_2^t}^{S_1^t} (p_2 - \frac{c_2}{x})dx = p_2(S_1^t - S_2^t) - c_2(\ln S_1^t - \ln S_2^t)$$

Les deux profits sont exprimés en fonction de q_i, de c_i^t, de B^t et de α^t.

$$\pi_1^t = \int_{B^t - q_1^t B^t}^{B^t} (p_1 - \frac{c_1}{x})dx = p_1(B^t - B^t + q_1^t B^t) - c_1\left[\ln B^t - \ln(B^t - q_1^t B^t)\right]$$

$$= p_1(q_1^t B^t) - c_1\left[\ln B^t - \ln(B^t - q_1^t B^t)\right]$$

$$\pi_2^t = \int_{B^t - q_1^t B^t - q_2^t (B^t - q_1^t B^t)}^{B^t - q_1^t B^t} (p_2 - \frac{c_2}{x})dx$$

$$= p_2\left[q_2^t (B^t - q_1^t B^t)\right] - c_2\left[\ln(B^t - q_1^t B^t) - \ln\left[B^t - q_1^t B^t - q_2^t (B^t - q_1^t B^t)\right]\right]$$

1.3. Troisième cas : Entreprise – Pêcheur 1– Pêcheur 2

Dans ce troisième cas de positionnement, la situation du stock disponible ainsi que les stratégies des différents acteurs sont les suivantes :

Tableau 6-3 : *Stratégies des trois acteurs dans le troisième cas de positionnement.*

	Entreprise	Pêcheur 1	Pêcheur 2
Stock disponible t	B^t	B^t-$\alpha^t B^t$	S_1
Stratégie	$\alpha^t B^t$	S_1	S_2
Stock t+1	$\theta^t R(S_2)$-$\alpha^t \theta^t R(S_2)$		

Les profits des pêcheurs s'écrivent alors :

$$\pi_1^t = \int_{S_1^t}^{B^t - \alpha^t B^t} (p_1 - \frac{c_1}{x})dx = p_1(B^t - \alpha^t B^t - S_1^t) - c_1\left[\ln(B^t - \alpha^t B^t) - \ln S_1^t\right]$$

$$\pi_2^t = \int_{S_2^t}^{S_1^t} (p_2 - \frac{c_2}{x})dx = p_2(S_1^t - S_2^t) - c_2(\ln S_1^t - \ln S_2^t)$$

Les deux profits sont exprimés en fonction de q_i, de c_i^t, de B^t et de α^t.

$$\pi_1^t = \int_{B^t-\alpha^t B^t-q_1^t(B^t-\alpha^t B^t)}^{B^t-\alpha_1^t B^t} (p_1 - \frac{c_1}{x})dx$$

$$= p_1\left[q_1^t(B^t-\alpha^t B^t)\right] - c_1\left[\ln q_1^t(B^t-\alpha^t B^t) - \ln\left[B^t-\alpha^t B^t - q_1^t(B^t-\alpha^t B^t)\right]\right]$$

$$\pi_2^t = \int_{B^t-\alpha^t B^t-q_1^t(B^t-\alpha^t B^t)-q_2^t(B^t-\alpha^t B^t-q_1^t(B^t-\alpha^t B^t))}^{B^t-\alpha^t B^t-q_1^t(B^t-\alpha^t B^t)} (p_2 - \frac{c_2}{x})dx$$

$$= p_2\left[q_2^t(B^t-\alpha^t B^t - q_1^t(B^t-\alpha^t B^t))\right] - c_2\left[\ln(B^t-\alpha_1 B^t - q_1^t(B^t-\alpha^t B^t)) - \ln(S_2^t)\right]$$

avec $S_2^t = B^t-\alpha^t B^t - q_1^t(B^t-\alpha^t B^t) - q_2^t(B^t-\alpha^t B^t - q_1^t(B^t-\alpha^t B^t))$

Les agents sont supposés neutres face au risque. Ces acteurs maximisent leurs revenus actualisés espérés : $E\left[\sum_{t=0}^{\infty}\delta^t\pi_i^t\right]$ où δ^t est le taux d'actualisation.

Quelque soit le cas considéré plus haut, les actions disponibles pour chaque pêcheur correspondent à leurs quantités échappées c'est-à-dire S_1^t pour le pêcheur 1 et S_2^t pour le pêcheur 2.

Considérons le premier cas de positionnement.

La stratégie de l'agent 1 est notée $s_1^t : \Re_+^{2t+1} \to \Re_+$. Il s'agit d'une fonction des recrutements passés et présents et des quantités échappées passées : $S_1^t = s_1^t(B^0,...,B^t,S_1^0,...,S_1^{t-1})$, avec $(B^0,...,B^t)$ le stock disponible incluant les pressions subies en aval (déterminées en fonction du positionnement des acteurs). De la même façon la stratégie de l'agent 2 se note $s_2^t : \Re_+^{2t+1} \to \Re_+$ avec $S_2^t = s_2^t(S_1^0 - \alpha^0 S_1^0,...,S_1^t - \alpha^t S_1^t, S_2^0,...,S_2^{t-1})$.

La seule action prise en compte par l'entreprise est son choix de production y_E^t qui génère le niveau de pollution α^t. Les quantités de poissons détruites vont dépendre donc du niveau de production et du stock disponible (qui dépendra de la position des acteurs les uns par rapport aux autres). On notera alors la stratégie de l'entreprise $y_E^t : \Re_+^t \to \Re_+$ avec $Y_E^t = y_E^t(y^0,....,y^{t-1})$.

L'agent 1 n'observe pas les stratégies de l'agent 2 mais seulement l'action de l'entreprise et le stock disponible en t + 1. L'entreprise n'observe que l'action de l'agent 1, S_1^t, ce qui n'a

aucune influence sur sa stratégie, vu que l'entreprise n'est pas vulnérable. Enfin l'agent 2 observe l'action de l'entreprise, Y_E^t, et le stock disponible.

Seul le cas de positionnement des acteurs suivant : Pêcheur 1- Entreprise - Pêcheur 2 va être étudié, le raisonnement restant le même pour les deux autres cas. Ce choix est dicté par l'application numérique où l'entreprise considérée se situe entre deux types de pêcheurs.

Un équilibre de Nash est une stratégie (s_{1N}, s_{2N}, s_{EN}) qui satisfait :

$$E_{S_1,S_{2N},Y_{EN}}\left[\sum_{t=0}^{\infty}\delta^t\pi_1(s_1^t, B^t(s_{2N}^{t-1}, y_{EN}^{t-1}))\right] \le E_{S_{1N},S_{2N},Y_{EN}}\left[\sum_{t=0}^{\infty}\delta^t\pi_1(s_{1N}^t, B^t(s_{2N}^{t-1}, y_{EN}^{t-1}))\right]$$

$$E_{Y_E}\left[\sum_{t=0}^{\infty}\delta^t\pi_E(y_E^t,)\right] \le E_{Y_{EN}}\left[\sum_{t=0}^{\infty}\delta^t\pi_E(y_{EN}^t)\right]$$

$$E_{S_{1N},S_2,Y_{EN}}\left[\sum_{t=0}^{\infty}\delta^t\pi_2(s_2^t, Y_{EN}^t(s_{1N}^t))\right] \le E_{S_{1N},S_{2N},Y_{EN}}\left[\sum_{t=0}^{\infty}\delta^t\pi_2(s_{2N}^t, Y_{EN}^t(s_{1N}^t))\right]$$

Les sections suivantes vont se concentrer sur les stratégies des acteurs dans deux cas : coopération partielle ou totale. La première ne concerne que les pêcheurs, l'entreprise étant intégrée comme un facteur exogène. Deux cas seront pris en compte : l'impact de l'entreprise est observable ou il ne l'est pas. Enfin la coopération totale sera examinée : tous les agents sont incités à coopérer. La non coopération ainsi que la coopération seront étudiées.

2. La coopération partielle

Les stratégies de non coopération puis de coopération sont analysées dans cette section.

2.1. La non coopération

Le cas où aucune coopération n'est mise en place entre les différents acteurs est examiné. Ainsi chacun maximise son profit sans se préoccuper de l'impact de son action sur les autres agents. Il y a ni négociation, ni entente.

L'entreprise ne ressent aucune conséquence des pressions subies par le stock de poissons. En effet, elle génère un impact dans le milieu qui ne diminue en rien son profit. De la même façon, les actions des deux pêcheurs ne modifient en aucune manière son profit. Son positionnement par rapport aux deux autres acteurs n'aura aucune influence sur sa stratégie. Elle va donc choisir un niveau de pollution tel que son profit soit à son maximum. Le niveau de production choisi par l'entreprise est contraint par la non-négativité : $0 \leq y_E$.

Son profit attendu et actualisé pour la période t s'écrit alors :

$$EV_E(y_E^t) = p_E^t y_E^t - c_E^t(y_E^t)$$

L'entreprise produit (et donc génère un impact) si ses bénéfices sont supérieurs à ses coûts, c'est-à-dire si $p_E^t y_E^t \geq c_E^t(y_E^t)$.

Les quantités échappées par chacun des pêcheurs sont contraintes par la non-négativité et des contraintes de faisabilité.

Ces contraintes de non-négativité et de faisabilité sont les suivantes :

- $0 \leq S_1^t \leq B^t$
- $0 \leq S_2^t \leq S_1^t - \alpha^t S_1^t$

L'agent 1 pêche à la période t seulement si son revenu net marginal est positif, c'est-à-dire si $p_1 - c_1 / B^t \geq 0$. De la même façon, l'agent 2 pêche si $p_2 - c_2 /(S_1^t - \alpha^t S_1^t) \geq 0$.

Les profits actualisés attendus de chacun des pêcheurs pour la période t s'écrivent alors :

$$EV_1(S_1^t, B^t) = p_1(B^t - S_1^t) - c_1(\ln B^t - \ln S_1^t) + \delta\, EV_1\left[S_1^{t+1}, \theta^t R\left(S_2^t\right) - \alpha^t \theta^t R\left(S_2^t\right)\right]$$

$$V_2(S_2^t, S_1^t - \alpha^t S_1^t) = p_2(S_1^t - \alpha^t S_1^t - S_2^t) - c_2(\ln(S_1^t - \alpha^t S_1^t) - \ln S_2^t) + \delta\, V_2\left[S_2^{t+1}, S_1^{t+1} - \alpha^{t+1} S_1^{t+1}\right]$$

Sachant $B^t \geq \frac{c_1}{p_1}$ et S_2^t, il est optimal pour l'agent 1 de pêcher au niveau du profit marginal nul, c'est-à-dire $S_1^t = \frac{c_1}{p_1}$. De la même façon sachant $S_1^t - \alpha^t S_1^t \geq \frac{c_2}{p_2}$ et S_1^{t+1}, il est optimal pour l'agent 2 de pêcher à son niveau de profit marginal nul, c'est-à-dire $S_2^t = \frac{c_2}{p_2}$.

Si $\frac{c_1}{p_1} \leq \frac{c_2}{p_2}$, l'agent 2 peut être exclu par l'agent 1 si ce dernier pêche à un niveau où le stock est non profitable pour l'agent 2. Inversement, si $bR(\frac{c_2}{p_2}) \leq \frac{c_1}{p_1}$ (avec b la borne supérieure de l'intervalle de θ^t), l'agent 1 sera exclu. Ce phénomène d'exclusion est renforcé par l'activité de l'entreprise qui diminue le stock. Ainsi si cette activité est trop importante, les deux pêcheurs ou l'un des deux (celui qui aura le profit marginal le plus élevé), peuvent être exclus.

Donc finalement, ce jeu compétitif possède un équilibre stationnaire :

$$\begin{cases} S_1^N = \dfrac{c_1}{p_1} \\ S_2^N = \dfrac{c_2}{p_2} \\ S_E^N \ \ tel\ que \ \ \dfrac{\partial c_E}{\partial y_E} = p_E \end{cases}$$

Ces stratégies vont permettre d'obtenir les profits d'équilibre de Nash.

2.2. Coopération partielle

Nous supposons dans cette partie que les pêcheurs décident de coopérer alors que l'entreprise continue à refuser toute coopération. Celle-ci est donc considérée comme un facteur exogène.
La situation de l'entreprise par rapport au cas précédent ne va donc pas changer. Elle garde la même stratégie et obtient un profit lié à sa stratégie d'équilibre de Nash (les stratégies des deux pêcheurs n'ayant aucune influence sur son profit et sur sa stratégie).
Les deux pêcheurs vont décider de coopérer. Pour cela un seuil de stock est introduit au-delà duquel la coopération perdure et en-deçà duquel une phase de punition est enclenchée. Ce système fonctionne avec la menace de la période de punition. L'entreprise joue donc un rôle prépondérant, en effet l'activité industrielle détruit une partie du stock. Ainsi si cette activité est trop importante, même malgré la coopération du pêcheur 1, le stock peut être insuffisant pour le pêcheur 2. De la même façon, le stock à la période t + 1 sera affecté par l'élément stochastique du recrutement mais aussi par l'activité industrielle. Les deux pêcheurs peuvent

donc être amenés à dévier en premier[47]. Deux cas vont être abordés : tout d'abord l'impact de l'entreprise est supposé parfaitement observable, dans un second temps nous supposerons que ce n'est pas le cas. Dans la première situation, toute déviation d'un des deux pêcheurs sera bien interprétée. Dans la seconde situation, le manque d'information peut biaiser la perception des pêcheurs. Ainsi une déviation peut avoir lieu sans être détectée ou une déviation peut être envisagée sans qu'elle n'ait effectivement eu lieu. Ces différents cas vont être analysés en détail dans les sections suivantes.

2.2.1. L'impact de l'entreprise est observable

Les pêcheurs vont donc négocier et établir le niveau des quantités échappées efficace au sens de Pareto : S_1^C et S_2^C. On aura $S_1^C > S_1^N$ et $S_2^C > S_2^N$. Ces stratégies génèreront les profits suivants : $E\pi_1^C$ et π_2^C avec $E\pi_1^C > E\pi_1^N$ et $\pi_2^C > \pi_2^N$.

Tableau 6-4 : *Notations de l'agent 1.*

$\widetilde{B}^C = \theta R(S_2^C) - \alpha\theta R(S_2^C))$	Recrutement aléatoire avec les quantités échappées S_2^C.
$\widetilde{B}^N = \theta R(S_2^N) - \alpha\theta R(S_2^N)$	Recrutement aléatoire avec les quantités échappées S_2^N.
$EV_1^C(S_1^C, B^t)$	Profit attendu et actualisé lors d'une phase de coopération, évalué après l'observation de B^t tel que $B^t \geq \overline{B}$.
$EV_1^N(S_1^N, B^t)$	Profit attendu et actualisé lors d'une phase de déviation, évalué après l'observation de B^t .
$EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^t)$	Profit attendu et actualisé lors d'une phase de coopération, évalué avant l'observation de B^t.
$\omega_1 = E\pi_1(S_1^N, \widetilde{B}^N)$	Profit d'une seule période lors d'une phase de déviation.
$\gamma_1 = E(\pi_1(S_1^N, \widetilde{B}^C) \mid \widetilde{B}^C < \overline{B})$	Profit de la première période de déviation où l'agent 1 dévie en premier.
$F\left[\overline{B} / \theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2)\right] = \Pr(\theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2) \leq \overline{B})$	Probabilité de déviation.

Ce système fonctionne avec la menace qu'un des agents dévie (c'est-à-dire choisisse une stratégie d'équilibre de Nash) et que la phase de punition soit mise en place. Cette dernière compte $T-1$ périodes sur lesquelles la menace sera appliquée si la violation de la coopération

[47] A l'inverse de l'article de M. Laukkanen (2003) où le pêcheur 2 dévie (resp. coopère) uniquement si le pêcheur 1 dévie (resp. coopère).

est détectée. Comme l'impact de l'entreprise est observable, toute déviation sera forcément détectée.

L'intégration d'une entreprise modifie les stratégies des pêcheurs. En effet, dans l'article de Marita Laukkanen, l'agent 1 dévie si son stock disponible est trop faible, et l'agent 2 dévie seulement si l'agent 1 a dévié. Toute coopération de l'agent 1 entraîne une coopération de l'agent 2 et toute déviation de l'agent 1 se traduira par une déviation de l'agent 2. Il ne peut exister la situation où l'agent 2 dévie alors que l'agent 1 coopère (les agents n'ayant aucun intérêt à dévier). Avec l'intégration de l'entreprise, l'agent 1 peut coopérer (laissant S_1^C poissons continuer leur migration) mais le stock finalement disponible pour le pêcheur 2 peut être trop faible du fait de l'impact de l'entreprise. Donc l'agent 2 peut dévier alors que l'agent 1 coopère. On suppose que les deux agents se mettent d'accord sur un niveau seuil de coopération égal à $\overline{B}$ [48]. Ce seuil correspond à la limite minimum du stock qui doit être dépassée pour que les pêcheurs continuent la coopération. L'agent 1 observe le stock B^t qui dépend de la stratégie du pêcheur 2, de l'action de l'entreprise et des chocs stochastiques de la période $t-1$, il décide de dévier si ce stock n'est pas assez élevé c'est-à-dire inférieur à $\overline{B}$. Le pêcheur 2 observe $S_1^t - \alpha^t S_1^t$ et décide de dévier si son stock est trop faible c'est-à-dire inférieur à $\overline{B}$.

Supposons que les deux pêcheurs commencent à pêcher dans le cas d'une coopération avec des quantités échappées efficaces au sens de Pareto. Les agents continuent leurs stratégies jusqu'à ce que le niveau de stock disponible devienne inférieur à $\overline{B}$ ou jusqu'à ce que S_1^t (resp. S_2^t) soit inférieur à S_1^C (resp. S_2^C). On intègre alors une phase de punition pendant $T-1$ périodes, les agents choisissent alors leurs stratégies de non coopération c'est-à-dire S_1^N et S_2^N. A la fin de cette période de punition, on suppose que l'agent 2 reprend en premier la coopération (qu'il commence ou non la phase de punition)[49].

[48] Deux seuils de stock, un par pêcheur, pourraient être mis en place, chacun des seuils intégrant les caractéristiques propres des deux types de pêcheurs. Cette introduction ne modifierait pas réellement le modèle, seul un indice serait ajouté en fonction du seuil considéré. Par souci d'allègement des notations, un seul seuil est mis en place.

[49] On aurait pu soit supposer que l'agent 1 reprenne la coopération en premier soit réaliser deux cas dépendant de l'agent reprenant en premier la coopération. Pour alléger le modèle, l'hypothèse que l'agent 2 retourne en premier dans la phase de coopération a été retenue, hypothèse d'ailleurs justifiée par Marita Laukkanen dans le cas où l'entreprise n'existe pas.

L'agent 1 considère une période normale t dans les cas suivants :

- $t = 0$;

- $t-1$ est normale et $B^t > \overline{B}_1$ ou $B^{t-T} < \overline{B}$ et $t-T-1$ était normale, cette période est dite « de revirement » sinon.

L'agent 2 considère la période t comme normale si :

- $S_1^t - \alpha^t S_1^t \geq \overline{B}$ et $t = 0$ ou $t-1$ est normale ;

- ${S_1}^{t-(T-1)} - \alpha^{t-(T-1)} {S_1}^{t-(T-1)} > \overline{B}$ et $t-T$ était normale, cette période est dite « de revirement » sinon.

Les agents agissent de façon séquentielle. Leurs stratégies sont définies par :

$$\begin{cases} S_i^C & \textit{si t est une période normale} \\ S_i^N & \textit{si t est une période de revirement} \end{cases}$$

L'agent 1 va coopérer dans une période normale si son profit espéré est supérieur quand il décide de coopérer plutôt que quand il décide de dévier, c'est-à-dire $EV_1^N(S_1^N, B^t) \leq EV_1^C(S_1^C, B^t)$ pour $B^t \geq \overline{B}$. Dans le cas où le pêcheur 1 dévie, on a pour $B^t \leq \overline{B}$, $EV_1^N(S_1^N, B^t) \geq EV_1^C(S_1^C, B^t)$.

Si $B^t = \overline{B}$, alors $EV_1^N(S_1^N, B^t) = EV_1^C(S_1^C, B^t)$. (6-1).

Cette contrainte obtenue est alors appelée « contrainte du stock seuil ».

De la même façon, l'agent 2 va coopérer dans une période normale si son profit espéré est supérieur quand il décide de coopérer plutôt que quand il décide de dévier, c'est-à-dire $EV_2^N(S_2^N, S_1 - \alpha S_1) \leq EV_2^C(S_2^C, S_1 - \alpha S_1)$ pour $S_1 - \alpha S_1 \geq \overline{B}$. Dans le cas où le pêcheur 2 dévie, on a pour $S_1 - \alpha S_1 \leq \overline{B}$, $EV_2^N(S_2^N, S_1 - \alpha S_1) \geq EV_2^C(S_2^C, S_1 - \alpha S_1)$.

Si $S_1 - \alpha S_1 = \overline{B}$, alors $EV_2^N(S_2^N, S_1 - \alpha S_1) = EV_2^C(S_2^C, S_1 - \alpha S_1)$. (6-2).

Tableau 6-5 : *Notations de l'agent 2.*

$EV_2^C(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C)$	Profit attendu et actualisé lors d'une phase de coopération, évalué après l'observation de $S_1 - \alpha S_1$ tel que $S_1 - \alpha S_1 \geq \overline{B}$.
$EV_2^N(S_2^N, S_1 - \alpha S_1))$	Profit attendu et actualisé lors d'une phase de déviation, évalué après l'observation de $S_1 - \alpha S_1$.
$EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C)$	Profit attendu et actualisée en début de période de punition où l'agent 2 dévie en premier.
$EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N)$	Profit attendu et actualisée en début de période de punition où l'agent 2 dévie en second.
$\omega_2 = \pi_2(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N)$	Profit d'une seule période lors d'une phase de déviation.
$\gamma_2 = \pi_2(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C)$	Profit de la première période de déviation où l'agent 2 dévie en premier.
$1 - F\left[\overline{B} / \theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2)\right] = \Pr(\theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2) \leq \overline{B})$	Probabilité de déviation.

Les profits attendus espérés des agents dans le cas de coopération ou de non coopération vont être détaillés.

Le problème de l'agent 1 est le suivant.

Ainsi le profit attendu lors de la déviation (c'est-à-dire lorsque S_1 est en dessous du niveau S_1^N) s'écrit de la façon suivante :

$$EV_1^N(S_1^N, B^t) = \pi_1(S_1^N, B^t) + \sum_{\tau=1}^{T-1} \delta^\tau \omega_1 + \delta^T EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C) \qquad (6\text{-}3)$$

avec $\widetilde{B}^C = \theta R(S_2^C) - \alpha\theta R(S_2^C)$

L'agent 1 va dévier et obtenir le profit $\pi_1(S_1^N, B^t)$. L'agent 2 détecte alors avec certitude la tricherie et choisit lui aussi la stratégie S_2^N. La phase de non coopération se poursuit durant toute la phase de punition ($T-1$ périodes) avec un profit attendu $\omega_1 = E\pi_1(S_1^N, \widetilde{B}^N)$ (avec $\widetilde{B}^N = \theta R(S_2^N) - \alpha\theta R(S_2^N)$). A la fin des $T-1$ périodes, l'agent 2 reprend en premier la coopération, suivi par l'agent 1 qui obtiendra alors le profit $EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)$.

Etudions le profit de coopération.

Le profit attendu par l'agent 1 en période de coopération s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{aligned} EV_1^C(S_1^C, B^t) &= \pi_1(S_1^C, B^t) + \left[1 - F\left[\overline{B} / \theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2)\right]\right]\delta EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C \left| \widetilde{B}^C \geq \overline{B}\right.) \\ &+ F\left[\overline{B} / \theta R(S_2^C) - \alpha\theta R(S_2^C)\right]\left[\delta\gamma_1 + \sum_{\tau=2}^{T}\delta^\tau\omega_1 + \delta^{T+1}EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)\right] \\ &+ F\left[\overline{B} / \theta R(S_2^N) - \alpha\theta R(S_2^N)\right]\left[\sum_{\tau=1}^{T-1}\delta^\tau\omega_1 + \delta^T EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)\right] \end{aligned} \quad (6\text{-}4)$$

Pendant la période t, l'agent 1 obtient le profit lié à la coopération : $\pi_1(S_1^C, B^t)$.

Si $\theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2) \geq \overline{B}$, la coopération continue avec un profit attendu de $EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C \left| \widetilde{B}^C \geq \overline{B}\right.)$. Cet évènement peut se produire avec une probabilité $1 - F\left[\overline{B} / \theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2)\right] = \Pr(\theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2) \leq \overline{B})$.

Si $\theta R(S_2^C) - \alpha\theta R(S_2^C) \leq \overline{B}$, l'agent 1 va tout d'abord choisir la stratégie S_1^N et obtenir le profit $\gamma_1 = E(\pi_1(S_1^N, \widetilde{B}^C) \left| \widetilde{B}^C < \overline{B}\right.)$. Il s'en suivra $T-1$ périodes de punition où l'agent 1 gagnera le profit $\omega_1 = E\pi_1(S_1^N, \widetilde{B}^N)$. Enfin la coopération sera de nouveau mise en place à partir de la période T et l'agent 1 obtiendra le profit $EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)$.

Enfin si $\theta R(S_2^N) - \alpha\theta R(S_2^N) \leq \overline{B}$, c'est-à-dire si l'agent 2 a dévié en premier, alors l'agent 1 entre immédiatement en phase de punition. Après les $T-1$ périodes, la coopération sera rétablie.

En utilisant les équations (6-3) et (6-4), et en posant $B^t = \overline{B}$, l'équation (6-1) se réécrit de la façon suivante :

$$\begin{aligned} \pi_1(S_1^N, \overline{B}) - \pi_1(S_1^C, \overline{B}) &= \left[1 - F(\overline{B} / \theta R(S_2) - \alpha\theta R(S_2))\right]\delta EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C \left| \widetilde{B}^C \geq \overline{B}\right.) \\ &+ F(\overline{B} / \theta R(S_2^C) - \alpha\theta R(S_2^C))\left[\delta\gamma_1 + \frac{\delta^2 - \delta^{T+1}}{1-\delta}\omega_1 + \delta^{T+1}EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)\right] \\ &+ F(\overline{B} / \theta R(S_2^N) - \alpha\theta R(S_2^N))\left[\frac{\delta - \delta^T}{1-\delta}\omega_1 + \delta^{T+1}EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)\right] \\ &- \left[\frac{\delta - \delta^{T+1}}{1-\delta}\omega_1 + \delta^T EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)\right] \end{aligned} \quad (6\text{-}5)$$

La situation de l'agent 2 est maintenant analysée. Les actions du pêcheur 2 ne sont pas observables directement. Sachant S_1^C, α, $\overline{B}$ et T, l'agent 2 choisit une stratégie coopérative S_2 qui maximise son profit.

Commençons par le profit de déviation.

L'agent 2 obtient le profit de déviation $\gamma_2 = \pi_2(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C)$. L'agent 1 s'en aperçoit et donc dévie à son tour. L'agent 2 obtient alors $\omega_2 = \pi_2(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N)$ pendant les périodes de punition. On suppose que l'agent 2 reprend la coopération en premier et obtient alors le profit $\pi_2(S_2, S_1^N - \alpha S_1^N)$ pendant une période. En fonction du stock disponible à la période suivante, l'agent 2 restera dans une phase de coopération ou déviera (en premier avec le profit $EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C)$ ou en second avec le profit $EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N)$).

$$EV_2^N(S_2^N, S_1 - \alpha S_1) = \pi_2(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C) + \sum_{\tau=1}^{T-1} \delta^\tau \omega_2 + \delta^T \pi_2(S_2, S_1^N - \alpha S_1^N) + \delta^{T+1} \begin{Bmatrix} \left[1 - F(\overline{B} / S_1 - \alpha S_1)\right] EV_2^C(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C) \\ + F(\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C) EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C) \\ + F(\overline{B} / S_1^N - \alpha S_1^N) EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N) \end{Bmatrix} \quad (6\text{-}6)$$

avec

$$EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C) = \gamma_2 + \sum_{\tau=1}^{T} \delta^\tau \omega_2 + \delta^T \pi_2(S_2, S_1^N - \alpha S_1^N) + \delta^{T+1} \begin{Bmatrix} \left[1 - F(\overline{B} / S_1 - \alpha S_1)\right] EV_2^C(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C) \\ + F(\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C) EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C) \\ + F(\overline{B} / S_1^N - \alpha S_1^N) EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N) \end{Bmatrix}$$

et

$$EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N) = \sum_{\tau=0}^{T-2} \delta^\tau \omega_2 + \delta^{T-1} \pi_2(S_2, S_1^N - \alpha S_1^N) + \delta^T \begin{Bmatrix} \left[1 - F(\overline{B} / S_1 - \alpha S_1)\right] EV_2^C(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C) \\ + F(\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C) EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C) \\ + F(\overline{B} / S_1^N - \alpha S_1^N) EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N) \end{Bmatrix}$$

Regardons le profit de coopération.

Le profit $EV_2^C(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C)$ s'écrit :

$$EV_2^C(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C) = \pi_2(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C) + \left[1 - F\left(\overline{B} / S_1 - \alpha S_1\right)\right]\delta EV_2^C(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C)$$
$$+ F\left(\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C\right)\delta EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C) + F\left(\overline{B} / S_1^N - \alpha S_1^N\right)\delta EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N)$$
(6-7)

A partir du stock disponible $S_1 - \alpha S_1$, l'agent 2 choisit sa stratégie.

Si $S_1 - \alpha S_1 \geq \overline{B}$, la coopération continue.

Si $S_1^C - \alpha S_1^C \leq \overline{B}$, le stock disponible n'est pas suffisant, l'agent 2 va donc dévier puis $T-1$ périodes vont suivre où l'agent 2 va gagner le profit non coopératif $\omega_2 = \pi_2(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N)$. L'agent 2 reprend en premier la coopération, d'après notre hypothèse, avec le profit $\pi_2(S_2, S_1^N - \alpha S_1^N)$. A partir de la période $t+T+1$ et en fonction de B^{t+1}, la coopération sera de nouveau mise en place ou une nouvelle phase de revirement commencera.

Si $S_1^N - \alpha S_1^N \leq \overline{B}$, l'agent 1 a déjà dévié en premier donc l'agent 2 rentre directement en phase de punition. Ce dernier reprendra en premier la coopération. Enfin à partir de la période $t+T+1$ et en fonction de B^{t+1}, la coopération sera de nouveau mise en place ou une nouvelle phase de revirement commencera.

Posons $S_1 - \alpha S_1 = \overline{B}$, à partir des équations (6-6) et (6-7), l'équation (6-2) s'écrit :

$$\pi_2(S_2^N, \overline{B}) - \pi_2(S_2, \overline{B}) = \left[1 - F\left(\overline{B} / S_1 - \alpha S_1\right)\right]\delta EV_2^C(S_2, S_1 - \alpha S_1)$$
$$+ F\left(\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C\right)\delta EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C) + F\left(\overline{B} / S_1^N - \alpha S_1^N\right)\delta EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N)$$
$$- \frac{\delta - \delta^{T-1}}{1-\delta}\omega_2 + \delta^T \pi_2(S_2, S_1^N - \alpha S_1^N)$$
$$- \delta^{T+1}\begin{Bmatrix}\left[1 - F(\overline{B} / S_1 - \alpha S_1)\right]EV_2^C(S_2, S_1^C - \alpha S_1^C) \\ + F(\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C)EV_2^P(S_2^N, S_1^C - \alpha S_1^C) \\ + F(\overline{B} / S_1^N - \alpha S_1^N)EV_2^Q(S_2^N, S_1^N - \alpha S_1^N)\end{Bmatrix}$$
(6-8)

La stratégie coopérative de l'agent 2 doit satisfaire :

$EV_2^C(S_2, S_1^C) \leq EV_2^C(S_2^C, S_1^C)$ pour tout S_2.

Ainsi la condition nécessaire s'écrit : $\partial EV_2^C(S_2^C, S_1^C) / \partial S_2 = 0$ (6-9).

La stratégie optimale coopérative de l'agent 2, S_2^C, équilibre le bénéfice marginal d'une capture supplémentaire avec l'augmentation marginale du risque de pertes dues à un changement vers la phase de revirement. La stratégie coopérative est toujours supérieure à la stratégie non coopérative (Laukkanen, 2003). Cette dernière est déterminée par $\partial \pi_2(S_2, S_1^C) / \partial S_2 \Big|_{S_2 = S_2^N} = 0$.

Nous devons déterminer comment les agents choisissent T et S_1^C de manière optimale (sachant que pour chaque paire T et S_1^C, $\overline{B}$ est obtenu ensuite à partir de l'équation (6-5) et (6-8) et S_2^C est déterminé à partir de (6-9)).

Nous supposons que les agents maximisent les profits joints. Soient β le poids associé au profit de l'agent 1 et donc $1-\beta$ le poids associé au profit de l'agent 2. Les agents vont négocier après la période 0, une fois que le stock B^0 est observé.

Donc les agents maximisent :

$$J(S_1, S_2, \overline{B}, T, B^0) = \beta EV_1^C(S_1, S_2, \overline{B}, T, B^0) + (1-\beta) EV_2^C(S_1, S_2, \overline{B}, T)$$

Sous les contraintes (6-5), (6-8) et (6-9)

En variant β entre 0 et 1, on obtient la contrainte de frontière optimale de Pareto. Chaque point correspond à un compromis entre les profits attendus des deux agents. La détermination de β fera donc appel à la théorie de la négociation[50]. Il est aussi possible d'établir β proportionnellement au nombre de licences attribuées aux pêcheurs 1 et 2.

Pour déterminer le temps passé dans des phases de coopération ou des phases de non-coopération, nous adaptons les différentes définitions données par Marita Laukkanen (2003).

Le nombre de périodes durant lesquelles les agents continuent la coopération, noté j, est une variable aléatoire dont la distribution dépend de $F\left[\overline{B} / S_1^C - \alpha\ S_1^C\right]$ et de $F\left[\overline{B} / \theta R(S_2^C) - \alpha\theta R(S_2^C)\right]$.

Sachant que la période t - 1 est normale, la probabilité de coopération à la période t est : $\Pr(\textit{coopération}) = (1 - F\left[\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C\right]) \times (1 - F\left[\overline{B} / \theta R(S_2^C) - \alpha\theta R(S_2^C)\right])$ et la probabilité de revirement est $1 - \Pr(\textit{coopération})$. La probabilité de coopération sur i périodes consécutives

[50] Nash explique que le résultat d'un processus de négociation dépend du poids relatif des deux parties mesuré en termes de profits attendus si aucune coopération n'est envisagée. La solution de Nash pour β est le point de la frontière de Pareto pour lequel $\frac{EV_1^C - \omega_1}{1-\delta} \frac{EV_2^C - \omega_2}{1-\delta}$ est maximisé.

est alors $\Pr(coopération)^i$ et la probabilité de revirement à la période $j+1$ est $1-\Pr(coopération)$. La probabilité de coopération terminant i périodes est donc : $\Pr(coopération)^i\left[1-\Pr(coopération)\right]$.

Sachant la distribution de i et la longueur de la phase de punition $T-1$, la fraction de temps attendu passé dans la coopération durant un cycle est :

$$M=\sum_{i=0}^{\infty}\frac{i}{T-1+i}\Pr(coopération)^i\left[1-\Pr(coopération)\right]$$

Le nombre attendu de périodes de coopération dans un cycle est $\sum_{i=0}^{\infty} i\Pr(coopération)^i\left[1-\Pr(coopération)\right]$. Le ratio attendu de périodes de coopération par rapport aux périodes de punition, noté N, est alors :

$$N=\frac{1}{T-1}\sum_{i=0}^{\infty} i\Pr(coopération)^i\left[1-\Pr(coopération)\right]$$

2.2.2. L'impact n'est pas observable

L'impact généré par l'entreprise est maintenant supposé non observable par les pêcheurs. Ce cas de figure n'a aucune influence sur la stratégie de l'entreprise qui gardera le même comportement. Dans le cas où l'impact est observable, toute diminution du stock inférieur au stock seuil $\overline{B}$ est correctement interprétée : cette diminution peut provenir d'un niveau d'impact trop élevé ou de la déviation de l'autre pêcheur. Dans les deux cas, le pêcheur, qui détectera ce niveau de stock trop faible, déviera. Mais, lorsque l'impact n'est pas observable, la perception de déviation peut être biaisée. Un pêcheur peut dévier du fait d'un stock trop faible mais peut ne pas être détecté (supposons pour cela que l'impact de l'entreprise diminue fortement). A l'inverse, malgré un niveau de stock suffisant, un pêcheur peut croire que l'autre a dévié alors que celui-ci coopère. Deux principaux cas peuvent alors apparaître :

- Le stock disponible est trop faible donc le pêcheur dévie ;
- Le stock disponible est supérieur au stock seuil $\overline{B}$, trois cas sont alors à distinguer :
    - La coopération perdure ;
    - Un des pêcheurs dévie mais le second pêcheur ne le détecte pas et donc ne déclenche pas la phase de punition ;

- Aucun pêcheur ne dévie mais du fait d'une augmentation de l'impact (tout en ayant un stock suffisant), l'un des pêcheurs suppose que l'autre a dévié et déclenche la phase de punition.

La situation du pêcheur 1 est la suivante.

Tout d'abord, regardons le profit quand l'agent 1 dévie.

$$EV_1^N(S_1^N, B^t) = \pi_1(S_1^N, B^t) + \sum_{\tau=1}^{T-1} \delta^T \omega_1 + \delta^T EV_1^C(S_1, B^t) \quad (6\text{-}10)$$

L'agent 1 dévie, il va obtenir le profit $\pi_1(S_1^N, B^t)$. L'agent 2 détecte cette déviation et donc enclenche les $T-1$ périodes de punition (avec $\omega_1 = E\pi_1(S_1^N, \widetilde{X}^N)$). On entre ensuite dans une nouvelle phase où le profit de coopération va être mis en place.

Intéressons nous maintenant au profit de coopération. Il s'écrit donc de la façon suivante :

$$\begin{aligned} EV_1^C(S_1^C, B^t) = {} & \pi_1(S_1^C, B^t) + F\left[\overline{B} / \theta R(S_2^C) - \alpha\theta R(S_2^C)\right]\left[\delta\gamma_1 + \sum_{\tau=2}^{T} \delta^\tau \omega_1 + \delta^{T+1} EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)\right] \\ & + F\left[\overline{B} / \theta R(S_2^N) - \alpha\theta R(S_2^N)\right]\left[\sum_{\tau=1}^{T-1} \delta^\tau \omega_1 + \delta^T EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)\right] \\ & + \left[1 - F\left[\overline{B} / R(S_2) - \alpha R(S_2)\right]\right]\left[\begin{array}{l} \delta EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C) \\ + \left[1 - F\left[\overline{B} / R(S_2) - \alpha R(S_2)\right]\right](\delta\gamma_1 + \sum_{\tau=2}^{T} \delta^\tau \omega_1 + \delta^{T+1} EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^C)) \\ + F\left[\overline{B} / R(S_2) - \alpha R(S_2)\right]\delta EV_1^C(S_1^C, \widetilde{B}^N) \end{array}\right] \end{aligned} \quad (6\text{-}11)$$

avec $\gamma_1 = E\left[\pi_1(S_1^N, \widetilde{X}^C) \middle| \widetilde{B}^C < \overline{B}\right]$ et $\omega_1 = E\pi_1(S_1^N, \widetilde{B}^N)$

Deux premiers cas se présentent.

- Soit le stock disponible est trop faible, le pêcheur décide donc de dévier. Ce phénomène survient avec la probabilité dite de revirement de $F(\overline{B} / R(S_2) - \alpha R(S_2))$ (deux cas surviennent en fonction de l'agent qui décide de dévier en premier) ;
- Soit le stock disponible est assez élevé, avec une probabilité de $1 - F(\overline{B} / R(S_2) - \alpha R(S_2))$, trois cas apparaissent :
  - L'agent 1 pense à raison que l'agent 2 coopère et donc décide de coopérer à son tour ;

- L'agent 2 ne dévie pas mais l'agent 1 le perçoit comme tel du fait d'une activité de l'entreprise très élevée. Il pense donc à tort que l'agent 2 a dévié à la période précédente avec la probabilité : $1-F(\overline{B}/R(S_2)-\alpha R(S_2))$. Ainsi l'agent 1 décide d'appliquer la stratégie S_1^N ;
- L'agent 2 dévie mais l'agent 1 ne le perçoit pas, cette option peut se produire avec la probabilité $F(\overline{B}/R(S_2)-\alpha R(S_2))$.

En utilisant les équations (6-10) et (6-11), et en posant $B^t=\overline{B}$, l'équation (6-1) se réécrit de la façon suivante :

$$\begin{aligned}\pi_1(S_1^N,\overline{B})-\pi_1(S_1^C,\overline{B}) &= F\left[\overline{B}/\theta R(S_2^C)-\alpha\theta R(S_2^C)\right]\left[\delta\gamma_1+\frac{\delta^2-\delta^{T+1}}{1-\delta}\omega_1+\delta^{T+1}EV_1^C(S_1^C,\widetilde{B}^C)\right]\\ &+F\left[\overline{B}/\theta R(S_2^N)-\alpha\theta R(S_2^N)\right]\left[\frac{\delta-\delta^T}{1-\delta}\omega_1+\delta^{T+1}EV_1^C(S_1^C,\widetilde{B}^C)\right]\\ &+\left[1-F\left[\overline{B}/R(S_2)-\alpha R(S_2)\right]\right]\delta\begin{bmatrix}EV_1^C(S_1^C,\widetilde{B}^C)\\ +\left[1-F\left[\overline{B}/R(S_2^C)-\alpha R(S_2^C)\right]\right](\gamma_1+\sum_{\tau=2}^{T}\delta^\tau\omega_1+\delta^{T+1}EV_1^C(S_1^C,\widetilde{B}^C)\\ +F\left[\overline{B}/R(S_2)-\alpha R(S_2)\right]\delta EV_1^C(S_1^C,\widetilde{B}^N)\end{bmatrix}\\ &-(\frac{\delta-\delta^T}{1-\delta}\omega_1+\delta^T EV_1^C(S_1,B^t))\end{aligned}$$

(6-12)

Regardons maintenant la situation pour l'agent 2.

Commençons par le profit de déviation. Nous supposons que l'agent 2 reprendra en premier la coopération.

$$\begin{aligned}EV_2^N(S_2^N,S_1^C-\alpha S_1^C) &= \pi_2(S_2^N,S_1-\alpha S_1)+\sum_{\tau=1}^{T-1}\delta^\tau\omega_2+\delta^T\pi_2(S_2,S_1^N-\alpha S_1^N)\\ &+\delta^{T+1}\begin{Bmatrix}\left[1-F(\overline{B}/S_1-\alpha S_1)\right]EV_2^C(S_2,S_1^C-\alpha S_1^C)\\ +F(\overline{B}/S_1^C-\alpha S_1^C)EV_2^P(S_2^N,S_1^C-\alpha S_1^C)\\ +F(\overline{B}/S_1^N-\alpha S_1^N)EV_2^Q(S_2^N,S_1^N-\alpha S_1^N)\end{Bmatrix}\end{aligned}\qquad(6\text{-}13)$$

Le profit de coopération s'écrit donc de la façon suivante :

$$\begin{aligned}EV_2^C(S_1^C-\alpha S_1^C,S_2) &= \pi_2(S_2,S_1^C-\alpha S_1^C)+F\left(\overline{B}/S_1^C-\alpha S_1^C\right)\delta EV_2^P(S_2^N,S_1^C-\alpha S_1^C)\\ &+F\left(\overline{B}/S_1^N-\alpha S_1^N\right)\delta EV_2^Q(S_2^N,S_1^N-\alpha S_1^N)\end{aligned}$$

$$+\left[1-F\left[\overline{B}/S_1-\alpha S_1\right]\right]\delta\begin{bmatrix}EV_2^C(S_2,S_1^C-\alpha S_1^C)\\+(1-F\left[\overline{B}/S_1^C-\alpha S_1^C\right])EV_2^P(S_2^N,S_1^C-\alpha S_1^C)\\+F\left[\overline{B}/S_1^N-\alpha S_1^N\right]EV_2^C(S_2,S_1^N-\alpha S_1^N)\end{bmatrix} \qquad (6\text{-}14)$$

Le raisonnement reste le même que pour l'agent 1. Deux principaux cas sont pris en compte : soit le stock disponible est trop faible et donc on retrouve la déviation avec l'application des stratégies de Nash ; soit le stock est assez élevé. On obtient alors trois nouvelles étapes : soit l'agent 2 pense à raison que l'agent 1 a coopéré et la coopération perdure, soit l'agent 2 pense à tort que l'agent 1 a dévié à la période précédente et décide de dévier, enfin soit il pense que l'agent 1 coopère alors que celui-ci a dévié.

Posons $S_1=\overline{B}$, à partir des équations (6-13) et (6-14), l'équation (6-2) s'écrit alors :

$$\begin{aligned}\pi_2(S_2^N,\overline{B}-\alpha\overline{B})-\pi_2(S_2,\overline{B}-\alpha\overline{B}) &= F\left(\overline{B}/S_1^C-\alpha S_1^C\right)EV_2^P(S_2^N,S_1^C-\alpha S_1^C)\\ &+F\left(\overline{B}/S_1^N-\alpha S_1^N\right)EV_2^Q(S_2^N,S_1^N-\alpha S_1^N)\\ &+\left[1-F\left[\overline{B}/S_1-\alpha S_1\right]\right]\delta\begin{bmatrix}EV_2^C(S_2,S_1^C-\alpha S_1^C)\\+(1-F\left[\overline{B}/S_1^C-\alpha S_1^C\right])EV_2^P(S_2^N,S_1^C-\alpha S_1^C)\\+F\left[\overline{B}/S_1^N-\alpha S_1^N\right]EV_2^C(S_2,S_1^N-\alpha S_1^N)\end{bmatrix} \qquad (6\text{-}15)\\ &-\frac{\delta-\delta^{T-1}}{1-\delta}\omega_2+\delta^T\pi_2(S_2,S_1^N-\alpha S_1^N)\\ &-\delta^{T+1}\begin{Bmatrix}\left[1-F(\overline{B}/S_1-\alpha S_1)\right]EV_2^C(S_2,S_1^C-\alpha S_1^C)\\+F(\overline{B}/S_1^C-\alpha S_1^C)EV_2^P(S_2^N,S_1^C-\alpha S_1^C)\\+F(\overline{B}/S_1^N-\alpha S_1^N)EV_2^Q(S_2^N,S_1^N-\alpha S_1^N)\end{Bmatrix}\end{aligned}$$

La stratégie coopérative de l'agent 2 S_2^C doit satisfaire :

$EV_2^C(S_2,S_1^C)\le EV_2^C(S_2^C,S_1^C)$ pour tout S_2.

Ainsi la condition nécessaire s'écrit : $\partial EV_2^C(S_2^C,S_1^C)/\partial S_2=0$ (6-16).

La méthodologie appliquée dans le cas de l'impact observable pour déterminer T, S_1^C, la fraction de temps attendue passée en phase de coopération et le nombre de périodes coopératives reste la même.

Les agents maximisent le profit joint :

$$J(S_1, S_2, \overline{B}, T, B^0) = \beta EV_1^C(S_1, S_2, \overline{B}, T, B^0) + (1-\beta)EV_2^C(S_1, S_2, \overline{B}, T)$$

sous les contraintes (6-12), (6-15) et (6-16)

Pour déterminer β, un processus de négociation se met en place. Il est aussi possible d'établir β proportionnellement au nombre de licences attribuées aux pêcheurs 1 et 2.

Le nombre de périodes durant lesquelles les agents continuent la coopération, noté j, est une variable aléatoire dont la distribution dépend de $F\left[\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C\right]$ et de $F\left[\overline{B} / R(S_2^C) - \alpha R(S_2^C)\right]$.

Sachant que la période t-1 est normale, la probabilité de coopération à la période t est : $\Pr(coopération) = (1 - F\left[\overline{B} / S_1^C - \alpha S_1^C\right]) \times (1 - F\left[\overline{B} / R(S_2^C) - \alpha R(S_2^C)\right])$ et la probabilité de revirement est $1 - \Pr(coopération)$.

3. Coopération totale

Les comportements des deux pêcheurs et de l'entreprise sont analysés dans le cas d'une coopération totale. Cette fois-ci l'entreprise est intégrée comme facteur endogène. Elle va être partie prenante de la coopération pour permettre une préservation de la ressource tout en générant des profits espérés attendus plus importants. Le fait de se concentrer, à la fois, sur des acteurs vulnérables et un acteur non vulnérable oblige des changements dans la mise en place d'un système de coopération. Ce système sera maintenu concernant les pêcheurs c'est-à-dire la définition d'un stock seuil ainsi que des phases de punition sont conservées. Par contre, il est nécessaire de mettre en place un mécanisme pour inciter l'entreprise à coopérer. La notion de partage de dommage est donc introduite. On impose alors à chaque acteur de payer pour le dommage qu'il commet. Ce partage du dommage s'inspire de la littérature concernant le partage des coûts ou des surplus joints développée dans le cinquième chapitre. La question posée est alors de savoir comment un dommage peut-il être partagé entre les différents acteurs prenant part à celui-ci ? Cette notion de partage est essentielle pour permettre la préservation de la ressource.

Le pêcheur 1 réalise en premier une pression. L'impact de l'entreprise arrive en second et dépend forcément du niveau de prélèvement de l'agent 1. En effet, supposons le cas extrême

où le pêcheur 1 capture tous les poissons du stock, alors l'impact de l'entreprise sera forcément nul. De la même façon, l'impact du pêcheur 2 dépend des actions de l'entreprise et du pêcheur 1. Ainsi pour le pêcheur 2, on peut considérer l'impact du pêcheur 1 comme un dommage intermédiaire. On reconnaît tout à fait la définition de la distributivité. Ce concept[51] a été introduit par Moulin et Shenker (1999) dans le cas de partage de coûts joints.
Plusieurs méthodes détaillées dans le chapitre 5 satisfont l'axiome « *Distributivity* ». Dans le cas où l'impact est additif, on peut utiliser la méthode de dommage moyen (impact homogène) ou celle du dommage incrémental (impact homogène) ou enfin celle du dommage séquentiel (impact hétérogène) qui nécessite de pouvoir classer les acteurs en fonction de leur niveau d'impact. Dans le cas où l'impact n'est pas additif, la méthode P.A.M.P. (*Proportionally Adjusted Marginal Pricing*) peut être appliquée. Le choix d'une méthode par rapport à une autre dépendra alors des différentes propriétés que chacune satisfait.

L'impact de l'entreprise est proportionnel à la production et au stock disponible. On note $\alpha = Ay_E$ que l'on multipliera par le stock disponible pour obtenir l'impact de l'entreprise.

Définissons les parts de dommage :

$$x_E^t = x_E^t(N, D, \alpha^t S_1^t + \alpha^t \theta R(S_2^t))$$

$$x_1^t = x_1^t(N, D, B^t - \alpha^t S_1^t)$$

$$x_2^t = x_2^t(N, D, S_1^t - \alpha^t S_1^t - S_2^t)$$

Avec ici $N = 3$ le nombre d'agents et D la fonction de dommage.

Ainsi la prise en compte de la part de dommage va modifier les profits. Le profit de l'entreprise s'écrit alors :

$$\pi_E^t = p_E y_E^t - c_E^t(y_E^t) - x_E^t$$

[51] Moulin et Shenker (1999) introduisent la notion de *« Distributivity »*.
Pour tout $D_1, D_2 \in \widetilde{D}$: $x(D_1 \circ D_2) = x(D_1) \circ x(D_2)$.
Soit un dommage global généré par différents acteurs. Supposons alors que pour générer ce dommage global, un premier dommage y est créé appelé dommage intermédiaire $D_1(y)$. Un second dommage pourra ensuite être généré à partir du premier $D_2 \circ D_1(y)$. L'axiome de distributivité nécessite la création d'un dommage global en plusieurs étapes.

Le profit du pêcheur 1 s'écrit[52] :

$$\pi_1^t = p_1(B^t - S_1^t) - c_1(\ln B^t - \ln S_1^t) - x_1^t$$

Le profit du pêcheur 2 s'écrit :

$$\pi_2^t = p_2(S_1^t - \alpha^t S_1^t - S_2^t) - c_2(\ln(S_1^t - \alpha^t S_1^t) - \ln S_2^t) - x_2^t$$

Considérons tout d'abord le cas de non coopération avant de nous intéresser au cas de coopération.

3.1. La non coopération

Chaque agent maximise son profit sans se soucier des autres acteurs. Il n'y a ni entente, ni négociation.

Les stratégies optimales dépendent des contraintes de non négativité et de faisabilité :

- $0 \le y_E^t$;
- $0 \le S_1^t \le B^t$;
- $0 \le S_2^t \le S_1^t - \alpha^t S_1^t$.

Les profits actualisés de non coopération attendus s'écrivent donc :

$$V_E(y_E^t) = p_E y_E^t - c_E^t(y_E^t) - x_E^t$$

L'entreprise produit et donc pollue si et seulement si ses bénéfices sont supérieurs à ses coûts : $p_E y_E^t \ge c_E^t(y_E^t) + x_E^t$.

L'agent 1 pêche durant une période si son revenu net marginal est positif c'est-à-dire si $p_1 - (c_1 + x_1^t)/B^t \ge 0$. De la même façon, l'agent 2 pêche si et seulement si $p_2 - (c_2 + x_2^t)/(S_1^t - \alpha^t S_1^t) \ge 0$.

Les profits espérés et actualisés des pêcheurs sont les suivants :

$$EV_1(S_1^t, B^t) = p_1(B^t - S_1^t) - c_1(\ln B^t - \ln S_1^t) - x_1^t + \delta\, EV_1\left[S_1^{t+1}, \theta^t R\left(S_2^t\right) - \alpha^t \theta^t R\left(S_2^t\right)\right]$$

$$V_2(S_2^t, S_1^t - \alpha^t S_1^t) = p_2(S_1^t - \alpha^t - S_2^t) - c_2(\ln(S_1^t - \alpha^t S_1^t) - \ln S_2^t) - x_2^t + \delta\, V_2\left[S_2^{t+1}, S_1^{t+1} - \alpha^{t+1} S_1^{t+1}\right]$$

[52] Le cas de positionnement Pêcheur 1-Entreprise-Pêcheur 2 est considéré, la méthode employée serait la même pour les deux autres cas.

Sachant $B^t \geq \frac{c_1}{p_1 + \partial x_1 / \partial S_1}$ et S_2^t, il est optimal pour l'agent 1 de pêcher à son niveau de profit marginal nul c'est-à-dire : $S_1^t = \frac{c_1}{p_1 + \partial x_1 / \partial S_1}$. De la même façon, sachant $S_1^t - \alpha^t S_1^t \geq \frac{c_2}{p_2 + \partial x_2 / \partial S_2}$ et S_1^{t+1}, il est optimal pour l'agent 2 de pêcher à son niveau de profit marginal nul c'est-à-dire : $S_2^t = \frac{c_2}{p_2 + \partial x_2 / \partial S_2}$.

Les stratégies de non coopération s'écrivent alors :

$$\begin{cases} S_1^D = \dfrac{c_1}{p_1 + \partial x_1 / \partial S_1} < S_1^N \\ S_2^D = \dfrac{c_2}{p_2 + \partial x_2 / \partial S_2} < S_2^N \\ y_E^D \ \ tel \ \ que \ \ \dfrac{\partial c_E}{\partial y_E} = p_E + \dfrac{\partial x_E}{\partial S_E} \quad avec \quad y_E^D \leq y_E^N \end{cases}$$

Ainsi chacun des acteurs peut dévier à un niveau $S_i^D > S_i^N$ avec par conséquent $\pi_i^D < \pi_i^N$. L'introduction du partage de coût ne permet plus d'obtenir les profits de niveau d'équilibre de Nash générés lors de la coopération partielle.

3.2. La coopération totale

Chaque agent est maintenant incité à coopérer, c'est-à-dire à maximiser un profit joint et à négocier pour le partage de ce profit. Comme lors de la coopération partielle, on suppose que les agents négocient et établissent des niveaux de stratégie Pareto optimale S_1^{CT}, S_2^{CT} et y_E^{CT} tels que les stratégies de coopération soient supérieures aux stratégies de non coopération pour les pêcheurs $S_1^{CT} > S_1^D$, $S_2^{CT} > S_2^D$ et inférieures $y_E^{CT} < y_E^D$ pour l'entreprise tout en obtenant des profits de coopération plus importants que les profits de non coopération $E\tilde{\pi}_1^{CT} > E\pi_1^D$, $\pi_2^{CT} > \pi_2^D$ et $\pi_E^{CT} > \pi_E^D$.

Les pêcheurs (en présence ou non de l'entreprise) se mettent d'accord sur un niveau de biomasse seuil $\overline{B}$ au-delà duquel la coopération peut continuer.

L'entreprise décidera de dévier ou de coopérer sans que le niveau de stock n'intervienne dans sa décision (l'entreprise est non vulnérable). Donc, malgré un niveau de stock insuffisant,

l'entreprise peut décider de coopérer. Dans ce cas, le pêcheur 1 décidera de dévier. Ce dernier peut donc dévier en premier. Par contre, le pêcheur 2 n'a aucun intérêt à dévier en premier. Si l'entreprise et le pêcheur 1 coopèrent, le pêcheur 2 coopère. Si l'entreprise dévie, le pêcheur 1 dévie donc le pêcheur 2 choisit la non coopération. Donc, dès que le pêcheur 1 dévie, le pêcheur 2 dévie. On suppose que l'entreprise garde le même comportement (coopération ou déviation) au cours de l'année considérée (c'est-à-dire lors de la dévalaison et lors de la migration des adultes) pour alléger les écritures.

Commençons par la situation de l'entreprise.

Tableau 6-6 : *Notation de l'entreprise.*

$\pi_E^{D/CT}$	Profit d'une seule période où l'entreprise dévie alors que les deux autres agents coopèrent.
$EV_E^{CT}(y_E^{CT})$	Profit attendu et actualisé lors d'une phase de coopération.
$EV_E^{D}(y_E^{D})$	Profit attendu et actualisé lors d'une phase de déviation.
$\omega_E = \pi_E^{D/D}(y_E^{D})$	Profit d'une seule période lors d'une phase de déviation.
$\gamma_E = \pi_E^{D/CT}(y_E^{D})$	Profit de la première période de déviation où l'entreprise dévie en premier.
$\psi_E = \pi_E^{CT/D}(y_E^{D})$	Profit obtenu lors d'une phase de déviation où l'entreprise décide de ne pas dévier.
$G(y_E = y_E^{D})$	Probabilité de déviation.

Regardons le profit lorsque l'entreprise dévie.

$$EV_E^{D}(y_E^{D}) = \pi_E^{D/CT}(y_E^{D}) + \sum_{\tau=1}^{T-1} \delta^{\tau} \omega_E + \delta^{T} EV_E^{CT}(y_E^{CT}) \qquad (6\text{-}17)$$

Notons $\pi_E^{D/CT}$ le profit dans le cas où l'entreprise dévie alors que les autres agents coopèrent. L'entreprise décide de dévier. Elle obtiendra alors le nouveau profit d'équilibre de Nash $\pi_E^{D/CT}(y_E^{D})$ générant un impact $\alpha^{D} S_1^{CT} + \alpha^{D} \theta R(S_2^{CT})$ donc avec une part de dommage élevée. Les deux autres acteurs se rendent comptent de la déviation, ils choisissent alors les stratégies d'équilibre de Nash avec le profit $\omega_E = \pi_E^{D/D}(y_E^{D})$. Le stock étant moins important, l'impact de l'entreprise sera moindre $\alpha^{D} S_1^{D} + \alpha^{D} \theta R(S_2^{D})$. Enfin, on assiste au retour de la coopération avec un impact de $\alpha^{CT} S_1^{CT} + \alpha^{CT} \theta R(S_2^{CT})$.

Regardons le profit coopératif. A l'inverse des pêcheurs, la décision de dévier ou de coopérer de l'entreprise ne dépendra pas du niveau du stock de poissons. Elle dépendra en premier lieu

de sa probabilité de déviation, celle-ci incluant les caractéristiques propres de l'entreprise par rapport au marché sur lequel elle est en concurrence. Son choix de coopérer sera ensuite fonction du comportement des autres pêcheurs (observable par le biais de la part de dommage qui lui est demandé de payer).

$$EV_E^{CT}(y_E^{CT}) = \pi_E^{CT}(y_E^{CT}, S_1^{CT}) + G(y_E = y_E^D)\left[\begin{array}{l}\left[(1-F(\overline{B}/R(S_2))+(1-F(\overline{B}/S_1))\right]\left(\delta\gamma_E + \sum_{\tau=2}^{T}\delta^\tau\omega_E + \delta^{T+1}EV_E^{CT}(y_E^{CT}, S_1^{CT})\right) \\ +\left[F(\overline{B}/R(S_2))+F(\overline{B}/S_1)\right]\left(\sum_{\tau=1}^{T-1}\delta^\tau\omega_E + \delta^T EV_E^{CT}(y_E^{CT}, S_1^{CT})\right)\end{array}\right] + (1-G(y_E = y_E^D))\left[\begin{array}{l}\left[(1-F(\overline{B}/R(S_2))+(1-F(\overline{B}/S_1))\right]\delta EV_E^{CT}(y_E^{CT}, S_1^{CT}) \\ +\left[F(\overline{B}/R(S_2))+F(\overline{B}/S_1)\right]\left(\sum_{\tau=1}^{T-1}\delta^\tau\psi_E + \delta^T EV_E^{CT}(y_E^{CT}, S_1^{CT})\right)\end{array}\right] \quad (6\text{-}18)$$

L'entreprise gagne tout d'abord son profit coopératif. Supposons que l'entreprise décide de dévier, deux cas sont possibles.

D'abord supposons qu'elle dévie en premier, elle obtient alors le profit $\gamma_E = \pi_E^{D/CT}(y_E^D)$ avec la probabilité $G(y_E = y_E^D)$. Les pêcheurs détectent cette déviation et choisissent leurs stratégies de Nash pendant $T-1$ périodes de punition. L'entreprise obtient alors le profit $\omega_E = \pi_E^{D/D}(y_E^D)$ et enfin la coopération est de nouveau mise en place. Si l'entreprise dévie en second, les pêcheurs ayant débuté la phase de punition, l'entreprise obtient directement $\omega_E = \pi_E^{D/D}(y_E^D)$ pendant $T-1$ périodes. A la période suivante, la coopération est de nouveau mise en place.

Supposons que l'entreprise ne dévie pas avec la probabilité $1-G(y_E = y_E^D)$, deux cas sont possibles : aucun des deux autres acteurs ne dévie ou l'un des deux pêcheurs dévie en premier. Dans le premier cas, l'entreprise obtient le profit attendu espéré de coopération. Dans le deuxième cas, l'un des pêcheurs a déjà dévié et une phase de punition est lancée où l'entreprise obtient $\psi_E = \pi_E^{CT/D}(y_E^D)$ durant les $T-1$ périodes. En effet, l'entreprise n'a pas intérêt à dévier étant donné que cette déviation augmenterait sa part de dommage. Une fois ces périodes terminées, elle obtiendra le profit attendu de coopération.

L'entreprise maximise le profit coopératif. La condition nécessaire s'écrit donc :

$$\partial EV_E^{CT}(y_E^{CT})/\partial y_E^{CT} = 0 \qquad (6\text{-}19)$$

Maintenant analysons la situation du pêcheur 1.

Ce dernier obtient le profit suivant s'il décide de dévier :

$$EV_1^D(S_1^D, B^t) = \pi_1(S_1^D, B^t) + \sum_{\tau=1}^{T-1} \delta^T \omega_1 + \delta^T EV_1^{CT}(S_1^{CT}, \widetilde{B}^{CT}) \qquad (6\text{-}20)$$

Avec $\omega_1 = E\pi_1(S_1^D, \widetilde{B}^D)$ et $\widetilde{B}^D = \theta R(S_2^D) - \alpha^D \theta R(S_2^D)$

Si le pêcheur 1 dévie, il obtiendra le profit $\pi_1(S_1^D, B^t)$ avec la stratégie de déviation S_1^D. Le pêcheur 2 se rendra compte de la déviation et donc déviera à son tour. Ce changement de comportement aura pour conséquence le profit $\omega_1 = E\pi_1(S_1^D, \widetilde{B}^D)$ obtenu finalement par l'agent 1 pendant les $T-1$ périodes de punition. Enfin les agents reprendront la coopération.

Le profit de coopération du pêcheur 1 est alors :

$$\begin{aligned} EV_1^{CT}(S_1^{CT}, B^t) = {} & \pi_1(S_1^{CT}, B^t) + \left[1 - F\left[\overline{B} / \theta R(S_2) - \alpha\ \theta R(S_2)\right]\right] \delta EV_1^{CT}(S_1^{CT}, \widetilde{B}^{CT} \left| \widetilde{B}^{CT} \geq \overline{B}\right.) \\ & + F\left[\overline{B} / \theta R(S_2^{CT}) - \alpha^{CT} \theta R(S_2^{CT})\right] \left[\delta \gamma_1 + \sum_{\tau=2}^{T} \delta^\tau \omega_1 + \delta^{T+1} EV_1^{CT}(S_1^{CT}, \widetilde{B}^{CT}) \right] \\ & + F\left[\overline{B} / \theta R(S_2) - \alpha^D \theta R(S_2)\right] \left[\sum_{\tau=1}^{T-1} \delta^\tau \omega_1 + \delta^T EV_1^{CT}(S_1^{CT}, \widetilde{B}^{CT}) \right] \end{aligned}$$

(6-21)

Avec $\gamma_1 = E(\pi_1(S_1^D, \widetilde{B}^{CT}) \left| \widetilde{B}^{CT} < \overline{B}\right.)$

Pendant la phase de coopération, l'agent 1 va obtenir le profit $\pi_1(S_1^{CT}, B^t)$. Trois situations peuvent alors se produire. Tout d'abord, le pêcheur 2 et l'entreprise ne dévient pas et le stock disponible est supérieur à $\overline{B}$, la phase de coopération va se poursuivre. Le second cas suppose que le stock disponible n'est pas suffisant malgré la coopération des deux autres acteurs. Le pêcheur 1 décide alors de dévier en premier. Il obtiendra le profit $\gamma_1 = E(\pi_1(S_1^D, \widetilde{B}^{CT}) \left| \widetilde{B}^{CT} < \overline{B}\right.)$ puis les $T-1$ phases de punition suivront. Enfin le profit de coopération sera rétabli. Dans le dernier cas, l'entreprise a déjà dévié, alors l'agent 1 entre immédiatement en phase de déviation.

En utilisant les équations (6-20) et (6-21), et en posant $B^t = \overline{B}$, l'équation (6-1) se réécrit de la façon suivante :

$$\begin{aligned}\pi_1(S_1^D,\overline{B})-\pi_1(S_1^{CT},\overline{B}) = {} & \left[1-F(\overline{B}/\theta R(S_2)-\alpha\ \theta R(S_2))\right]\delta EV_1^{CT}(S_1^{CT},\widetilde{B}^{CT}\left|\widetilde{B}^{CT}\right.\geq\overline{B}) \\ & + F(\overline{B}/\theta R(S_2^{CT})-\alpha^{CT}\theta R(S_2^{CT}))\left[\delta\gamma_1+\frac{\delta^2-\delta^{T+1}}{1-\delta}\omega_1+\delta^{T+1}EV_1^{CT}(S_1^{CT},\widetilde{B}^{CT})\right] \\ & + F(\overline{B}/\theta R(S_2)-\alpha^{D}\theta R(S_2))\left[\frac{\delta\ -\delta^{T+1}}{1-\delta}\omega_1+\delta^{T+1}EV_1^{CT}(S_1^{CT},\widetilde{B}^{CT})\right] \\ & -\left[\frac{\delta\ -\delta^{T+1}}{1-\delta}\omega_1+\delta^{T}EV_1^{CT}(S_1^{CT},\widetilde{B}^{CT})\right]\end{aligned}$$

(6-22)

Il nous reste à analyser la situation du dernier acteur, le pêcheur 2.

Le profit de coopération est le suivant :

$$\begin{aligned}EV_2^{CT}(S_2,S_1^{CT}-\alpha^{CT}S_1^{CT}) = {} & \pi_2(S_2,S_1^{CT}-\alpha^{CT}S_1^{CT})+\left[1-F\left(\overline{B}/S_1\ -\alpha S_1\right)\right]\delta EV_2^{CT}(S_2,S_1^{CT}-\alpha^{CT}S_1^{CT}) \\ & + F\left(\overline{B}/S_1^D-\alpha^D S_1^D\right)\delta EV_2^{Q}(S_2^D,S_1^D-\alpha^D S_1^D)\end{aligned}$$

et

$$\begin{aligned}EV_2^{Q}(S_2^D,S_1^D-\alpha^D S_1^D) = {} & \sum_{\tau=0}^{T-2}\delta^{\tau}\omega_2+\delta^{T-1}\pi_2(S_2,S_1^D-\alpha^D S_1^D) \\ & +\delta^T\begin{Bmatrix}\left[1-F(\overline{B}/S_1\ -\alpha S_1)\right]EV_2^{CT}(S_2,S_1^{CT}-\alpha^{CT}S_1^{CT}) \\ +F(\overline{B}/S_1^{CT}-\alpha^{CT}S_1^{CT})EV_2^{P}(S_2^N,S_1^{CT}-\alpha^{CT}S_1^{CT}) \\ +F(\overline{B}/S_1^D-\alpha^D S_1^D)EV_2^{Q}(S_2^D,S_1^D-\alpha^D S_1^D)\end{Bmatrix}\end{aligned}$$

(6-23)

L'agent 2 se place tout d'abord dans une phase de coopération.

Si $\theta R(S_2)-\alpha\theta R(S_2)\geq\overline{B}$, c'est-à-dire si aucun acteur ne dévie, la coopération continue.

Si $\theta R(S_2)-\alpha\theta R(S_2)\leq\overline{B}$, un des deux autres agents a dévié. Dans ce cas, le pêcheur 2 commence immédiatement la phase de punition avec le profit $EV_2^{Q}(S_2^D,S_1^D-\alpha^D S_1^D)$ i.e. un des acteurs dévie, $T-1$ périodes vont suivre où le pêcheur 2 va gagner le profit non coopératif $\omega_2=\pi_2(S_2^D,S_1^D-\alpha^D S_1^D)$ (cette écriture suppose que les deux autres acteurs ont dévié). A partir de la période $T+1$ et en fonction de B^{t+1}, la coopération sera de nouveau mise en place ou une nouvelle phase de revirement commencera.

La stratégie coopérative optimale de l'agent 2 S_2^C doit satisfaire :

$EV_2^{CT}(S_2, S_1^{CT} - \alpha^{CT} S_1^{CT}) \leq EV_2^{CT}(S_2^{CT}, S_1^{CT} - \alpha^{CT} S_1^{CT})$ pour tout S_2.

Ainsi la condition nécessaire s'écrit : $\partial EV_2^{CT}(S_2^{CT}, S_1^{CT}) / \partial S_2 = 0$. (6-24).

Nous devons déterminer comment les agents choisissent de façon optimale T, S_E^{CT} et S_1^{CT}.

Pour cela, les agents maximisent les profits joints :

$J(S_1, S_2, \overline{B}, T, B^0) = \beta_1 EV_1^{CT}(S_1, S_2, \overline{B}, T, B^0) + \beta_2 EV_2^{CT}(S_1, S_2, \overline{B}, T) + (1 - \beta_1 - \beta_2) EV_E^{CT}(y_E, \overline{B}, T)$
sous les contraintes (6-19), (6-22) et (6-24).

Pour déterminer β_1 et β_2, un processus de négociation se met en place[53].

Concernant le temps attendu de périodes de coopération ou de non coopération, le raisonnement est le même. Les équations seront juste plus compliquées du fait que la probabilité de coopération $\Pr(coopération)$ pour la période t (sachant que la période t-1 est normale) s'écrit : $(1 - F[\overline{B} / R(S_2^{CT}) - \alpha^{CT} R(S_2^{CT})])(1 - F(\overline{B} / S_1^{CT} - \alpha S_1^{CT}))(1 - G(y_E = y_E^D))$.

Donc la probabilité de revirement est : $1 - \Pr(coopération)$.

La probabilité de coopération sur i périodes consécutives est alors $\Pr(coopération)^i$ et la probabilité de revirement à la période $i+1$ est $1 - \Pr(coopération)$. La probabilité de coopération terminant i périodes est donc :

$\Pr(coopération)^i [1 - \Pr(coopération)]$.

[53] La solution d'un modèle de négociation coopérative de Nash, généralisé à n joueurs et présenté par Thomson (1994) est choisie. La solution est donc un point sur la frontière de Pareto pour lequel $\frac{EV_1^{CT} - \omega_1}{1-\delta} \frac{EV_2^{CT} - \omega_2}{1-\delta} \frac{EV_E^{CT} - \omega_E}{1-\delta}$ est maximisé.

Un problème de négociation entre n personnes est une paire (S,d) où S est un ensemble d'espaces euclidiens à n dimensions et d' un point de S.

Soit $\sum_n^d$ la classe de problèmes telle que :

- S est convexe, borné, fermé (il contient ses bornes)
- Il y a au moins un point de S dominant strictement d

La solution de Nash, N se décrit de la façon suivante : N(S) maximise le produit $\prod x_i$ sur S. N(S,d) maximise $\prod (x_i - d)$ pour $x \in S$ avec $x > d$.

La solution de Nash est la seule à satisfaire sur $\sum_n^0$ les axiomes suivants : « *Pareto-optimality* », « *Symmetry* », « *Scale Invariance* » et « *Contraction Independence* » (aussi appelé « *Independence of Irrelevant Alternatives* ») (Thomson, 1994).

4. Illustration : le cas de la grande alose dans l'estuaire de la Gironde

Le modèle de jeu de coopération est appliqué au cas de la grande alose (*Alosa alosa*) dans l'estuaire de la Gironde. L'alose est une espèce migratrice qui remonte l'estuaire pour se reproduire en rivière et qui retourne ensuite dans l'océan. Entre ces deux lieux, l'alose subit la pression tout d'abord des marins pêcheurs (groupe des pêcheurs 1) et enfin des professionnels fluviaux (groupe des pêcheurs 2). Nous supposons qu'une entreprise se situe entre les deux zones de pêche[54]. Cette entreprise prise en compte est la centrale nucléaire du Blayais. Celle-ci pompe de l'eau pour refroidir ses circuits et aspire également des jeunes aloses qui ne survivent pas aux tambours filtrants.

On suppose que le recrutement moyen suit la fonction de Ricker estimée par D. Martin (1999) : $R(S_2) = aS_2 \exp(-bS_2)$ avec $a = 99{,}191$ et $b = 7{,}717 \times 10^{-6}$. Lambert *et al*. (2001) montre qu'il faut 5 ans à un juvénile pour devenir adulte et seulement 16,73% des juvéniles deviendront des adultes. Ainsi la biomasse disponible l'année 1987 dépendra de la quantité échappée des fluviaux l'année 1982 et de l'impact de 1982. En effet $B^{t+5} = \theta^t R(S_2^t) - \alpha^t \theta^t R(S_2^t)$. Donc les profits des pêcheurs vont être maximisés sur la période 1987-1992. On supposera alors que pendant ces 5 ans aucun évènement majeur ne perturbera ni ne modifiera la dynamique de stock de la grande alose.
Par contre, on maximise le profit de l'entreprise sur la période 1982-1987. En effet l'impact généré en 1982 aura des conséquences sur le stock disponible seulement en 1987. Cette maximisation n'intervient que dans le cas de la coopération totale, nous reviendrons en détails sur les hypothèses liées aux profits de l'entreprise dans cette partie.
On suppose que θ est uniformément distribué :

$$f(\theta) = \begin{cases} \dfrac{1}{b-a} & pour\ a \le \theta \le b, \\ 0 & \sin on \end{cases}$$

avec $a = 1 - \varepsilon$ et $b = 1 + \varepsilon$ avec $0 \le \varepsilon \le 1$. La moyenne de cette distribution est de 1 et la variance $\sigma_\varepsilon^2 = \dfrac{\varepsilon^2}{3}$. On pose ici $\varepsilon = 0{,}005$.

[54] Il est supposé alors qu'il n'existe pas de zone mixte.

Le taux d'actualisation est supposé égal à 4%. Les prix des poissons sont les mêmes quelque soit le type de pêcheur mais par contre les coûts sont différents (chaque type de pêcheurs ayant des licences donc une flottille et des coûts différents).
Il est nécessaire de choisir les poids β attribués à chaque agent dans la maximisation des profits joints. Une solution est de considérer des parts égales pour chaque acteur c'est-à-dire 0,5 à chaque pêcheur[55] lors de la coopération partielle et 1/3 à chaque agent lors de la coopération totale.

Une fonction de prix, estimée dans la seconde partie de la thèse, (les résultats de cette modélisation sont donnés en Annexe II-5) est introduite.

$$\ln(prix\ Alose) = \underset{(-3,315)}{-\ 0{,}18}\ \ln(capture) \underset{(-3,177)}{-\ 0{,}21}\ \ln(prix\ civelle) \underset{(6,195)}{+\ 1{,}38}\ \ln(prix\ lamproie)$$

Enfin, dans le cas de la coopération partielle, il est important de noter que l'impact de la centrale nucléaire du Blayais est uniquement subi par les jeunes aloses aspirées par les tambours filtrants. L'impact n'est alors considéré que dans le cas de la dévalaison. Ainsi le modèle théorique exposé précédemment est fortement simplifié. Seul l'impact subi entre le pêcheur 2 et le pêcheur 1 est conservé. Le pêcheur 2 dévie uniquement dans le cas où le pêcheur 1 dévie (l'impact entre ces deux pêcheurs n'existant plus). On se rapproche alors du modèle de Laukkanen où le pêcheur 2 ne dévie jamais en premier.

Après avoir présenté la situation de coopération sans impact, la coopération partielle et la coopération totale sur la période 1987-1992 vont être étudiées. Enfin, une simulation sera effectuée pour comprendre comment un type et une certaine évolution de l'impact peut perturber ou améliorer la coopération.

4.1. L'entreprise comme facteur exogène

4.1.1. La non coopération

Les stratégies et les profits des trois acteurs sont tout d'abord exposés dans le cas d'une non coopération.

[55] Si le choix avait été d'établir les poids proportionnellement aux nombres de licences, on aurait environ 0,52 pour les marins pêcheurs et 0,48 pour les fluviaux. Par contre ce choix n'aurait pas pu être conservé lors de la coopération totale où aucune règle *a priori* ne semble objective (en dehors du partage équitable).

Tableau 6-7 : *Stratégies et profits attendus non coopératifs des pêcheurs.*

Année	S1N	S2N	EV1N	EV2N	J
1987	42 540	12 389	1,04E+06	1,15E+05	5,79E+05
1988	43 945	12 799	1,66E+06	1,55E+05	9,07E+05
1989	55 900	16 280	1,25E+06	1,74E+05	7,13E+05
1990	41 845	12 187	1,71E+06	1,75E+05	9,40E+05
1991	53 451	15 567	1,99E+06	1,54E+05	1,07E+06
1992	38 017	11 072	1,76E+06	1,22E+05	9,41E+05

Les quantités de poissons échappés sont bien sûr plus importantes pour les marins pêcheurs que pour les fluviaux.

Les prix sont exprimés en euros de l'année considérée.

Les stratégies de non coopération de l'entreprise sont les suivantes.

Tableau 6-8 : *Stratégies et profits attendus non coopératifs de l'entreprise.*

Année	SEN	alpha	EVEN
1982	5,15E+09	0,3	6,76E+08
1983	6,85E+09	0,2	1,01E+09
1984	9,09E+09	0,002	1,46E+09
1985	1,07E+10	0,48	1,76E+09
1986	1,21E+10	0,07	1,89E+09
1987	1,26E+10	0,12	1,97E+09

4.1.2. Coopération partielle : situation sans impact

Avant d'étudier les stratégies de coopération lors de la prise en compte de l'impact d'un agent non vulnérable, les résultats sans impact sont présentés. Dans ce cas, le modèle développé par Marita Laukkanen est appliqué. On obtient les résultats suivants.

Tableau 6-9 : *Coopération partielle, situation sans impact.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	58 382	53 479	274 914	2	0,51	4,66E+06	6,74E+04	2,36E+06	0,49	0,3
1988	55 000	43 578	162 688	2	0,21	3,36E+06	1,58E+05	1,76E+06	1,91	0,59
1989	107 296	54 894	132 012	2	0,17	4,21E+06	2,83E+05	2,25E+06	2,49	0,64
1990	70 256	37 669	71 736	2	0,09	4,16E+06	3,59E+05	2,26E+06	5,33	0,77
1991	166 794	50 737	106 744	2	0,14	4,10E+06	5,23E+05	2,31E+06	3,04	0,68
1992	50 000	31 815	44 143	2	0,07	3,85E+06	1,93E+05	2,02E+06	6,63	0,8

Les stratégies coopératives des deux pêcheurs sont bien plus importantes que les stratégies non coopératives. Les profits attendus espérés des marins pêcheurs et des fluviaux augmentent sensiblement (sauf en 1987 pour les fluviaux). Il est donc tout à fait bénéfique pour les agents de coopérer.

La probabilité de coopération $(1-F(\overline{B}/R(S_2^C))$ peut être considérée comme élevée sauf en 1987 où elle est seulement de 49%.

4.1.3. La coopération partielle : prise en compte de l'impact

Comme nous l'avons vu dans la partie théorique, deux cas apparaissent lors de la coopération partielle : l'impact de l'entreprise est observable ou il ne l'est pas.

4.1.3.1. L'impact de l'entreprise est observable

Les résultats obtenus sont les suivants :

Tableau 6-10 : *Coopération partielle, impact observable.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	69 431	44 676	198 460	2	0,51	3,24E+06	1,46E+05	1,69E+06	0,48	0,3
1988	55 000	50 914	111 410	2	0,18	2,61E+06	1,47E+05	1,38E+06	2,26	0,62
1989	119 600	59 470	99 434	2	0,17	3,49E+06	3,49E+05	1,92E+06	2,46	0,64
1990	84 851	50 895	20 962	2	0,05	1,74E+06	3,50E+05	1,04E+06	9,84	0,84
1991	144 700	55 684	57 841	2	0,11	3,47E+06	4,38E+05	1,95E+06	4,08	0,73
1992	64 335	38 052	59 957	2	0,12	2,72E+06	2,52E+05	1,49E+06	3,48	0,7

L'introduction de l'entreprise et de l'impact subi par le stock d'aloses modifie le comportement des pêcheurs. En effet, les stratégies de coopération augmentent (sauf 1991 pour les pêcheurs 1 et en 1987 pour les pêcheurs 2) par rapport au cas sans impact. Les profits attendus des pêcheurs 1 et 2 diminuent mais restent toujours supérieurs aux profits non coopératifs (sauf en 1988 pour les pêcheurs 2). Il est toujours bénéfique pour les pêcheurs de coopérer. Par rapport au cas sans impact, les biomasses disponibles diminuent entre 8 et 54% et les profits joints attendus diminuent entre 15 et 54%.

La probabilité de coopération reste dans les mêmes proportions avec une légère tendance à la baisse. Donc l'impact de l'entreprise accroît les probabilités de déviation pour les pêcheurs. Le nombre de périodes coopératives par rapport au nombre de périodes de punition attendues

dans un cycle reste stable malgré une augmentation en 1990 due en particulier à une forte baisse du seuil de coopération. La part de temps passé en coopération a tendance à augmenter.

4.1.3.2. L'impact de l'entreprise n'est pas observable

Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 6-11 : *Coopération partielle, impact non observable.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	131 769	25 974	4 622	20	0,0105	3,57E+06	6,09E+05	2,09E+06	4,71	0,7
1988	104 745	43 208	14 450	19	0,0758	1,22E+06	6,37E+05	9,28E+05	0,63	0,32
1989	178 716	55 338	2 284	2	0,0044	9,03E+05	9,36E+05	9,20E+05	94,05	0,97
1990	107 150	41 546	1 500	20	0,0118	9,06E+05	5,68E+05	7,37E+05	4,22	0,68
1991	87 584	21 067	1 500	2	0,0066	2,04E+05	5,95E+05	4,00E+05	69,78	0,96
1992	101 063	37 917	18 603	20	0,0549	1,40E+06	5,37E+05	9,68E+05	0,88	0,38

La perception biaisée de l'impact génère un changement de stratégies des pêcheurs avec une augmentation de celles-ci pour les marins pêcheurs mais une diminution pour les fluviaux. Les profits attendus espérés des pêcheurs 1 diminuent fortement. Il n'est d'ailleurs plus bénéfique pour eux de coopérer (sauf en 1987). Par contre les profits attendus espérés des pêcheurs 2 augmentent. Finalement globalement les pêcheurs ont intérêt à coopérer sauf en 1990 et 1991.

Par rapport au cas sans impact, les biomasses disponibles diminuent entre 44 et 89% et les profits joints attendus disponibles varient entre -80 et 19%.

La probabilité de coopération augmente de façon significative du fait de la forte baisse du seuil de coopération. Elle est au moins de 99%. Le nombre de phases de punition augmente. De la même façon, le nombre de périodes coopératives attendues par rapport au nombre de périodes de punition dans un cycle est plus élevé, tout comme la part de temps passé en coopération durant un cycle.

4.2. L'entreprise comme facteur endogène

L'entreprise non vulnérable prise en compte est la centrale du Blayais qui produit de l'électricité avec un profit de la forme suivante :

$$\pi_E = p_E y_E - c_E y_E .$$

Les prix et les productions nationales d'électricité sont obtenus à partir de la base PEGASE (Ministère de L'Economie des Finances et de l'Industrie). On sait que la production en Aquitaine en 2000 correspond environ à 5% de la production nationale (Observatoire de l'Energie, 1995). On suppose que c'était également le cas pendant la période étudiée (la production sera exprimée en kilowattheure). Le coût de production est donné en 1995 par le Rapport sur l'aval du cycle nucléaire (Assemblée Nationale), on suppose qu'il est constant sur la période considérée. Les données d'impact obtenues sont estimées sur la période 1982 à 1987. L'effet de ces impacts sur le stock d'aloses sera ressenti cinq ans plus tard. On estime donc le profit de l'entreprise entre 1982 et 1987 tout en intégrant la part de dommage actualisée. L'entreprise choisit alors sa stratégie, c'est-à-dire son niveau de production et donc le niveau d'impact émis en fonction du dommage qu'elle créera cinq ans plus tard et donc de la part de dommage qui lui sera imputée.

Le dommage est mesuré en fonction de la quantité de poissons détruits et du prix de ce poisson sur le marché. La fonction de dommage va avoir la forme suivante :

$D(z) = p \times A \times z$. On fixe $A = 0{,}1$ [56].

La méthode de partage de dommage retenue est celle du dommage moyen du fait que l'impact est additif, homogène et que cette méthode répond à l'axiome de distributivité.

$$x_i = \frac{z_i}{\sum_{j=1}^{n} z_j} D\left(\sum_{j=1}^{n} z_j\right)$$

Dans un premier temps les stratégies de non coopération des trois agents sont exposées. On s'attardera ensuite sur la coopération totale où trois cas vont être développés en fonction du niveau de la probabilité de déviation de l'entreprise. Cette probabilité prendra successivement les valeurs suivantes : 0,1 ; 0,5 et 0,9.

4.2.1. La non coopération

L'introduction de l'entreprise et plus particulièrement la prise en compte du partage du dommage modifie les stratégies non coopératives des deux types de pêcheurs.

[56] Le choix de ce paramètre permet de calibrer le modèle pour obtenir des niveaux de biomasses et de captures proches des données obtenues par le biais du CEMAGREF de Bordeaux.

Les stratégies et les profits des trois acteurs dans le cas d'une non coopération sont tout d'abord exposés.

Tableau 6-12 : *Stratégies et des profits espérés non coopératifs des pêcheurs.*

Année	S1N	S2N	EV1N	EV2N
1987	38 672	11 263	9,78E+05	9,95E+04
1988	39 950	11 635	1,73E+06	1,36E+05
1989	50 818	14 800	1,75E+06	1,49E+05
1990	38 041	11 079	1,30E+06	1,50E+05
1991	48 592	14 152	2,10E+06	1,37E+05
1992	34 561	10 066	2,09E+06	1,07E+05

Les prix sont exprimés en euros de l'année considérée.
Les stratégies de non coopération de l'entreprise sont les suivantes.

Tableau 6-13 : *Stratégies et profits espérés non coopératifs de l'entreprise.*

Année	EVEN	alpha	yEN
1982	2,34E+08	0,23	4,05E+09
1983	3,10E+08	0,16	5,38E+09
1984	5,04E+08	0,12	7,15E+09
1985	6,67E+08	0,38	8,38E+09
1986	7,47E+08	0,06	9,50E+09
1987	7,71E+08	0,09	9,89E+09

Année	J3
1987	1,05E+08
1988	1,31E+08
1989	9,61E+07
1990	2,59E+08
1991	2,98E+08
1992	3,05E+08

Un déflateur est utilisé pour exprimer les profits de l'entreprise en euros de la période 1987-1992 et le profit joint est calculé de la façon suivante : $J3 = 0{,}33EV_1^D + 0{,}33EV_2^D + 0{,}33EV_E^D$.

4.2.2. La coopération totale

Trois cas sont considérés : la probabilité que l'entreprise dévie va supposer être égale à 0,1 puis à 0,5 et enfin à 0,9.
Regardons pour commencer le cas où la probabilité de déviation de l'entreprise est de 0,1.

Tableau 6-14 : *Coopération totale, probabilité de déviation de l'entreprise de 0,1.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	N	M
1987	65 736	33 461	49 557	2	0,22	2,02E+06	2,74E+05	1,76	0,57
1988	144 088	34 566	19 178	2	0,13	1,13E+06	5,84E+05	3,45	0,7
1989	194 854	43 970	5 856	2	0,13	1,06E+06	5,29E+05	3,25	0,69
1990	93 122	32 915	3 000	2	0,1	2,39E+05	3,19E+05	4,28	0,74
1991	151 217	42 044	9 782	2	0,12	6,88E+05	4,10E+05	3,7	0,71
1992	98 227	29 903	3 000	15	0,1	1,22E+06	3,03E+05	0,58	0,31

Année	EVEN	alpha	yEN
1982	3,08E+08	0,124	2,16E+09
1983	6,84E+07	0,001	3,37E+07
1984	1,16E+08	0,001	5,97E+07
1985	1,15E+09	0,298	6,60E+09
1986	1,77E+08	0,001	1,71E+08
1987	8,90E+08	0,001	1,06E+08

Année	J3
1987	1,39E+08
1988	2,93E+07
1989	2,25E+07
1990	4,47E+08
1991	7,10E+07
1992	3,52E+08

Par rapport à la situation non coopérative, les stratégies des deux pêcheurs augmentent et génèrent des profits attendus espérés bien supérieurs (sauf en 1991 et en 1992 pour les marins pêcheurs). La production de l'entreprise diminue. Par contre, les profits coopératifs sont supérieurs aux non coopératifs seulement en 1984. Globalement, il est seulement bénéfique de coopérer en 1989.

Par rapport à la situation de coopération partielle (impact observable), les stratégies coopératives ont plutôt tendance à augmenter pour les marins pêcheurs mais à diminuer pour les fluviaux. Les profits attendus espérés des pêcheurs 1 diminuent alors que ceux des pêcheurs 2 augmentent. Globalement, les profits joints des deux pêcheurs sont inférieurs.

Regardons maintenant le cas où la probabilité de déviation de l'entreprise est de 0,5.

Tableau 6-15 : *Coopération totale, probabilité de déviation de l'entreprise de 0,5.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	N	M
1987	53 374	21 881	16 670	2	0,52	2,13E+06	2,39E+05	0,39	0,26
1988	94 963	22 316	15 066	2	0,51	1,45E+06	4,61E+05	0,44	0,28
1989	122 425	29 097	12 237	2	0,53	1,53E+06	4,60E+05	0,44	0,28
1990	66 561	20 986	3 001	4	0,5	9,90E+05	3,36E+05	0,42	0,27
1991	100 609	27 152	9 731	2	0,51	1,34E+06	3,89E+05	0,44	0,28
1992	67 508	19 568	6 911	2	0,51	1,34E+06	2,86E+05	0,47	0,29

Année	EVEN	alpha	yEN
1982	3,23E+08	0,056	9,80E+08
1983	2,92E+08	0,001	3,37E+07
1984	1,28E+09	0,1	5,97E+09
1985	6,81E+08	0,001	2,21E+07
1986	7,51E+08	0,001	1,71E+08
1987	7,35E+08	0,001	1,06E+08

Année	J3
1987	1,46E+08
1988	1,23E+08
1989	2,44E+08
1990	2,64E+08
1991	2,99E+08
1992	2,91E+08

L'augmentation de la probabilité de déviation de l'entreprise diminue les stratégies des pêcheurs 1 et 2. Les profits attendus espérés des pêcheurs diminuent eux aussi. L'entreprise garde la même production (sauf en 1982 et 1985) mais l'augmentation de la probabilité de déviation permet une augmentation de son profit attendu espéré. En terme de profits, l'entreprise a maintenant intérêt à coopérer sur l'ensemble de la période. Globalement, les profits joints sont plus importants.

La probabilité de coopération diminue assez significativement. Donc une augmentation de la probabilité de déviation de la firme augmente également la probabilité de déviation des pêcheurs. On note une forte baisse de N et M.

Par rapport à la coopération partielle, les stratégies coopératives des pêcheurs 1 diminuent alors que celles des pêcheurs 2 augmentent. Finalement, les profits joints des pêcheurs diminuent.

Enfin analysons le cas où la probabilité de déviation de l'entreprise est de 0,9.

Tableau 6-16 : *Coopération totale, probabilité de déviation de l'entreprise de 0,9.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	N	M
1987	69 999	32 655	61 801	2	0,91	2,65E+06	3,51E+05	0,05	0,05
1988	150 296	33 566	26 956	2	0,9	2,13E+06	7,43E+05	0,05	0,04
1989	194 854	43 193	21 780	2	0,91	2,07E+06	7,22E+05	0,05	0,05
1990	93 122	31 973	3 000	2	0,9	1,45E+06	4,72E+05	0,05	0,04
1991	151 217	41 305	16 383	2	0,9	1,87E+06	5,75E+05	0,05	0,05
1992	95 847	29 080	8 543	2	0,9	1,84E+06	4,06E+05	0,05	0,05

Année	EVEN	alpha	yEN
1982	3,53E+08	0,001	1,75E+07
1983	5,67E+08	0,001	3,37E+07
1984	1,17E+09	0,046	2,75E+09
1985	1,38E+09	0,027	5,96E+08
1986	1,32E+09	0,001	1,71E+08
1987	1,33E+09	0,001	1,06E+08

Année	J3
1987	1,59E+08
1988	2,39E+08
1989	2,23E+08
1990	5,35E+08
1991	5,26E+08
1992	5,25E+08

Les stratégies de coopération des pêcheurs ont tendance à augmenter. Les profits attendus et espérés des pêcheurs augmentent. Il est bénéfique pour les pêcheurs 1 de coopérer sauf en 1991 et 1992. Les pêcheurs 2 ont des profits attendus espérés toujours bien plus importants que ceux de non coopération.

La production de l'entreprise reste dans les mêmes proportions avec une tendance à la baisse certaines années. Mais l'augmentation de la probabilité de déviation engendre une augmentation des profits espérés attendus (sauf en 1984). Finalement globalement, en terme de profits, les agents ont largement intérêt à coopérer.

Par contre, les caractéristiques de la coopération (la probabilité de coopération, N, M et le nombre de périodes de punition) montrent que celle-ci sera difficile à soutenir.

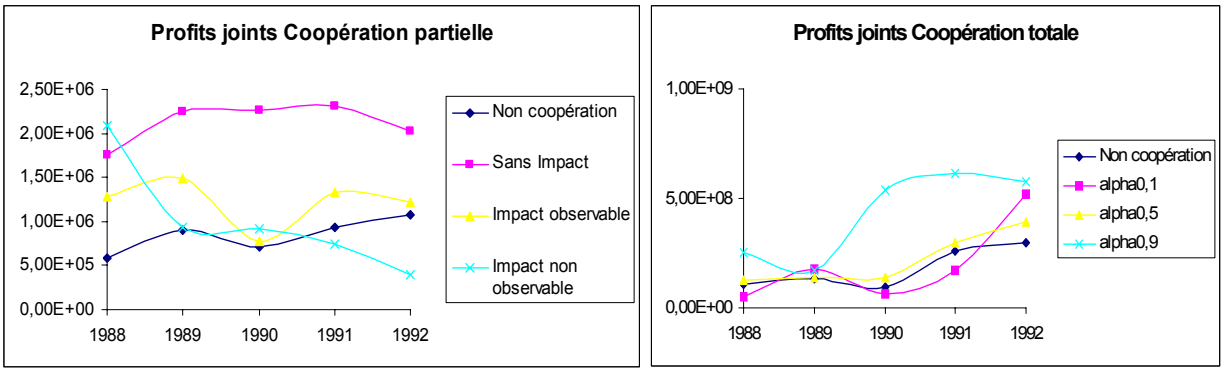
Par rapport à la coopération partielle, les stratégies coopératives des pêcheurs 1 augmentent alors que celles des pêcheurs 2 diminuent. Finalement, les profits joints des pêcheurs diminuent.

Conclusion

L'objectif de cette question est d'inciter des acteurs à coopérer pour permettre à la fois une augmentation de leurs profits espérés actualisés mais aussi et surtout une préservation de la ressource.

Les profits joints sont de la forme suivante.

Graphique 6-1 et 6-2 : *Profits joints avec équation prix*.

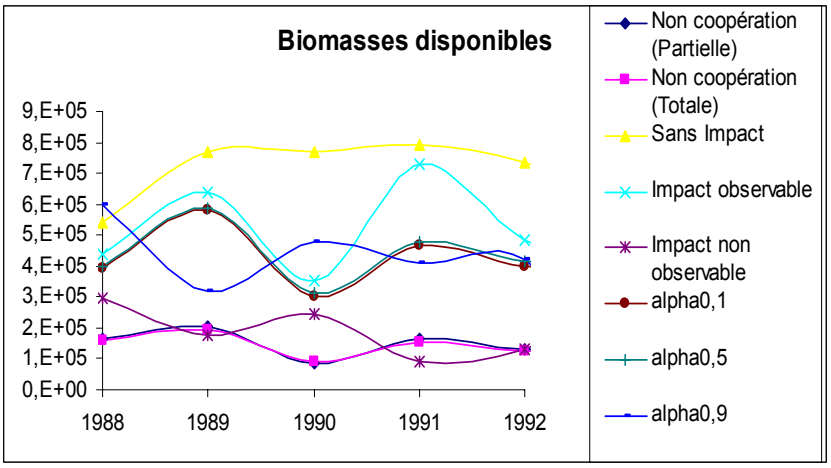


Pour la coopération partielle, le cas sans impact permet d'obtenir les profits joints les plus importants. La situation la plus avantageuse est ensuite celle où l'impact est observable (sauf en 1990 du fait d'un très fort impact). Par contre, la situation où l'impact n'est pas observable peut générer un profit joint inférieur au cas de non coopération. Pour la coopération totale, plus la probabilité de déviation augmente, plus le profit joint augmente. En effet, les profits espérés pour l'entreprise augmentent avec cette probabilité.

L'évolution des profits attendus des pêcheurs peut être analysée. Les profits attendus actualisés des pêcheurs 1 sont plus importants dans le cas de la coopération partielle alors qu'ils le sont pour les pêcheurs 2 dans le cas de la coopération totale. Globalement, les profits joints semblent avoir tendance à être plus importants lors de la coopération partielle.

Les différentes biomasses disponibles obtenues en fonction du type de coopération envisagée sont représentées dans le graphique suivant.

Graphique 6-3 : *Biomasses disponibles.*



La biomasse disponible la plus importante est, bien sûr, celle obtenue dans le cas sans impact. Il est intéressant de noter que cette biomasse dans la situation où l'impact est observable est assez proche de celle sans impact (sauf en 1990 du fait du fort impact généré). D'un autre côté, la situation où l'impact n'est pas observable se rapproche du cas de non coopération. Avec un niveau de probabilité de l'entreprise de 0,1 et 0,5, la biomasse disponible est quasiment la même. Une augmentation de la probabilité permet certaines années des niveaux de biomasses plus élevés.

Ces graphiques montrent l'importance du niveau d'impact dans la préservation de la ressource. Une analyse de sensibilité de celui-ci à partir du cas de coopération partielle est réalisée dans la section suivante.

5. Sensibilité de l'impact

Pour connaître la sensibilité de l'impact et comment une variation de celui-ci affecte la coopération des pêcheurs, nous simulons, dans le cas d'une coopération partielle (impact observable), des impacts. Ces derniers sont soit ponctuels, soit chroniques. On va supposer qu'ils augmentent (impacts aggravants) ou qu'ils diminuent (impacts réversibles). On compare les résultats aux cas de la coopération partielle avec l'impact observable ou sans impact.

5.1. Pollution diffuse

Deux cas peuvent être simulés, soit la pollution est irréversible, soit elle est réversible.

5.1.1. Pollution irréversible

Deux situations peuvent se produire, soit cette pollution reste constante dans le temps soit celle-ci est aggravante.

Soit un impact de $\alpha = 0{,}2$ chaque année. Cette simulation va correspondre au cas de base permettant les comparaisons avec les simulations suivantes. En effet des pollutions ponctuelles et diffuses vont être mises en place à partir de ce cas de référence (0,2 étant l'impact moyen généré par la centrale nucléaire du Blayais).

Tableau 6-17 : *Coopération partielle, impact diffus 0,2.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	57 974	42 440	214 672	2	0,51	3,31E+06	1,22E+05	1,72E+06	0,49	0,3
1988	55 000	43 845	120 798	2	0,2	2,57E+06	1,86E+05	1,38E+06	2,06	0,6
1989	118 075	55 800	101 708	2	0,17	3,22E+06	3,49E+05	1,79E+06	2,42	0,64
1990	75 405	41 745	54 571	2	0,08	3,27E+06	1,82E+05	1,72E+06	5,65	0,78
1991	70 000	53 351	14 446	2	0,02	3,14E+06	1,26E+05	1,63E+06	21,03	0,91
1992	59 358	31 454	33 677	2	0,08	2,67E+06	2,60E+05	1,47E+06	5,92	0,78

Par rapport au cas sans impact, les stratégies des pêcheurs 1 ont tendance à diminuer (sauf en 1987) et à augmenter pour les pêcheurs 2. Les profits attendus espérés diminuent pour les premiers pêcheurs (mais restent supérieurs à ceux de non coopération) et augmentent pour les seconds. Il est donc bénéfique pour les deux agents de coopérer. Les probabilités de déviation diminuent alors que M et N restent dans les mêmes proportions.

Une pollution $\alpha = 0{,}2$ est considérée en 1987 puis est augmentée chaque année de 5%.

Tableau 6-18 : *Coopération partielle, impact diffus aggravant.*

Année	S1	S2		T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	59 972	42 440	214 284	2	0,51	3,31E+06	1,30E+05	1,72E+06	0,48	0,3
1988	55 000	43 845	114 652	2	0,19	2,52E+06	1,89E+05	1,35E+06	2,14	0,61
1989	118 782	55 800	95 630	2	0,17	3,09E+06	3,56E+05	1,72E+06	2,46	0,64
1990	75 193	41 745	49 231	2	0,08	3,07E+06	1,84E+05	1,63E+06	5,97	0,79
1991	70 000	53 351	7 379	2	0,01	2,94E+06	1,17E+05	1,53E+06	50,38	0,95
1992	60 623	37 917	24 615	2	0,06	2,51E+06	2,43E+05	1,38E+06	7,66	0,82

Par rapport au cas précédent, les stratégies des marins pêcheurs et des fluviaux restent dans les mêmes proportions. Les profits attendus des deux pêcheurs diminuent tout en restant supérieurs au cas de non coopération (sauf en 1991 pour les fluviaux).
Les caractéristiques de coopérations restent dans les mêmes proportions.

5.1.2. Pollution réversible

Une pollution $\alpha = 0{,}2$ est considérée en 1987 puis est diminuée chaque année de 5%.

Tableau 6-19 : *Coopération partielle, impact diffus réversible.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	55 000	42 440	226 217	2	0,51	3,35E+06	1,11E+05	1,73E+06	0,49	0,3
1988	55 000	43 845	118 420	2	0,18	2,72E+06	1,75E+05	1,45E+06	2,21	0,62
1989	113 797	55 800	104 272	2	0,16	3,41E+06	3,19E+05	1,86E+06	2,54	0,64
1990	72 037	41 745	53 618	2	0,08	3,48E+06	1,64E+05	1,82E+06	6,08	0,79
1991	70 000	53 351	20 447	2	0,03	3,41E+06	1,04E+05	1,76E+06	16,01	0,89
1992	55 491	37 917	31 521	2	0,07	3,01E+06	2,10E+05	1,61E+06	6,87	0,8

Les stratégies de coopérations des pêcheurs diminuent par rapport au cas de référence. Les profits attendus espérés des pêcheurs augmentent. Finalement, les profits joints sont plus importants seulement en 1989 et 1990.

Par rapport au cas précédent, les stratégies de coopération augmentent. Les profits des pêcheurs 1 augmentent alors que ceux des fluviaux diminuent. Donc, les profits joints augmentent.

5.2. Pollution ponctuelle

Supposons tout d'abord une pollution de $\alpha = 0{,}2$ seulement en 1990 puis $\alpha = 0{,}4$ seulement en 1990.

Tableau 6-20 : *Coopération partielle, impact ponctuel 0,2.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	55 000	38 841	198 977	2	0,51	3,24E+06	1,25E+05	1,68E+06	0,49	0,3
1988	55 000	43 845	264 908	2	0,33	2,86E+06	1,71E+05	1,52E+06	1	0,45
1989	110 082	55 800	127 050	2	0,16	4,34E+06	2,97E+05	2,32E+06	2,61	0,65
1990	75 965	41 745	51 209	2	0,08	3,23E+06	3,67E+05	1,80E+06	6,09	0,79
1991	164 707	52 884	103 003	2	0,14	4,09E+06	5,00E+05	2,30E+06	3,14	0,68
1992	51 641	37 134	36 316	2	0,07	3,63E+06	1,91E+05	1,91E+06	6,54	0,8

Par rapport à la situation sans impact, les stratégies des pêcheurs ont tendance à augmenter. Donc, les profits espérés diminuent. La coopération reste tout de même bénéfique.

Par rapport au cas de pollution diffuse (0,2 chaque année), les stratégies diminuent pour les marins pêcheurs (sauf en 1990 et 1991) et augmentent pour les fluviaux (sauf en 1992). Les profits espérés des pêcheurs 1 augmentent (sauf en 1987 et 1990) alors que ceux des fluviaux diminuent (sauf en 1987, 1990 et 1991). Finalement, les profits joints augmentent (sauf en 1987). Les probabilités de déviation restent dans les mêmes proportions.

Tableau 6-21 : *Coopération partielle, impact ponctuel 0,4.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	71 605	42 324	105 223	2	0,14	3,21E+06	1,60E+05	1,68E+06	3,06	0,68
1988	60 495	43 845	69 266	2	0,08	3,90E+06	2,19E+05	2,06E+06	5,4	0,77
1989	134 184	55 678	91 381	2	0,12	4,23E+06	4,02E+05	2,32E+06	3,81	0,72
1990	76 247	42 833	35 869	2	0,07	2,25E+06	4,25E+05	1,34E+06	5,72	0,77
1991	188 197	53 351	84 264	2	0,12	3,86E+06	6,14E+05	2,24E+06	3,63	0,71
1992	59 151	37 917	46 577	2	0,09	3,49E+06	2,18E+05	1,85E+06	5,25	0,77

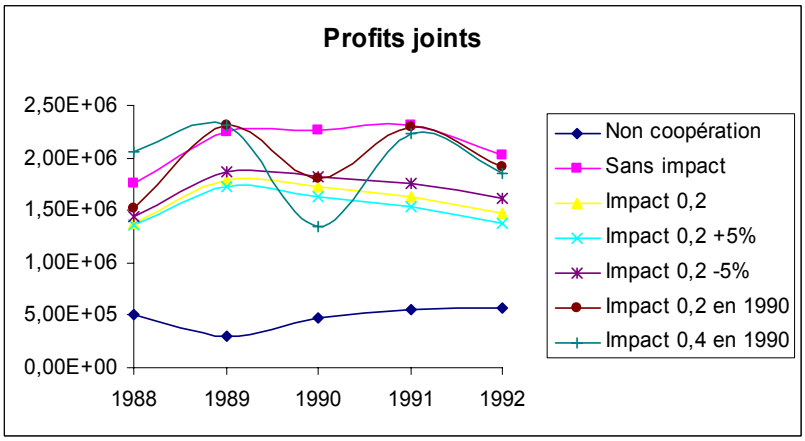
Avec l'augmentation de la pollution ponctuelle en 1990, les stratégies des pêcheurs augmentent. Les profits attendus espérés des pêcheurs 1 diminuent et ceux des pêcheurs 2 augmentent. Les profits joints diminuent les trois dernières années mais restent toutefois supérieurs à ceux de non coopération. La probabilité de déviation diminue.

Par rapport au cas de pollution diffuse (0,5 chaque année), les stratégies augmentent. Les profits espérés des pêcheurs 1 diminuent (sauf en 1987, 1990 et 1991) alors que ceux des fluviaux augmentent. Donc, les profits joints augmentent (sauf en 1987, 1990 et 1991). Les probabilités de déviation ont tendance à diminuer.

Conclusion

Les différents profits obtenus lors des simulations sont présentés dans le graphique ci-dessous.

Graphique 6-4 : *Profits joints avec équation prix.*

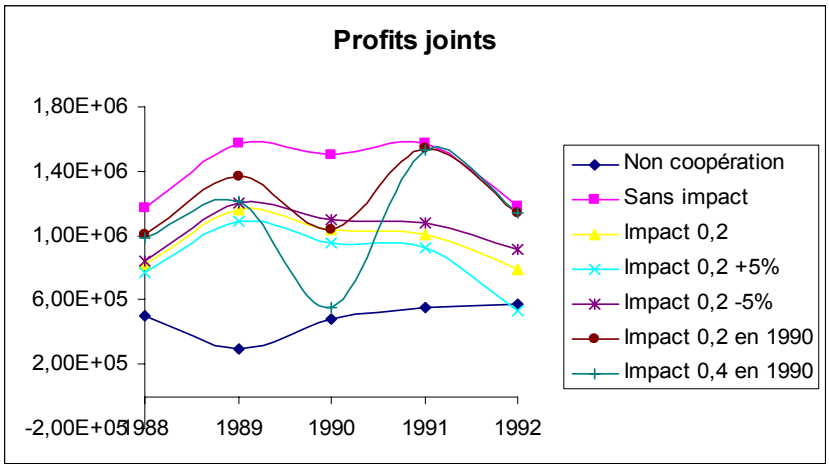


Avec les simulations réalisées, les pollutions ponctuelles génèrent des profits plus élevés que les pollutions diffuses (sauf en 1990). Par rapport à la pollution diffuse constante (0,2 chaque année), une pollution diffuse aggravante de 5% fait varier les profits entre -2% et 25% alors qu'une pollution diffuse réversible augmente les profits entre 4 et 35%. De leur côté, les pollutions ponctuelles engendrent une augmentation des profits entre 10% et 41% avec le plus

faible niveau d'impact (0,2 en 1990) et une variation entre -22% et 50% avec le plus fort niveau d'impact (0,4 en 1990).

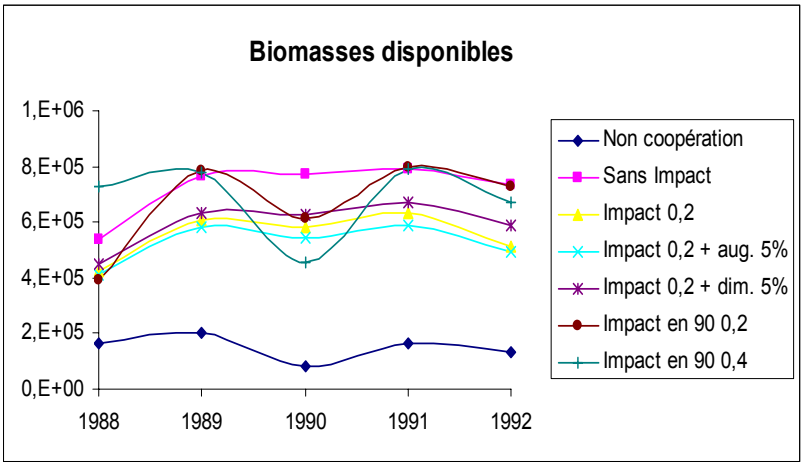
Avec les prix fixés (voir Annexe III-2), les écarts entre les profits sont plus importants, les effets prix ayant amoindri les variations. Par contre une pollution diffuse aggravante de 5% fait varier les profits en moyenne de 12% alors qu'une pollution diffuse réversible les fait augmenter en moyenne de 7%.

Graphique 6-5 : *Profits joints avec les prix fixés.*



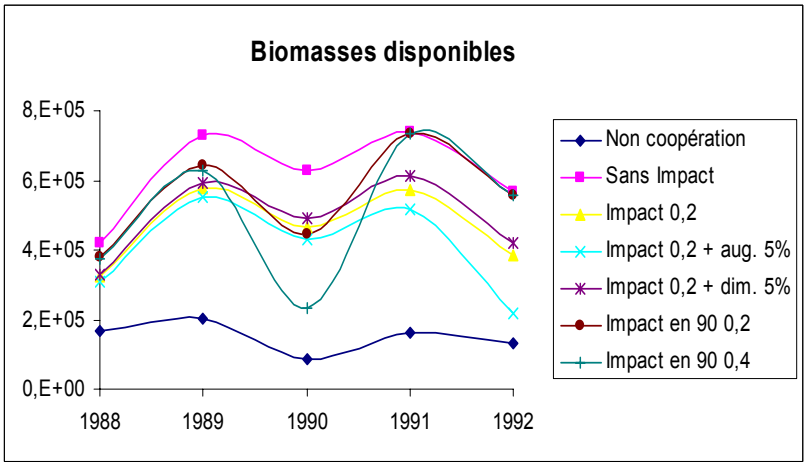
La biomasse disponible la plus importante est celle du cas sans impact. Les biomasses obtenues lors de la pollution ponctuelle de 1990 ne connaissent qu'une forte baisse en 1990 mais reprennent un niveau comparable au cas sans impact dès 1991. Une pollution diffuse aggravante de 5% diminue les biomasses entre 4 et 7% alors qu'une pollution diffuse réversible augmente les biomasses entre 5 et 14%. Ainsi une pollution aggravante aura des effets sur les biomasses moins importants qu'une pollution réversible. De leur côté, les pollutions ponctuelles entraînent une variation des biomasses entre -7% et 41% avec le plus faible niveau d'impact (0,2 en 1990) et entre -22% et 72% avec le plus fort niveau d'impact (0,4 en 1990).

Graphique 6-6 : *Biomasses disponibles obtenues à partir des simulations.*



Par contre, avec les prix fixés, une pollution diffuse aggravante de 5% diminue les biomasses d'environ 13% alors qu'une pollution diffuse réversible augmente les biomasses d'environ 5%. Donc, si les prix ne peuvent être adaptés à court terme, une pollution aggravante a bien plus d'effet qu'une pollution réversible.

Graphique 6-7 : *Biomasses à partir des prix fixés.*



Conclusion

Quel que soit le type d'impact simulé, les pêcheurs ont toujours intérêt à accepter la coopération partielle que ce soit en terme de profit ou en terme de niveau de biomasse. Cette coopération est ici moins affectée par les impacts ponctuels (qu'ils soient simulés en plus d'un impact chronique ou non). Malgré tout, il ne faut pas oublier le rôle joué par la variation des prix. La conclusion de l'effet d'un impact sur les profits et les biomasses est donc assez

subtile, elle dépend, entre autres, de la capacité des prix à s'adapter à court terme aux variations des quantités débarquées.

Conclusion du sixième chapitre

Ce chapitre examine les stratégies coopératives et non coopératives de trois agents (deux pêcheurs et une entreprise) dans le cadre d'une pêcherie séquentielle. L'objectif est de définir les conditions pour lesquelles la coopération est soutenable. Un premier cas est envisagé où l'entreprise (agent non vulnérable) est considérée comme un facteur exogène. La coopération partielle est alors analysée en supposant que l'impact industriel est observable ou qu'il ne l'est pas. Un second cas intègre l'entreprise comme partie prenante de la coopération. Pour l'inciter à coopérer, un mécanisme est mis en place : le partage de dommage.

Une illustration est ensuite réalisée en appliquant ces différentes situations à la gestion du stock de grande alose sur l'estuaire de la Gironde. Deux types de pêcheurs sont introduits : les marins pêcheurs et les professionnels fluviaux. L'entreprise prise en compte est la centrale nucléaire du Blayais qui détruit une partie des juvéniles. Cet exemple montre qu'il est globalement bénéfique pour les acteurs de coopérer. En effet, leurs profits espérés sont souvent plus importants que ceux obtenus lors de la non coopération. Enfin, la biomasse disponible lors d'une période de coopération est, la plupart du temps, plus importante. Ainsi la coopération permet à la fois une augmentation des profits des acteurs mais aussi une meilleure préservation de la ressource. Du point de vue du niveau du stock, en fonction de l'observabilité de l'impact industriel, il peut être plus intéressant de mettre en place une coopération totale plutôt qu'une coopération partielle bien que globalement les profits joints des pêcheurs aient tendance à être plus importants lors de la coopération partielle. Concernant la coopération totale, la méthode du dommage moyen a été mise en place pour permettre un partage du dommage global. On peut supposer que l'utilisation d'une autre méthode modifierait les résultats, il serait donc intéressant d'apprécier dans quelle mesure ces modifications auraient des conséquences sur la coopération des acteurs.

L'une des remarques apportée par ce modèle est l'importance de l'état écologique du milieu dans la coopération des acteurs. En effet, si un acteur émet un impact générant un niveau d'état écologique inférieur à celui fixé par l'ensemble des agents, les autres acteurs ne pourront coopérer (malgré leur bonne volonté). Cette conclusion pose, de nouveau, la

question de la difficile gestion d'un actif multifonctions et du caractère très subtile de la gouvernance territoriale.

Le système de coopération partielle peut être appliqué sans planificateur ou régulateur. Seule la négociation entre les pêcheurs (c'est-à-dire le choix des niveaux des stratégies de coopération et du nombre de périodes de punition) permet l'établissement d'un tel système. Par contre la coopération totale nécessite qu'un acteur extérieur fixe et/ou collecte les parts de dommage de chacun des acteurs, ce qui peut rendre sa mise en place plus délicate. On peut alors imaginer différentes solutions. Concernant les pêcheurs, chaque autorité déjà chargée d'obtenir les déclarations de captures (C.R.T.S. pour les marins pêcheurs ou le C.S.P. pour les fluviaux) se chargerait en fonction des données récoltées de fixer les parts de dommage. Concernant l'entreprise, on peut alors imaginer un système de surveillance au niveau des tambours filtrants réalisé soit par un bureau d'étude soit par un organisme de recherche (Université, CEMAGREF, IFREMER…) ou on peut, en fonction de la production d'électricité produite, de la migration (bien connue) des grandes aloses et des caractéristiques de l'estuaire (débit…), établir un indicateur calculant alors le nombre de grandes aloses détruites. Quel que soit le système de récolte des données, un organisme devra centraliser ces résultats pour déterminer les parts de dommage (chacune dépendant des actions des autres acteurs). On peut alors imaginer l'implication du SAGE Estuaire et de la Commission Locale de l'Eau, de l'Etat (Département ou Région) - l'estuaire faisant appel à plusieurs départements et à deux régions - ou d'un organisme indépendant tel que le Conservatoire de l'Estuaire ou les Comités de Gestion des Poissons Migrateurs ou à des associations ayant pour objectif de surveiller la ressource (comme l'association MIGADO qui s'occupe de la Garonne et la Dordogne).

Conclusion de la troisième partie

Cette troisième partie a permis, dans un premier temps, de réfléchir à la notion de partage d'un territoire multifonctions subissant plusieurs impacts. Ainsi, à partir de la théorie de partage de coûts joints ou de surplus joints, les principales méthodes permettant le partage d'un dommage global ont été présentées. Les définitions des méthodes ainsi que leurs propriétés ont été développées en fonction de différentes situations : les impacts sont additifs ou sur-additifs (voire sous-additifs), homogènes ou hétérogènes et enfin divisibles ou indivisibles. Chacune de ces méthodes dépend de plusieurs hypothèses mais aussi des différentes propriétés satisfaites ou non. En fonction de ces deux éléments et de la situation particulière du problème posé, certaines méthodes seront préférées à d'autres. Cette approche permet de répondre à certaines questions de la gouvernance territoriale : comment faire cohabiter des acteurs ayant des intérêts et des points de vue divers et variés sur un même territoire ? Les règles proposées d'imputation des dommages, malgré le fait que celles-ci n'intègrent pas les notions de temps, d'aléa, d'incertitude ou d'asymétrie d'information, permettent d'approcher une gestion intégrée de l'actif multifonctions.

Le sixième chapitre a permis d'analyser le partage d'un territoire complexe en prenant le stock d'une espèce migratrice comme témoin. Celle-ci subit dans notre modèle trois pressions générées par deux pêcheurs et une entreprise. Les pêcheurs sont considérés comme des acteurs vulnérables, leurs profits dépendant de la qualité du milieu. A l'inverse, l'entreprise est non vulnérable. L'intérêt de l'étude a donc été d'examiner les stratégies coopératives de ces agents dans le but de préserver la ressource mais aussi d'assurer la viabilité des activités économiques des acteurs. Deux principaux cas ont été pris en compte. Le premier a consisté à considérer l'entreprise comme un facteur exogène et donc à analyser uniquement la coopération entre les deux groupes de pêcheurs. Le second cas a intégré l'entreprise comme facteur endogène, la coopération totale a été alors examinée. Une application a été menée dans le but d'étudier le partage de l'estuaire de la Gironde en prenant la grande alose, espèce migratrice, comme témoin. Les marins pêcheurs ainsi que les fluviaux représentent les deux groupes de pêcheurs alors que l'entreprise considérée est la centrale nucléaire du Blayais. L'analyse a montré que les acteurs ont, le plus souvent, intérêt à coopérer du fait de l'augmentation de leurs profits espérés mais aussi des biomasses de grande alose. Les types d'impacts (ponctuels, diffus, réversibles, aggravants, constants) ainsi que la capacité

d'adaptation des prix aux quantités débarquées jouent des rôles très importants sur les niveaux des profits et des biomasses obtenus. Dans le cas de la coopération totale, la méthode de partage du dommage moyen a été employée. Il serait intéressant de comparer les résultats obtenus avec l'utilisation d'autres méthodes.

Enfin une nouvelle limite de la gestion d'un actif multifonctions est présentée. En effet, malgré une bonne volonté de l'ensemble des acteurs, si l'un des leurs décide, pour une raison quelconque, d'émettre un impact rendant l'état écologique de territoire trop faible (par rapport à un seuil fixé), la coopération ne peut pas perdurer. Une telle réflexion révèle une nouvelle fois la difficulté de la bonne gestion d'un territoire partagé par des acteurs hétérogènes.

Conclusion générale

Ce travail de thèse a eu pour objectif d'apporter des éléments de réflexion quant à la gestion intégrée d'un actif multifonctions. L'analyse des impacts, de leurs dynamiques et des dommages associés est un élément clef de la mise en œuvre de celle-ci. Le processus délibératif ne peut fonctionner sans, dans un premier temps, l'identification précise de la nature des impacts et des dommages associés et, dans un second temps, la fixation d'un certain nombre de règles d'imputation des dommages auxquelles les acteurs décident d'adhérer. Cette gestion reste complexe et très subtile du fait de la présence sur un même territoire d'acteurs hétérogènes ayant des intérêts et des points de vue propres.
Dans cette perspective, ces questionnements ont été abordés en trois parties, chacune d'entre elles s'intéressant respectivement à l'identification des impacts, à leur évaluation et enfin à une proposition de règles d'imputation des dommages.

La première partie a permis une présentation de l'estuaire de la Gironde. Les principales activités humaines ont été examinées en mettant l'accent sur les pressions engendrées. En effet, l'estuaire abrite une activité portuaire nécessitant, par le biais d'activités lourdes, l'aménagement d'un chenal de navigation. La centrale nucléaire du Blayais, de par la nécessité de refroidissement de ses circuits, provoque des augmentations localisées de la température et, de par la filtration des eaux prélevées, des destructions de juvéniles. L'estuaire de la Gironde draine un vaste bassin versant avec des activités industrielles, agricoles, urbaines… Enfin il est aussi le lieu d'activités de pêche professionnelle et de loisir. L'analyse cartographique effectuée par Anne-Sophie Martin (2006) a permis une localisation de ces pressions. Ceci a amené une réflexion sur la difficulté de gestion d'un tel actif. Les acteurs sont très divers et ont donc des intérêts et des points de vue différents. En matière de gestion d'actifs multifonctions, la concertation et la participation des acteurs concernés sont régulièrement préconisées par la gouvernance territoriale. Ainsi, une enquête a été menée auprès de soixante-dix-neuf experts. En effet, en l'absence d'études évaluant les impacts physiques, chimiques et biologiques de ces pressions anthropiques, ce sont les perceptions des acteurs qui vont guider leurs décisions et leurs prises de position. Cette enquête a donc permis de révéler les perceptions de ces experts, trois domaines ont été privilégiés, le système fluvio-estuarien pris dans son ensemble et deux sous-groupes : les ressources halieutiques et les

zones humides. Grâce à une analyse multivariée, une typologie des pressions anthropiques a pu alors être réalisée. Celle-ci a révélé les activités d'aménagements, les activités de rejets, celles générant des impacts forts ou faibles… Une typologie des experts a été ensuite établie. Ils s'opposent, à la fois, en fonction de leur incertitude ou de leur prise de position mais également en fonction de leurs caractéristiques propres : acteurs de terrain ou de conseil ou acteurs liés aux activités de pêche... Enfin ces deux typologies ont été croisées et ont révélé que les pêcheurs amateurs ont tendance à être indécis. Les pêcheurs professionnels et les associations de pêche professionnelle sont inquiets et souvent proches (sauf dans le cas des zones humide). Les scientifiques et les administrations ont des profils similaires. Enfin, l'analyse économétrique a montré l'importance de l'appartenance principale et des domaines de compétence de chaque expert dans l'image qu'il se fait de son environnement.

Pour terminer les différentes analyses ont révélé que la perception des impacts subis par le système fluvio-estuarien est assez proche de celle des impacts subis par les ressources halieutiques. Ainsi ces dernières pourraient être utilisées comme témoin révélateur des impacts subis par l'estuaire pris dans sa globalité. Les ichtyologistes sont d'ailleurs de plus en plus sollicités, notamment dans la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau, pour examiner le « bon » état des milieux écologiques en étudiant le niveau et l'évolution des stocks de poissons.
Pour toutes ces raisons, les stocks halieutiques sont apparus comme une composante importante dans la révélation de l'état d'un écosystème estuarien et comme une composante intégratrice de la qualité du milieu. Ainsi ces stocks ont été au centre des réflexions menées au cours de la seconde et de la troisième partie.

La seconde partie a eu pour objectif l'évaluation des impacts subis par l'estuaire de la Gironde en prenant les stocks de poissons et plus particulièrement le stock de grande alose comme témoin. Pour cela, un modèle bioéconomique a été mis en place. L'objectif était d'examiner les variations de surplus des pêcheurs professionnels en fonction de la dynamique de stock, ce dernier étant impacté par l'activité de pêche elle-même et par des activités extérieures. Généralement, de tels modèles, dits bioéconomiques, considèrent deux secteurs : l'halieutique et l'économique. Ils ont d'ailleurs été présentés dans le cas d'une approche statique puis dynamique. Pour révéler l'impact des activités, un nouveau secteur a été intégré : celui de l'impact extérieur. Le raisonnement s'est fait ensuite par secteur. Le premier d'entre eux traitait des caractéristiques des stocks. La capacité d'accueil, le taux de croissance

intrinsèque et le taux de capturabilité ont été estimés. Deux méthodes ont alors été mise en place permettant d'obtenir des intervalles de variation de ces paramètres : la méthode d'équilibre (où l'on a supposé que la biomasse reste constante dans le temps) et la méthode des modèles de surplus de production (où l'hypothèse d'équilibre a été rejetée). Des données déjà estimées par le CEMAGREF de Bordeaux ainsi que des données économiques ont été introduites pour calibrer le modèle. Le volet économique a estimé, tout d'abord, une fonction de coût qui dépendait du type de pêcheurs (fluviaux ou marins pêcheurs) et du nombre de bateaux. Une fonction de prix a été également modélisée. Les quantités débarquées et le prix de deux autres espèces ont alors été pris en compte. Enfin le secteur de l'impact a intégré les données estimées par les thèses de Boigontier et Mounie (1982) et de Taverny (1991). Trois activités extérieures ont été retenues : la centrale nucléaire du Blayais qui détruit, du fait de l'activité de filtration de l'eau, des juvéniles ainsi que deux pêcheries commerciales (civellière et crevettière) qui effectuent des captures accessoires de juvéniles. Il a alors été nécessaire d'exprimer ces juvéniles en équivalents géniteurs sachant que cinq ans sont nécessaires à une jeune alose pour devenir un adulte. Finalement, une fois les secteurs étudiés, une maximisation du profit a été réalisée sous la contrainte de la dynamique de stock. Deux cas ont été pris en compte. Sachant que les données de biomasse et de capture récoltées étaient postérieures à l'année de mise en place de la centrale, le cas de référence a été celui « avec impact ». Une modélisation a permis de générer les niveaux de biomasses qui auraient été obtenus si les activités n'avaient pas eu lieu. Ce second cas correspond alors celui « sans impact ». Ces deux situations ont engendré deux niveaux de profits comparables. Les maximisations ont révélé une perte de profit des pêcheurs professionnels de l'alose due aux trois activités et une hiérarchisation économique de ces impacts. En considérant à la fois sur la période 1987-1993, la perte due à la centrale nucléaire et le surplus des consommateurs, l'impact génère une perte de 9 033 056 euros. Si l'on tient compte du fait que le chiffre d'affaires de la pêcherie s'est réduit au taux moyen annuel de 1,4%, le dommage total est alors de 7 982 647 euros. Une analyse de sensibilité a montré alors l'importance de l'estimation de la fonction de prix c'est-à-dire de l'élasticité-prix et des effets prix. D'ailleurs, une diminution de 10% de l'élasticité est très significative, elle diminue les profits et les manques à gagner pour la profession de 25%.

Enfin la dernière partie s'est intéressée au partage du dommage économique créé. L'objectif était de trouver une règle d'imputation du dommage entre l'ensemble des acteurs concernés. Les méthodes tirées de la littérature sur le partage des coûts ou des surplus joints

ont alors été rappelées en intégrant une nouvelle interprétation : le partage de dommage joint. Leurs définitions ainsi que leurs principales propriétés ont été exposées. Le choix d'une méthode dépendra des caractéristiques de l'impact, des propriétés vérifiées et du cas particulier du problème posé. La première distinction provient de l'additivité ou de la sur-additivité (sous-additivité) du dommage. Parmi les méthodes additives, la seconde distinction repose sur son caractère soit homogène soit hétérogène de l'impact. Dans le dernier cas, celui-ci peut être divisible ou indivisible. Ces méthodes apportent un premier élément de réflexions quant à la gestion d'acteurs hétérogènes, même si celles-ci n'intègrent pas la dimension temporelle. Elles permettent, tout de même, de proposer des outils de cohabitation et de partage d'un même territoire. Ainsi ces mécanismes conduiront à une gestion équilibrée de la ressource. Une illustration a ensuite été analysée : le partage d'une espèce migratrice (la grande alose) entre deux groupes de pêcheurs et une entreprise. Les deux types pêcheurs sont dits vulnérables car dépendants du milieu à l'inverse de l'entreprise. Deux cas ont été étudiés. Le premier cas s'est concentré uniquement sur les deux pêcheurs, l'entreprise étant considérée comme un facteur exogène. Un stock seuil a été défini au-delà duquel la coopération perdure et en deçà duquel des périodes de punition sont mises en place. Les stratégies coopératives et non coopératives ont été examinées dans le cas où l'impact est observable et dans le cas où il ne l'est pas. L'application numérique a alors révélé que, lorsque l'impact est observable, les deux groupes de pêcheurs ont tout intérêt à coopérer. Leurs profits sont alors plus élevés. La biomasse est aussi plus importante. Ainsi, cette coopération est à la fois bénéfique en terme de profit mais aussi en terme de préservation de la ressource. Par contre, la situation où l'impact n'est pas observable peut générer un profit joint inférieur au cas de non coopération. Le second cas a intégré l'entreprise comme facteur endogène. Pour cela il a été nécessaire de considérer un mécanisme incitatif pour que l'entreprise accepte de coopérer : les parts de dommage. De nouvelles applications numériques ont alors été réalisées. Trois situations ont été abordées en fonction du niveau de probabilité de déviation de l'entreprise. Finalement, plus la probabilité de déviation augmente, plus le profit joint augmente. Les biomasses sont, dans les trois cas, supérieures à celles de non coopération. Globalement, les profits joints des pêcheurs semblent avoir tendance à être plus importants lors de la coopération partielle. Du point de vue du niveau du stock, en fonction de l'observabilité de l'impact industriel, il peut être plus intéressant de mettre en place une coopération totale plutôt qu'une coopération partielle. D'un point de vue pratique, le système de coopération partielle peut être appliqué sans régulateur ou planificateur à l'inverse de celui de coopération totale qui nécessite qu'un agent extérieur fixe et/ou collecte les parts de dommage de chacun des acteurs. Enfin pour

terminer, cette coopération semble fragile et sujette à l'état du milieu écologique. En effet, si un acteur décide, quelle(s) que soit la ou les raisons, d'émettre un impact entraînant un état du milieu trop faible (d'après les critères établis par les acteurs en début de négociation) la coopération de l'ensemble des agents ne peut perdurer (malgré leurs bonnes volontés). Cette conclusion illustre bien la difficulté de mener une politique de gouvernance territoriale.

Ce travail a rencontré plusieurs limites principalement dues aux données disponibles. Le manque de données économiques n'a pas permis de réaliser des estimations des fonctions de coûts et de prix plus fines et plus complexes. Pour les coûts, seule l'enquête PECOSUDE (2000) a pu être utilisée mais elle ne s'intéresse seulement qu'à dix marins pêcheurs et à dix fluviaux. Une enquête globale sur plusieurs années devrait être mise en place pour mieux apprécier les coûts d'une pêcherie. Il sera alors intéressant d'obtenir les coûts par espèce. Une fonction de coûts multi-produits permettrait de mieux représenter la structure d'une pêcherie. Cette analyse de coût pourrait, dans le long terme, permettre d'expliquer l'évolution de la pêcherie en terme de choix des espèces cibles, de choix des techniques de pêche… De la même façon, des données plus précises concernant les prix devraient être récoltées. En effet, nous ne disposions que d'un prix moyen annuel pour l'ensemble des pêcheurs. Il devrait être possible de connaître les prix pratiqués par pêcheur pour évaluer l'évolution de la production halieutique dans le temps et permettre d'estimer les déterminants d'une fonction de prix. En effet une mauvaise compréhension de ceux-ci peut mener à des politiques mal adaptées. Ces déterminants peuvent être de nature très différentes (productions actuelles et passées d'une, de deux, voire de plusieurs années, les prix, les importations, le changement climatique, les stratégies des acteurs directs de la filière…).
Concernant les données halieutiques, des incertitudes subsistent au sujet des niveaux de biomasse, de la relation stock-recrutement ou de la relation géniteur-juvénile. Les résultats sont soumis aux avancées scientifiques concernant l'évaluation et la connaissance des stocks d'alose. Au niveau des captures, il serait intéressant d'introduire à la fois la fraude très certainement pratiquée par les pêcheurs professionnels mais aussi des données plus précises au sujet de la pêche récréative et du braconnage. Ces données sont bien évidemment très difficiles à obtenir.

Concernant la première partie, une enquête pourrait être menée en se consacrant à une échelle plus fine, c'est-à-dire à une espèce ou à un groupe d'espèces de poissons. Cela permettrait de révéler les perceptions des impacts subis par ceux-ci et donc de pouvoir adapter précisément

des mesures de protection de cette ressource. Il serait alors intéressant d'estimer les bénéfices apportés par l'existence d'un poisson pour l'ensemble de la filière (évaluer la valeur d'usage, les bénéfices marchands et non marchands, la valeur d'existence, de leg…) pour les comparer aux coûts de mise en place d'une politique de préservation.

Concernant la seconde partie, dans un futur plus ou moins proche, l'objectif serait d'introduire d'autres données concernant l'impact des activités humaines. Il serait particulièrement judicieux d'examiner l'impact des dragages, des barrages et des extractions de granulats. Ces impacts devraient être estimés sur le stock de grande alose mais aussi sur d'autres stocks. L'introduction d'une pêcherie multi-espèces et plus particulièrement d'un système proie-prédateur (comme par exemple crevette-anguille) pourrait amener une analyse plus fine de ces impacts. En effet un impact négatif sur l'anguille pourrait se révéler positif pour la crevette, engendrant alors d'autres modifications dans l'écosystème.

Enfin le chapitre 6 pourrait être poursuivi en intégrant une dimension temporelle du partage des dommages. Les notions d'aléas, d'incertitude et d'asymétrie d'information amèneraient de nouvelles perspectives tout à fait déterminantes. Le chapitre 6 pourrait être affiné en intégrant des simulations sur de longues périodes. Ainsi le nombre de périodes de punition pourrait être simulé dans le cas où un pêcheur, du fait de la baisse de son niveau de profit, déciderait de dévier. L'intégration d'autres espèces et particulièrement de relations proie-prédateur pourrait également faire l'objet de nouvelles analyses. Une autre voie serait l'intégration d'un degré de coopération. En effet, dans le modèle, soit l'agent coopère, soit il dévie. On pourrait imaginer que ce passage de la coopération à la non coopération ne soit pas si brutal mais intègre plusieurs paliers. Ce changement de comportement donnerait certainement des résultats différents tant au niveau des stratégies coopératives qu'au niveau des biomasses et des profits évalués. Enfin, l'introduction des parts de dommage pourrait être réalisée avec d'autres méthodes de partage du dommage décrites dans le chapitre 5. Les nouveaux résultats modifieraient certainement les choix des acteurs. Il serait intéressant d'analyser dans quelle mesure ce changement de méthode affecterait leurs critères d'acceptation de la coopération. Dans le cadre d'une analyse globale, la théorie de l'agence pourrait permettre d'examiner les stratégies de court ou de long terme.

Ce travail de thèse et les perspectives qu'il ouvre n'auraient pu voir le jour sans une forte coopération interdisciplinaire. Nous exprimons notre gratitude pour avoir pu en bénéficier. Il

reste beaucoup à faire en économie de l'environnement, mais c'est le rapprochement avec les travaux d'autres disciplines qui offre les meilleures garanties de pertinence et d'efficacité.
Il serait illusoire de penser qu'il est possible de produire des outils d'aide à la gestion durable d'un territoire tel que l'estuaire de la Gironde sans un vaste effort de conceptualisation intégrée, sans une mise en commun des bases de données et des résultats acquis par les uns et les autres. Nous espérons que cette thèse illustre de façon convaincante le rôle qui peut revenir à l'analyse économique au côté d'autres domaines de compétence.

Bibliographie

ACALDE J. et SILVA J. A. 2004 *A proposal for Sharing Costs* Journal of Mathematical Economics 40, p. 831-845.

ALBAN N. et LEWIS N. 2005 *Evaluation des processus de concertation et de gouvernance du territoire sur le littoral aquitain* Vertigo La revue électronique en sciences de l'environnement, Vol 6 n°3.

ANDRE P., DELISLE C. et REVERET J-P 2003 *L'évaluation des impacts sur l'environnement. Processus, Acteurs et pratiques pour un développement durable* Presses Internationales Polytechnique.

AUBRY A. et ELLIOTT M. 2006 *The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts : Application to the Humber Estuary, UK* Marine Pollution Bulletin 53(1-4) p.1 75-85.

AUMAND A., BARTHÉLEMY D. et CARON P. 2006 *Definitions, references and interpretations of the concept of multifunctionality in France* European Series on Multifunctionality – n°10.

ASCHE F., BJORNDAL T. and GORDON D. 2005 *Demand structure for fish* SNF Working Paper No. 37/05 Institute for Research in Economics and Business Administration.

AYEVA T. 2003 *Gouvernance locale et renforcement des capacités. Quelques pistes de réflexion pour un développement territorial durable des collectivités rurales* Rapport de recherche No 3 Université de Rimouski, Québec.

BATAILLE C. et GALLEY R. 1999 *Rapport sur l'aval du cycle nucléaire* Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et technologiques. Rapport n°1359.

BENNETT J., ROLFE J. et LOUVIERE J.J. 2001 *Remnant Vegetation and Wetlands Protection: Non-market Valuation* , In : The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation, J. Bennett et R. Blamey (eds), Edward Elgar, Cheltenham, UK, p. 93-114.

BETRAND G. 2006 *Développement d'un indicateur de pressions anthropiques dans les masses d'eau de transition : Rapport bibliographique et traitement initial des données* Rapport de stage, CEMAGREF de Bordeaux.

BJORNDAL T. et MUNRO G. 1998 *The economics of fisheries management: a survey.* International Yearbook of Environmental and Resource Economics, p. 153-188.

BOIGONTIER B. et MOUNIE D. 1982 *Contribution à la connaissance de la dynamique de la macrofaune bentho-demersale et pélagique en Gironde. Tentatives et difficultés pour relativiser l'impact mécanique d'une centrale nucléaire : le Blayais (Gironde)*. Cemagref de Bordeaux, Division ALA/INP Toulouse, thèse doc. 3ième cycle, 491 p.

BONCOEUR J., ALBAN F., GUYADER O. et THEBAUD O. 2000 *Costs and Benefits of Implementing a marine reserve facing prey-predator interactions* Economics of Marine Protected Areas, Vancouver, BC.

BONCOEUR 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 ?* Monde en développement 2007/2, n° 138, p. 77-92.

BORJA A. FRANCO J. VALENCIA V. BALD J. MUXIKA I. JESUS BELZUNCE M. et SOLAUN O. 2004 *Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach* Marine Pollution Bulletin 48 p. 209-218.

BOYER M., MOREAUX M. et TRUCHON M**.** 2002a *Partage des coûts et tarification des infrastructures Enjeux, problématique et pertinence du partage efficace des coûts* CIRANO 2002RP-17.

BOYER M., MOREAUX M. et TRUCHON M 2002b *Partage des coûts et tarification des infrastructures Les méthodes de partage de coûts Un survol* CIRANO 2002RP-18.

BOYER M., MOREAUX M. et TRUCHON M 2002c *Partage des coûts et tarification des infrastructures Les méthodes de partage de coûts Propriétés* CIRANO 2002RP-19.

BOYER M., MOREAUX M. et TRUCHON M 2002d *Partage des coûts et tarification des infrastructures Les jeux de coûts : Définitions de propriétés souhaitables des solutions* CIRANO 2002RP-20.

BOYER M., MOREAUX M. et TRUCHON M 2002e *Partage des coûts et tarification des infrastructures Les jeux de coûts Principaux concepts de solution* CIRANO 2002RP-21.

BRODHAG G. 2000 *Information, gouvernance et développement durable* Revue internationale de science politique, Vol. 21, No. 3, p. 311-327.

BROMLEY D. W. 1991 *Testing for Common versus Private Property: Comment* Journal of Environmental Economics and Management Vol. 21, Number 1.

BUDZINSKI H., GOURSOLLE R. et LEMENACH K. 2002 *Etude de la contamination des réseaux trophiques estuariens en PCB : application à l'estuaire de la Gironde*. In Rapport final LITEAU Gironde : rôle de la dynamique des masses d'eau et des sédiments fins dans les transferts chimiques et biologiques dans l'estuaire (ed P. Castaing), p. 245-250.

CACHO O.J. 2000 *The role of Bioeconomic Model in Renewable Resource Management and Assessment of Solution Techniques* XXIV International Conference of Agricultural Economists, Berlin.

CADIMA E. L. 2003 *Fish Stock Assessment Manual* FAO.

CALVO E. et SANTOS J.C. 2001 *Prices in Mixed Cost Allocation Problems* Games and Economic Behavior 37, p. 243-258.

CAMERON T.A. et JAMES D. J. 1987 *Efficient Estimation Methods for « Closed-Ended » Contingent Valuation Surveys* The Reviews of Economics and Statistics, Vol. 69, N°2, p. 269-276.

CASTELNAUD G. 1993 *L'état de la pêche commerciale dans le système fluvio-estuarien de la Gironde* Contribution au Livre Blanc de l'Agence de l'Eau Adour Garonne.

CASTELNAUD G., BABIN D. 1990 *La pêche professionnelle aux filets et aux engins dans les eaux continentales françaises* CEMAGREF de Bordeaux.

CASTELNAUD G., LAMBERT P. ROCHARD E. 1998 *L'impact de la prise d'eau de la centrale nucléaire du Blayais en liaison avec la pêche commerciale* Commission Locale d'Information auprès du Centre de Production Nucléaire du Blayais.

CASTELNAUD G, ROCHARD E., LE GAT Y. E. 2001 *Analyse de la tendance de l'abondance de l'alose Alosa alosa en Gironde à partir de l'estimation d'indicateurs halieutiques sur la période 1977-1998* Bull. Fr. Pêche Piscic. p. 989-1015.

CHANSEAU M., CASTELNAUD G., CARRY L., MARTIN-VANDEMBULCKE D. et BELAUD A. 2005 *Essaie d'estimation du stock de géniteurs d'alose alosa alosa du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne sur la période 1987-2001 et comparaison de différents indicateurs d'abondance* Bulletin Français Pêche Piscicole 374 p. 1-19.

CHARLES A.T. 1988 *Fishery Socioeconomics: a survey* Land Economics, Vol. 64, n°3.

CLARK CW 1985 *Bioeconomic Modelling and Fisheries Management*, New York Wiley-Interscience.

CLARK C. W. 1990 *Mathematical Bioeconomics: the Optimal Management of Renewable Resources* New York : Wiley-Interscience, 2nd edition.

COLLETIS G., GILLY J-P et PECQUEUR B. 2002 *La concurrence des territoires : les nouvelles échelles de la régulation*, in Boyer R., La régulation : état des savoirs 2, La découverte, Paris.

CONRAD J.M. 1999 *Resource Economics* Cambridge University Press.

CONRAD J.M. et ADU-ASAMOAH R. 1986 *Single and Multispecies Systems: The Case of Tuna in the Eastern Tropical Atlantic* Journal of Environmental Economics and Management 13, p. 50-68.

EDGAR G.J., BARRETT N.S., GRADDON D.J. et LAST P.R. 2000 *The conservation significance of estuaries : a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study* Biological Conservation 92 p. 383-397.

Electricité de France *Centre Nucléaire de Production d'Electricité du Blayais. Au fil du courant*.

ESCOFIER B. et PAGES J. 1999 *Analyses factorielles simples et multiples, Objectifs, méthodes et interprétation*, Dunod, 284 p.

FAO 1999 *Directives Techniques pour une Pêche Responsable* Aménagement des Pêcheries – 4, Rome.

FLAATEN O. 1991 *Bioeconomics of Sustainable Harvest of Competing Species* Journal of Environmental Economics and Management 20, p. 163-190.

FLAATEN O. 1998 *On the bioeconomics of predator and prey fishing* Fisheries Research p.179-191.

FLEMING C.M. et ALEXANDER R.R. 2003 *Single-species versus multiple-species models: the economics implications* Ecological Modelling 170.

FISHER R.D. et MIRMAN L.J. 1992 *Strategic dynamic interaction. Fish wars* J. Econom. Dynamics Control 16, p. 267-287.

FITZSIMONS J. et WESCOTT G. 2007 *Perceptions and attitudes of land managers in multi-tenure reserve networks and the implications for conservation* Journal of Environmental Management Vol. 84 Issue 1, p. 38-48.

FRIEDMAN E. 2002 *Strategic properties of heterogeneous serial cost sharing* Mathematical Social science 44, p. 145-154.

FRIEDMAN E. et MOULIN H. 1999 *Three Methods to Share Joint Costs and Surplus* Journal of Economic Theory 87, p. 275-312.

GARZA-GIL M.D., Valera-Lafuente M. et Suris-Regueiro J.C. 2003 *European hake fishery bioeconomic management (southern stock) applying an effort tax"* Fisheries Research 60 p. 199-206.

GIRARDIN M. CASTELNAUD G. et BEAULATON L. 2005 *Surveillance halieutique de l'estuaire de la Gironde : Suivi des captures 2003. Etude de la faune circulante 2004* Rapport pour EDF CNPE du Blayais/ Etude CEMAGREF, groupement de Bordeaux, Cestas n°91.

GILLY B. 1989 *Les modèles bio-économiques en halieutique : démarches et limites*, Cah. Sci. Hum. 25 (l-2) 1989 p. 23-33.

GORDON H.S. 1954 *The economic theory of a common property resource: the fishery* Journal of Political Economy, vol. 62, p. 124-143.

GOXE A. 2007 *Gouvernance territoriale et développement durable : implications théoriques et usages rhétoriques* dans La gouvernance territoriale Pratiques, discours et théories Sous la direction de Romain Pasquier, Vincent Simoulin et Julien Weisbein Droit et Société Maison des Sciences de l'Homme.

GRIFFIN W. *A General Bioeconomic Fisheries Simulations Model : Description, Calibration, Validation and Application* Université du Texas.

GUEZENNEC L., ROMAÑA L.A., GOUJON R., MEYER R. *Seine –Aval : un estuaire et ses problèmes.*

GUYOMARD H. 1999 *La multifonctionnalité de l'agriculture : éléments d'analyse de la position française dans la perspective des prochaines négociations agricoles multilatérales à l'OMC* Note rédigée pour le cabinet du Ministère de l'agriculture et de la pêche. INRA ESR Rennes, 32 p.

GULLAND J.A. 1969 *Manual of methods for fish stocks assessment Part I fish population analysis*. FAO Fish. Tech. Pap., n°40, 68 p.

HANNESSON R. 1983 *Optimal harvesting of ecologically interdependent species* Journal of Environmental Economics and Management, 10, p. 329-345.

HANNESSON R. 1998 *Marine Reserves: What Should They Accomplish* Marine Resource Economics 11, p. 157-71.

HANNESSON R. 1995 *Sequential fishing: cooperative and non-cooperative equilibria,* Nat. Resour. Modeling 9, p. 51-59.

HANNESSON R. 1997, *Fishing as a supergame*, J. Environ. Econom. Management 32, p. 309-322.

HAVIV M. 2001 *The Aumann-Shapley price mechanism for allocating congestion costs* Operations Research Letters 29, p. 211-215.

KOLPIN VAN 1996 *Multi-Product serial Cost Sharing: An Incompatibility with Additivity Axiom* Journal of Economic Theory 69, p. 227-233.

KOPEL M. et SZIDAROVSKY F. 2006 *Resource Dynamics under Partial Cooperation in an Oligopoly* Journal of Optimization Theory and Application, Vol. 128, N°2, p. 393-410.

KOSTER M., TIJS S. et BORM P. 1998 *Serial cost sharing method for multi-commodity situations* Mathematical Social Science 36, p. 229-242.

JEANNEAUX P. 2006 *Economie de la décision publique et conflits d'usages pour un cadre de vie dans les espaces ruraux et périurbains* Développement Durable et Territoires.

JOST C. 1998 *Comparaison qualitative et quantitative de modèles proie-prédateur à des données chronologiques en écologie* Institut national agronomique Paris-Grignon, thèse.

LALOË F. 1990 *Présentation générale des modèles globaux pour l'étude des populations marine exploitées* Chapitre 9 du livre de Brethes J.C. et O'Boyle R.N.. *Méthodes d'évaluation des stocks halieutiques*, Centre International d'Exploitation des Océans, Québec.

LAMBERT P., MARTIN VANDEMBULCKE D., ROCHARD E., BELLARIVA J.L., CASTELNAUD G. 2001 *Age à la migration de reproduction des géniteurs de trois cohortes de grandes aloses (Alosa alosa) dans le bassin versant de la Garonne* Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 362/363 p. 973-987.

LAPAQUELLERIE Y., MAILLET N., JOUANNEAU J.M., COAKLEY J.P. et LATOUCHE C. 1996 *Flux de matières en suspension et de cadmium dans le Lot* Hydroécologie Appliquée 8, p. 173-191.

LAUKKANEN M. 2003 *Cooperative and non-cooperative harvesting in a stochastic sequential fishery* Journal of Environmental Economics and Management 45, p. 454-473.

LAUREC A. et LE GUEN J.C. 1981 *Dynamique des populations marines exploitées*, tome I. Rapport scientifique et technique n°45, Publications du CNEXO, Brest.

LAURENT C. 2000 *La multifonctionnalité de l'agriculture* In Towards an Agreement between EU and Mercosur Durand M.-F., Giordano P., Valladao A. Eds. Presses Sciences Po.

LEAMER E. 1983 *Let's take the Con Out of Econometrics* The American Economic Review, Vol. 73, N°1, p. 31-43.

LEAMER E. 1985 *Sensitivity Analyses Would Help* The American Economic Review, Vol. 75, N°3, p. 308-313.

LEBART L, MORINEAU A., PIRON M. 1995 *Statistique exploratrice multidimensionnelle* Dunod, Paris.

LE GALES P. 1995 *Du Gouvernement des villes à la gouvernance urbaine* Revue Française des Sciences Politiques, Vol. 45 n°1.

LE GALLIC B., MARDLE S. et BONCOEUR J. 2005 *Les objectifs d'une politique publique vus par les acteurs : une analyse multicritères de la politique commune de la pêche* Revue de l'Institut d'Economie Publique, n°16.

LE GALLIC B. 2001 *Modélisation bioéconomique et gestion durable d'un système complexe de ressources communes renouvelables. Application au cas des pêcheries de la Manche.* Thèse de doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale.

LE GOFFE P. 2003 *Multifonctionnalité des prairies : comment articuler marché et politiques publiques ?* INRA Prod. Anim., 16, p. 175-182.

LÉVÊQUE Ch., MUXART T., ABBADIE L., WEIL A. et van der LEEUW S. 2003 *L'anthroposystème : entité structurelle et fonctionnelle des interactions sociétés – milieux* In LÉVÊQUE Ch. et van der LEEUW S. (éds) *Quelles natures voulons-nous ?*, Elsevier, Paris, p. 110-129.

LEVHARI D. et MIRMAN L. J. 1980 *The great fish war: an example using a dynamic Cournot-Nash solution* Bell Journal of Economics 11, p. 322-334.

LEVINE R. et RENELT D. (1992) *A Sensitivity Analysis of Cross-Country Growth Regressions* The American Economic Review, Vol. 82, N°4, p. 942-963.

LOBRY J. 2004 *Quel référentiel de fonctionnement pour les écosystèmes estuariens? Le cas des cortèges de poissons fréquentant l'estuaire de la Gironde* CEMAGREF de Bordeaux, Thèse de doctorat de l'Université Bordeaux 1.

LOBRY J., MOURAND L., ROCHARD E. et ELIE P. 2003 *Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a comparison of European estuaries perspective* Aquating Living Resources 16 p. 47-58.

LOCHET A. 2006 Dévalaison des juvéniles et tactiques gagnantes chez la grande alose *Alosa alosa* et l'alose feinte *Alosa fallax* : *Apports de la microchimie et de la microstructure des otolithes* Thèse de doctorat de l'Université Bordeaux 1.

MACKINSON S, VAN DER KOOIJ J. 2006 *Perceptions of fish distribution, abundance and behaviour: Observations revealed by alternative survey strategies made by scientific and fishing vessels*. Fisheries Research; 81 p. 306-15.

MAHE L.-P., ORTALO-MAGNE F. 2001 *Politique agricole un modèle européen*. Presses de Sciences Po, Paris, 235 p.

MARDLE S. et PASCOE S. 2000 *Use of evolutionary methods for bioeconomic optimization models: en application to fisheries* Agricultural Systems 66 p. 33-49.

MARTIN A-S. 2006 *Inventaire et cartographie des pressions subies par le système fluvio-estuarien de la Gironde* Rapport de stage CEMAGREF de Bordeaux .

MARTIN D. 1999 *Dynamique de population de la grande alose (Alosa alosa, L. 1758) dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne (France) : analyse et prévision par modélisation.* Thèse de doctorat, Ecole Nationale Polytechnique de Toulouse, 115 p.

MAY R., BEDDINGTON R., CLARK C.W., HOLT S.J. et LAWS R. M. 1979 *Management of multispecies fisheries* Science 205, p. 267-277.

MONDERER D. et NEYMAN A. 1988 *Values of smooth nonatomic games: the method of multilinear approximation* Roth A. (Ed.), The Shapley Value Cambridge University Press, Cambridge.

MOULIN H. 1995 *On additive methods to share joint costs* The Japanese Economic Review Vol. 46 n°4.

MOULIN H. 2002 *Axiomatic cost and surplus sharing* Handbook of Social Choice and Welfare Volume I Edited by K.J. Arrow, A.K. Sen et K. Suzumura.

MOULIN H. 2006 *The price of anarchy of serial, average, and incremental costsharing*, Rice University.

MOULIN H. et SHENKER S. 1992 *Serial Cost Sharing* Econometrica 60, p. 1009-1037.

MOULIN H. et SHENKER S. 1994 *Average Cost pricing versus Serial Cost sharing: An Axiomatic Comparison* Journal of Economic Theory 64, p. 178-201.

MOULIN H. et SHENKER S. 1999 *Distributive and Additive Cost sharing of an Homogeneous Good* Games and Economic Behavior 27, p. 299-330.

MOULIN H et SPRUMONT Yves 2005 *On demand responsiveness in additive cost sharing* Journal of Economic Theory 125 p. 1-35.

MOULIN H et SPRUMONT Yves 2006 *Responsibility and cross-subsidization in cost sharing* Games and Economic Behavior 55 p. 152-188.

MUNRO G. R. 1979 *The optimal management of transboundary renewable resources* Canadian Journal of Economics 12(8), p. 355-376.

MUNRO G. et SCOTT A. 1985 *The economics of fisheries management* Handbook of Natural Resource and Energy Economics, vol. II, edited by A.V. Kneese and J.L. Sweeney.

Observatoire de l'Energie 1995 *La production d'électricité en France et dans les régions statistiques de 2000 à 2003* Direction Générale de l'Energie et des Matières Premières.

PANAYOTOU T. 1982 *Management Concepts for Small-scale Fisheries: Economic and Social Aspects* FAO Fisheries Technical Paper No 228.

PASQUAUD S. 2006 *Les relations trophiques : éléments de structuration des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien. Application à l'estuaire de la Gironde* Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1.

PASQUAUD, S., LOBRY, J., et ELIE, P. 2007 *Facing the necessity of describing estuarine ecosystems: a review of food web ecology study techniques*. Hydrobiologia, Vol. 588 N°1, p. 159-172.

PASQUIER R. et WEISBEIN J. 2007 *La « gouvernance territoriale » : une perspective pragmatique* dans La gouvernance territoriale Pratiques, discours et théories Sous la direction de Romain Pasquier, Vincent Simoulin et Julien Weisbein Droit et Société Maison des Sciences de l'Homme.

PECQUEUR Bernard 2000 *Le développement local*, Syros, Deuxième édition.

PECQUEUR Bernard 2002 Politiques publiques, action publique et spécificités territoriales Les Cahiers de la Multifonctionnalité Numéro 1 Multifonctionnalité et territoires sous la direction de D. Vollet 2002.

PIERRU A. 2007 *Allocating the CO_2 of oil refinery with Aumann-Shapley prices* Energy Economics, Vol. 29 Issue 3 p. 563-577.

PRAGER M.H. 1994 *A suite of extensions to a non equilibrium surplus-production model* Fishery Bulletin 92 p. 373-389(2).

PRAGER M.H. 2005 *User's manual for ASPIC : a stock –production model Incorporating covariates (ver.5) and auxiliary programs* National Marine Fisheries Service Beaufort Laboratory Document BL-2004-01.

PRIGENT M. et FONTENELLE G. 2006. *Perceptions et attentes des professionnels de Manche Est vis à vis de l'écosystème qu'ils exploitent.* Rapport final du contrat d'étude IFREMER - Agrocampus Rennes avril - septembre 2006. 79p.

RAAKJÆR NIELSEN J., MATHIESEN C. 2006 *Stakeholder preferences for Danish fisheries management of sand eel and Norway pout*. Fisheries Research 77 p. 92-101.

RAMADE F. 2005 *Eléments d'Ecologie*, 6e édition, Dunod, 863 p.

REVERET P. 1991 *La pratique des pêches. Comment gérer une ressource renouvelable*, Paris, L'harmattan.

ROCHES C. 2003 *Etat des lieux de la pêche professionnelle sur l'estuaire de la Gironde* Rapport de stage Université Bordeaux IV.

ROPPARS C. 2002 *Analyse des politiques de régulation d'une ressource renouvelable : une application sur le gisement de coquilles Saint-Jacques exploité en baie de Saint Brieux* Thèse de doctorat de l'Université de Rennes 1.

ROTH ALVIN E. 1988 *The expected utility of playing a game.* Roth A. (Ed.), The Shapley Value Cambridge University Press, Cambridge.

ROUSSEAU L. et DEFFUANT G. 2005 *Gestion des territoires : aider à la formulation collective de problèmes* Natures Sciences et Sociétés 13 p.21-32.

SANCHIRICO J.N. et WILEN J.E. 1999 *Bioeconomics of Spatial Exploitation in a Patchy Environment* Journal of Environmental Economics and Management, 37, p. 129-150.

SANCHIRICO J.N. et WILEN J.E 2001 *A bioeconomic Model of Marine Reserve Creation* Journal of Environmental Economics and Management, 42, p. 257-276.

SCHAEFER M.B. 1957 *Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of commercial marine fisheries* Journal of the Fisheries Research Board of Canada, n°14, p. 669-681.

SCHUBERT K. et ZAGAME P. *L'environnement - Une nouvelle dimension de l'analyse économique* Viubert, Paris, 1998.

SCOTT A. 1955 *The fishery: the objectives of sole ownership* Journal of Political Economy n°63 (2), p. 116-124.

SHUBIK Martin 1962 *Incentives, decentralized control, the assignment of joint costs ad internal pricing* Management Science 8 p. 325-343.

SIMOULIN V. 2007 *La gouvernance territoriale : dynamiques récursives, stratégiques et organisationnelles* dans La gouvernance territoriale Pratiques, discours et théories Sous la direction de Romain Pasquier, Vincent Simoulin et Julien Weisbein Droit et Société Maison des Sciences de l'Homme.

SMITH M.D. Two *Econometric Approaches for Predicting the Spatial Behavior of Renewable Resource Harvesters* Land Economics 78(4), p. 522-538, 2002.

SPRUMONT Y. 1998 *Ordinal Cost Sharing* Journal of Economic Theory 81 p. 126-162.

SPRUMONT Yves 2000 *Coherent Cost-Sharing Rules* Games and Economic Behavior 33, p. 126-144.

SPRUMONT Y. 2004 *Aumann-Shapley pricing: A reconsideration of the discrete case* Document de travail, Université de Montréal.

SPRUMONT Y. 2005 *On the discrete version of the Aumann-Shapley cost-sharing method* Econometrica, Vol. 73, N°5, p. 1693-1712.

SPRUMONT Y. et WANG Y. T. 2000 *A characterisation of the Aumann-Shapley Method in the Discrete Cost Sharing* Mode Document de travail.

SUMAILA U. R. 1999, *A review of game-theoretic models of fishing*, Maine Policy, Vol.23, N°1, p. 1-10.

SZIDAROVSZKY F. et OKUGUGHI K. 2000 *A Dynamic Model of International Fishing* Seoul Journal of Economics, Vol. 13, p. 471-476.

STOKER G., 1998, « Cinq propositions pour une théorie de la gouvernance », *Revue internationale de sciences sociales*, 155, mars, p. 19-30.

TAICLET A-F. 2007 Le développement économique territorial au regard des hypothèses de la gouvernance territoriale dans La gouvernance territoriale Pratiques, discours et théories Sous la direction de Romain Pasquier, Vincent Simoulin et Julien Weisbein Droit et Société Maison des Sciences de l'Homme.

TAUMAN Y. 1988 *The Aumann-Shapley prices: a survey* Roth A. (Ed.), The Shapley Value Cambridge University Press, Cambridge.

TAVERNY C. 1991 *Contribution à la connaissance de la dynamique des populations d'aloses (alosa alosa et alosa fallax) dans le système fluvio estuarien de la Gironde : pêche, biologie, écologie. Études particulières de la dévalaison et de l'impact des activités humaines*, thèse CEMAGREF de Bordeaux/Université Bordeaux I, 450 p. + annexes.

TÉJÉDO C. et TRUCHON M. 2002 *Serial cost sharing in multidimensional contexts* Mathematical Social Sciences 44, p. 277-299.

THOMSON W. 1994 *Cooperative models of bargaining*, dans R.J. Aumann, S. Hart (Eds.), Handbook of Game Theory Vol. 2, Elsevier, Amsterdam, 1994.

ULRICH C. 2000 *Modélisation multi-flotilles et multi-métiers des pêcheries artisanales de la Manche. Evaluation plurispécifique des stocks, étude des interactions techniques et intégration dans la modélisation bioéconomique* Thèse de doctorat de l'ENSAR.

VATN A. 2001. *Transaction costs and multifunctionality*. OECD Workshop on multifunctionality, Paris, 2-3 July, 23 p.

VERMERSCH D. 2001 *La multifonctionnalité : mise en œuvre du cadre analytique de l'OCDE : une revue de la littérature en France* -Paris : OCDE ; Organisation de Coopération et de Développement Economiques ; Direction de l'alimentation, de l'agriculture et des Pêcheries; Comité de l'Agriculture, 25 p.

WANG Y. T. 2002 *Proportionally adjusted marginal pricing method to share joint costs* Review Economic Design 7, p. 205-211.

WANG Y. T et ZHU D. 2002 *Ordinal proportional cost sharing* Journal of Mathematical Economics 37, p. 215-230.

WANG Y. T. 1999 *Axiomatic Cost Sharing* Thèse de doctorat de l'Université de Montréal.

WEGNER A., MOORE S.A. et BAILEY J. 2005 *Consideration of biodiversity in environmental impact assessment in Western Australia: practitioner perceptions* Environmental Impact Assessment Review 25, p. 143-162.

YODZIS P. 1994 *Predator-Prey theory and management of multispecies fisheries* Ecological Applications, 4(1), p. 51-58.

Annexes

Annexe I-1 : Le questionnaire de l'enquête Perception des impacts 293

Annexe I-2 : Les sorties SPAD 303

Annexe I-3 : Analyse multivariée 316

Annexe I-4 : Tableau croisé Appartenances principales et Domaines de compétence .. 318

Annexe I-5 : Les modèles Probit Appartenance principale 320

Annexe I-6 : Les modèles Probit Domaines de compétence 323

Annexe I-7 : Analyse multivariée avec domaines de compétence 326

Annexe II-1 : Modélisation de la contrainte 334

Annexe II-2 : Résultats ASPIC 337

Annexe II-3 : Modélisation de la fonction de coût 345

Annexe II-4 : Le calendrier de pêche 346

Annexe II-5 : Modélisation de la fonction de prix 347

Annexe II-6 : Analyse de la sensibilité avec des prix constants 348

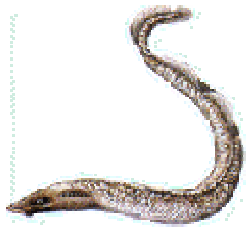
Annexe III-1 : Les méthodes de partage de dommage joint 350

Annexe III-2 : Application numérique avec prix fixés 354

Annexe I-1 : Le questionnaire de l'enquête Perception des impacts

ENQUETE SUR LA PERCEPTION DES IMPACTS AFFECTANT

L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE





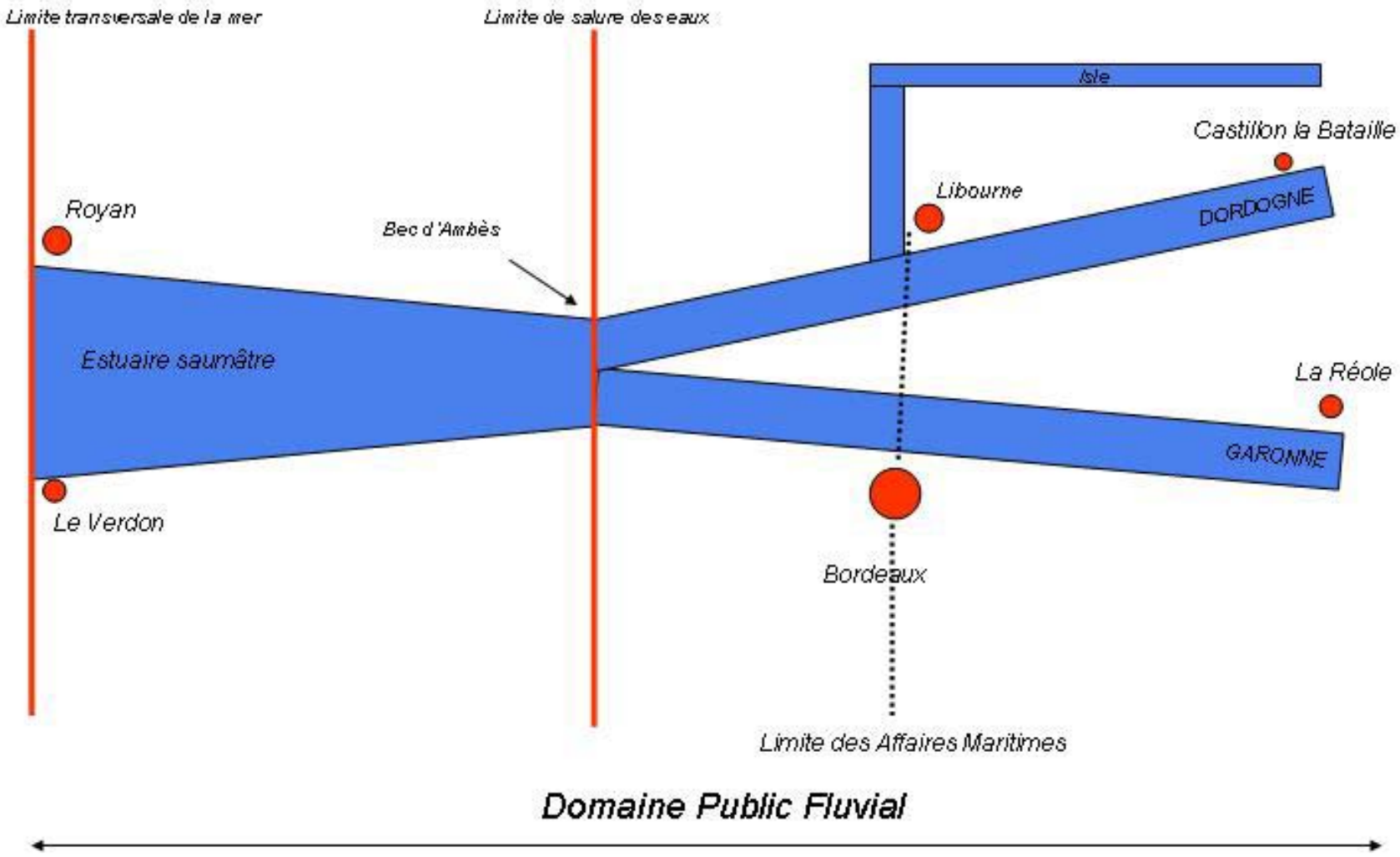


UNIVERSITE MONTESQUIEU
BORDEAUX IV

GRAPE UMR-CNRS 5113

Responsables : Patrick POINT
Jean Jacques MALFAIT

Système fluvio-estuarien de la Gironde



ENQUETE SUR LA PERCEPTION DES IMPACTS AFFECTANT L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

L'investigation qui donne naissance à cette enquête rejoint des activités de recherche engagées en partenariat avec le GIS ECOBAG sur le système fluvio-estuarien de la Gironde.

Bien que cet ensemble soit moins éloigné que d'autres d'un état naturel de référence comme en témoigne la présence de poissons migrateurs amphihalins, il souffre d'une vulnérabilité qui doit susciter une attention particulière.

Des impacts plus ou moins bien identifiés font sentir des effets diffus insuffisamment mesurés et difficiles à imputer. L'évolution de cet hydrosystème sous l'effet de ces impacts peut avoir des conséquences socio-économiques significatives. Ces conséquences ne s'expriment pas qu'en termes d'effets directs marchands. Il faut considérer également des effets marchands indirects et des effets non marchands. Ces derniers renvoient entre autres à la valeur de préservation de ce patrimoine et aux potentialités de développement qui peuvent se trouver inhibées.

Dans ce contexte, l'attention s'est portée sur la présence d'une pollution d'origine métallique et sur les effets du bouchon vaseux. D'autres impacts existent et méritent également qu'on en prenne la mesure.

Nous voudrions ici par le biais d'un questionnaire de taille modeste, recueillir l'opinion des uns et des autres sur les impacts qui affectent le système fluvio-estuarien. Il s'agit de confronter les perceptions que chacun peut avoir en fonction de son degré de connaissance du milieu et des activités qu'il exerce.

Cette démarche ne se substitue aucunement aux investigations telles que doivent les mener les disciplines des sciences de la nature et des milieux. Il faut continuer à analyser les processus bio-physico-chimiques qui sont à l'œuvre et comprendre la nature des perturbations que l'on fait subir à l'hydrosystème. Mais, bien qu'indispensable, il s'agit là d'une œuvre de longue haleine.

Aujourd'hui les connaissances accumulées, l'expérience de terrain des professionnels et des gestionnaires, l'opinion du simple citoyen, permettent d'introduire un questionnement sur la nature de ces impacts et sur leur hiérarchie dans la perspective d'une gestion durable.

Nous souhaitons donc recueillir votre jugement personnel. Celui-ci restera anonyme, puisque nous vous demandons simplement d'indiquer quel est votre secteur d'activité professionnel.

Vos réponses doivent être faites à titre personnel (avis d'expert). Elles n'engagent pas votre institution.

Les responsables : Patrick POINT
Jean Jacques MALFAIT

Merci pour votre aide. Vous serez tenu informés des résultats issus de cette enquête.

Présentation du déroulement du questionnaire

Le questionnaire comporte 6 tableaux classés de la façon suivante :

Notation de l'importance de l'impact d'activités et d'aménagements sur les ressources halieutiques migratrices et locales

Notation de l'importance des impacts sur les zones humides

Notation de l'importance des impacts sur l'ensemble du système fluvio-estuarien

Evaluation de moyens d'amélioration ou de préservation tels qu'ils sont mis en œuvre et tels qu'ils pourraient l'être si une amélioration paraît possible et souhaitable.

Domaine de compétence et d'intérêt des enquêtés.

Remarque. *Le questionnaire ne cherche à appréhender ni la totalité des impacts qui s'exercent sur le système fluvio-estuarien, ni la complexité de leurs interactions.*

Adresse de retour : *Anne Bournot*

GRAPE-CEEP UMR 5113

Université Montesquieu-Bordeaux IV
Av. Léon Duguit 33 608 PESSAC
Téléphone : 05 56 84 29 71
FAX : 05 56 84 29 64

Pour chacun de ces types activités ou aménagements, notez de 1 à 5 l'impact sur les ressources halieutiques (poissons, crustacés…) migratrices et locales.

1=impact très faible, 2= impact faible, 3=impact moyen, 4=impact fort, 5= impact très fort, sans opinion: cochez la case

Cochez la case choisie puis classez les trois principaux types	*Pas d'opinion*	*Note d'impact*	*Classez les trois principaux de 1 à 3*
Aménagements urbains (imperméabilisation des sols….)	☐		
Barrages	☐		
Digues de protection	☐		
Endiguements industrialo-portuaires	☐		
Dragages d'entretien de l'estuaire	☐		
Extraction de Granulats	☐		
Centrale du Blayais	☐		
Rejets urbains	☐		
Rejets industriels	☐		
Rejets des navires	☐		
Rejets agricoles (cuivre, pesticides, …)	☐		
Activités génératrices d'érosion (recalibrage, aménagements ruraux…)	☐		
Prélèvements d'eau pour usages divers	☐		
Aménagements de loisirs	☐		
Activités de loisirs de nature (promenades, excursions…)	☐		
Activités de loisirs à moteur (motonautisme)	☐		
Activités de pêche amateur à la ligne	☐		
Activités de pêche amateur avec engins autorisés	☐		
Activités de pêche professionnelle	☐		
Prolifération de nuisibles (ragondins, …)	☐		
Démoustication (effet sur la chaîne trophique, ….)	☐		
Autres impacts :	☐		

Pour chacun de ces types activités ou aménagements, notez de 1 à 5 l'impact sur les zones humides.

1=impact très faible, 2= impact faible, 3=impact moyen, 4=impact fort, 5= impact très fort, sans opinion: cochez la case

Cochez la case choisie puis classez les trois principaux types	*Pas d'opinion*	*Note d'impact*	*Classez les trois principaux de 1 à 3*
Aménagements urbains (imperméabilisation des sols….)	☐		
Barrages	☐		
Digues de protection	☐		
Endiguements industrialo-portuaires	☐		
Dragages d'entretien de l'estuaire	☐		
Extraction de Granulats	☐		
Centrale du Blayais	☐		
Rejets urbains	☐		
Rejets industriels	☐		
Rejets des navires	☐		
Rejets agricoles (cuivre, pesticides, …)	☐		
Activités génératrices d'érosion (recalibrage, aménagements ruraux…)	☐		
Prélèvements d'eau pour usages divers	☐		
Aménagements de loisirs	☐		
Activités de loisirs de nature (promenades, excursions…)	☐		
Activités de loisirs à moteur (motonautisme)	☐		
Activités de pêche amateur à la ligne	☐		
Activités de pêche amateur avec engins autorisés	☐		
Activités de pêche professionnelle	☐		
Prolifération de nuisibles (ragondins, …)	☐		
Démoustication (effet sur la chaîne trophique, ….)	☐		
Autres impacts :	☐		

Pour chacun de ces types activités ou aménagements, notez de 1 à 5 l'impact, tous effets confondus, sur le système fluvio-estuarien

1=impact très faible, 2= impact faible, 3=impact moyen, 4=impact fort, 5= impact très fort, sans opinion: cochez la case

Cochez la case choisie puis classez les trois principaux types	*Pas d'opinion*	*Note d'impact*	*Classez les trois principaux de 1 à 3*
Aménagements urbains (imperméabilisation des sols….)	☐		
Barrages	☐		
Digues de protection	☐		
Endiguements industrialo-portuaires	☐		
Dragages d'entretien de l'estuaire	☐		
Extraction de Granulats	☐		
Centrale du Blayais	☐		
Rejets urbains	☐		
Rejets industriels	☐		
Rejets des navires	☐		
Rejets agricoles (cuivre, pesticides, …)	☐		
Activités génératrices d'érosion (recalibrage, aménagements ruraux…)	☐		
Prélèvements d'eau pour usages divers	☐		
Aménagements de loisirs	☐		
Activités de loisirs de nature (promenades, excursions…)	☐		
Activités de loisirs à moteur (motonautisme)	☐		
Activités de pêche amateur à la ligne	☐		
Activités de pêche amateur avec engins autorisés	☐		
Activités de pêche professionnelle	☐		
Prolifération de nuisibles (ragondins, …)	☐		
Démoustication (effet sur la chaîne trophique, ….)	☐		
Autres impacts :	☐		

Pour mémoire, liste non exhaustive des types impacts :

- Inondation
- Effondrement des berges
- Affouillement des ouvrages d'art
- Obstacle à la migration des espèces
- Destruction d'habitats
- Remontée du bouchon vaseux
- Altération des zones humides
- Accroissement de la turbidité
- Contribution à la perte de biodiversité
- Contribution à la perte de biomasse
- Impact thermique
- …

Comment évaluez-vous quelques uns des moyens d'amélioration ou de préservation de la ressource halieutique tels qu'ils sont mis en œuvre et tels qu'ils pourraient l'être si une amélioration paraît possible et souhaitable.

1=efficacité très faible, 2= efficacité faible, 3= efficacité moyenne, 4= efficacité forte, 5= efficacité très forte, sans opinion: cochez la case

	Mise en œuvre actuelle		*Mise en œuvre améliorée*	
	Pas d'opinion	*Note d'efficacité*	*Pas d'opinion*	*Note d'efficacité*
Construction de frayères artificielles	☐		☐	
Construction de passes à poissons	☐		☐	
Reproduction artificielle et alevinage	☐		☐	
Entretien des berges	☐		☐	
Système de récupération des poissons (centrale du Blayais)	☐		☐	
Contrôle de l'exercice de la pêche amateur	☐		☐	
Contrôle de l'exercice de la pêche professionnelle	☐		☐	
Assainissement urbain	☐		☐	
Assainissement industriel	☐		☐	
Mesures agro-environnementales	☐		☐	

Quels autres dispositifs pourrait-on mettre avantageusement en œuvre ?

……

……

Pouvez vous indiquer votre champ de compétence principal et votre appartenance socio-économique en cochant la case correspondante ?

AGE	
20 – 30 ans	☐
30 – 40 ans	☐
40 – 50 ans	☐
50 – 60 ans	☐
Plus de 60 ans	☐

Domaine de compétence	
Protection du milieu naturel	☐
Assainissement	☐
Risques naturels	☐
Activités économiques liées à l'estuaire	☐
Activités économiques non liées à l'estuaire	☐
Aménagement et infrastructures	☐
Contrôle de l'usage du milieu et des ressources	☐
Tourisme	☐
Activités culturelles	☐
Chasse	☐
Transport	☐
Gestion de l'exercice de la pêche	☐
Suivi de l'exploitation des ressources	☐
Agriculture, viticulture	☐
Aquaculture	☐
	☐
	☐

Appartenance principale	
Association de soutien à la pêche professionnelle	☐
Association de pêcheurs amateurs	☐
Organisation de la pêche professionnelle	☐
Pêcheur professionnel	☐
Scientifique	☐
Association de défense du milieu estuarien	☐
Association de défense de la nature	☐
Grand acteur économique (EDF, PAB, ..)	☐
Collectivité territoriale	☐
Administration déconcentrée	☐
Professionnel du tourisme	☐
Industrie, commerce	☐
Aquaculteur	☐
Agriculteur	☐
Viticulteur	☐
Association de chasseurs	☐
Cercle nautique, plaisance	☐

Autre : ……

Autre :……

Annexe I-2 : Les sorties SPAD

1. Analyse globale

1.1. Première analyse : typologie des pressions anthropiques

Tableau I2-1 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,4152	9,97	9,97
2	0,1779	4,27	14,24
3	0,1684	4,04	18,29
4	0,1432	3,44	21,73
5	0,1340	3,22	24,94
6	0,1271	3,05	28,00
7	0,1245	2,99	30,99
8	0,1214	2,91	33,90
9	0,1173	2,82	36,72
10	0,1046	2,51	39,23
11	0,1038	2,49	41,72
12	0,0969	2,33	44,05
13	0,0964	2,31	46,36
14	0,0940	2,26	48,62
15	0,0922	2,21	50,83
16	0,0864	2,07	52,91
17	0,0824	1,98	54,89
18	0,0809	1,94	56,83
19	0,0777	1,87	58,69
20	0,0770	1,85	60,54
21	0,0746	1,79	62,33
22	0,0721	1,73	64,07
23	0,0697	1,67	65,74
24	0,0681	1,64	67,38
25	0,0656	1,58	68,95
26	0,0635	1,52	70,48
27	0,0606	1,46	71,93
28	0,0585	1,40	73,34
29	0,0577	1,38	74,72
30	0,0531	1,28	76,00

Tableau I2-2 : *C.A.H., Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 6	14	0,44331	0,26	-0,33	-0,23	-0,01
CLASSE 2 / 6	5	1,12032	-0,10	0,22	-0,62	-0,22
CLASSE 3 / 6	14	0,42572	-0,19	-0,35	0,24	0,36
CLASSE 4 / 6	6	1,45969	0,77	-0,22	-0,04	-0,60
CLASSE 5 / 6	10	1,09323	0,77	0,60	0,25	0,24
CLASSE 6 / 6	14	0,97882	-0,91478	0,27470	0,05135	-0,19293

1.2. Deuxième analyse : typologie des experts

Tableau I2-3 : *Valeurs propres*.

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,1508	25,20	25,20
2	0,0980	16,39	41,58
3	0,0815	13,63	55,21
4	0,0747	12,48	67,69
5	0,0576	9,62	77,31
6	0,0539	9,01	86,32
7	0,0436	7,29	93,61
8	0,0383	6,39	100,00
9	0,0010	0,16	100,16

Tableau I2-4 : *C.A.H., Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 4	5	0,06	-0,08	0,16	-0,15	0,074
CLASSE 2 / 4	1	0,57	-0,19	0,27	0,57	-0,31
CLASSE 3 / 4	2	0,38	-0,18	-0,56	0,09	0,08
CLASSE 4 / 4	1	1,04	0,97	-0,10	-0,04	-0,16

1.3. Troisième analyse : experts et perception

Tableau I2-5 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,4116	8,81	8,81
2	0,2129	4,56	13,37
3	0,1705	3,65	17,02
4	0,1545	3,31	20,32
5	0,1351	2,89	23,21
6	0,1342	2,87	26,09
7	0,1159	2,48	28,57
8	0,1136	2,43	31,00
9	0,1083	2,32	33,32
10	0,1021	2,18	35,50
11	0,1006	2,15	37,66
12	0,0993	2,13	39,78
13	0,0949	2,03	41,81
14	0,0908	1,94	43,76
15	0,0869	1,86	45,62
16	0,0834	1,78	47,40
17	0,0797	1,71	49,10
18	0,0781	1,67	50,78
19	0,0772	1,65	52,43
20	0,0739	1,58	54,01
21	0,0727	1,56	55,57
22	0,0706	1,51	57,08
23	0,0678	1,45	58,53
24	0,0674	1,44	59,97
25	0,0646	1,38	61,35
26	0,0641	1,37	62,72
27	0,0635	1,36	64,08
28	0,0611	1,31	65,39
29	0,0580	1,24	66,63
30	0,0567	1,21	67,85

Tableau I2-6 : *C.A.H., Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 5	8	2,38	-1,43	-0,11	-0,33	0,36
CLASSE 2 / 5	10	0,93	-0,72	0,10	0,20	-0,51
CLASSE 3 / 5	15	0,62	0,27	-0,69	0,08	-0,11
CLASSE 4 / 5	19	0,32	0,18	0,16	0,36	0,27
CLASSE 5 / 5	27	0,33	0,41	0,26	-0,27	-0,04

2. Zones fluvio-estuarienne

2.1. Première analyse : typologies des pressions anthropiques

Tableau I2-7 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,5137	14,52	14,52
2	0,2917	8,24	22,76
3	0,2585	7,31	30,07
4	0,2371	6,70	36,77
5	0,2105	5,95	42,71
6	0,2019	5,71	48,42
7	0,1906	5,39	53,81
8	0,1830	5,17	58,98
9	0,1657	4,68	63,66
10	0,1620	4,58	68,24
11	0,1563	4,42	72,66
12	0,1537	4,34	77,00
13	0,1424	4,02	81,03
14	0,1243	3,51	84,54
15	0,1194	3,37	87,92
16	0,1033	2,92	90,84
17	0,0993	2,81	93,64
18	0,0957	2,71	96,35
19	0,0662	1,87	98,22
20	0,0631	1,78	100,00

Tableau I2-8 : *C.A.H., Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 6	4	1,03541	-0,51	-0,12	0,09	0,68
CLASSE 2 / 6	3	1,09155	0,03	-0,20	0,58	0,05
CLASSE 3 / 6	3	1,61431	-0,60	-0,74	0,02	-0,73
CLASSE 4 / 6	4	1,25430	-0,55	0,87	-0,23	-0,18
CLASSE 5 / 6	2	2,08422	0,28	-0,28	-0,97	0,34
CLASSE 6 / 6	5	1,29400	1,09	0,08	0,13	-0,12

2.2. Deuxième analyse

Tableau I2-9 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,1234	23,22	23,22
2	0,0951	17,91	41,12
3	0,0757	14,25	55,38
4	0,0733	13,79	69,16
5	0,0554	10,42	79,58
6	0,0457	8,59	88,18
7	0,0339	6,38	94,55
8	0,0289	5,45	100,00

Tableau I2-10: *C.A.H., Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 4	3	0,14	-0,09	-0,09	0,18	-0,27
CLASSE 2 / 4	3	0,16	0,15	0,33	-0,12	0,01
CLASSE 3 / 4	1	0,74	0,67	-0,43	0,07	0,22
CLASSE 4 / 4	2	0,39	-0,50	-0,18	-0,13	0,30

2.3. Troisième analyse : perceptions et experts

Tableau I2-11 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,4825	10,11	10,11
2	0,2614	5,48	15,59
3	0,2277	4,77	20,36
4	0,1965	4,12	24,47
5	0,1865	3,91	28,38
6	0,1571	3,29	31,67
7	0,1543	3,23	34,91
8	0,1411	2,96	37,86
9	0,1355	2,84	40,70
10	0,1348	2,82	43,53
11	0,1257	2,63	46,16
12	0,1214	2,54	48,70
13	0,1145	2,40	51,10
14	0,1101	2,31	53,41
15	0,1046	2,19	55,60
16	0,1021	2,14	57,74
17	0,0981	2,06	59,79
18	0,0925	1,94	61,73

19	0,0882	1,85	63,58
20	0,0861	1,80	65,38
21	0,0818	1,71	67,10
22	0,0796	1,67	68,77
23	0,0740	1,55	70,32
24	0,0720	1,51	71,83
25	0,0693	1,45	73,28
26	0,0641	1,34	74,62
27	0,0609	1,28	75,90
28	0,0607	1,27	77,17
29	0,0565	1,18	78,35
30	0,0554	1,16	79,51

Tableau I2-12 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	**Distance à l'origine**	**Axe 1**	**Axe 2**	**Axe 3**	**Axe 4**
CLASSE 1 / 6	4,30853	-2,06541	0,07314	0,12938	0,08838
CLASSE 2 / 6	0,39407	0,06185	0,07050	0,26696	-0,30852
CLASSE 3 / 6	0,55244	0,16240	0,11408	-0,26266	-0,48735
CLASSE 4 / 6	1,79087	0,34297	0,37452	-1,05377	0,22442
CLASSE 5 / 6	0,34186	0,12564	0,35093	0,20482	0,35756
CLASSE 6 / 6	0,55585	0,25787	-0,64553	0,00690	0,10428

3. Ressources halieutiques

3.1. Première analyse : typologie des pressions anthropiques

Tableau I2-12 : *Valeurs propres.*

Numéro	**Valeur propre**	**Pourcentage**	**Pourcentage cumulé**
1	0,4976	12,06	12,06
2	0,2978	7,22	19,27
3	0,2900	7,03	26,30
4	0,2677	6,49	32,79
5	0,2441	5,91	38,70
6	0,2383	5,78	44,48
7	0,2272	5,50	49,98
8	0,2207	5,35	55,33
9	0,2098	5,08	60,42
10	0,2046	4,96	65,37
11	0,1890	4,58	69,95
12	0,1827	4,43	74,38
13	0,1762	4,27	78,65
14	0,1591	3,85	82,51
15	0,1501	3,64	86,14

16	0,1408	3,41	89,56
17	0,1281	3,10	92,66
18	0,1164	2,82	95,48
19	0,0969	2,35	97,83
20	0,0895	2,17	100,00

Tableau I2-14 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	**Effectif**	**Poids absolu**	**Distance à l'origine**	**Axe 1**	**Axe 2**	**Axe 3**	**Axe 4**
CLASSE 1 / 6	7	7,00	0,53	-0,30	-0,29	-0,29	0,47
CLASSE 2 / 6	2	2,00	2,16	-0,03	0,14	1,09	0,46
CLASSE 3 / 6	1	1,00	5,08	-0,29	-1,19	-0,65	-0,77
CLASSE 4 / 6	4	4,00	1,38	-0,89	0,49	0,20	-0,48
CLASSE 5 / 6	1	1,00	4,79	0,95	-0,71	0,69	-0,75
CLASSE 6 / 6	6	6,00	0,93	0,84	0,28	-0,16	-0,13

3.2. Deuxième analyse : typologie des experts

Tableau I2-15 : *Valeurs propres.*

Numéro	**Valeur propre**	**Pourcentage**	**Pourcentage cumulé**
1	0,1352	23,22	23,22
2	0,0941	16,16	39,38
3	0,0781	13,42	52,80
4	0,0737	12,65	65,45
5	0,0617	10,60	76,05
6	0,0553	9,49	85,54
7	0,0440	7,56	93,10
8	0,0402	6,90	100,00
9	0,0010	0,16	100,17
10	0,0000	0,00	100,17
11	0,0000	0,00	100,17
12	0,0000	0,00	100,17
13	0,0000	0,00	100,17
14	0,0000	0,00	100,17
15	0,0000	0,00	100,17
16	0,0000	0,00	100,17
17	0,0000	0,00	100,17
18	0,0000	0,00	100,17
19	0,0000	0,00	100,17
20	0,0000	0,00	100,17
21	0,0000	0,00	100,17
22	0,0000	0,00	100,17
23	0,0000	0,00	100,17

24	0,0000	0,00	100,17
25	0,0000	0,00	100,17
26	0,0000	0,00	100,17
27	0,0000	0,00	100,17
28	0,0000	0,00	100,17
29	0,0000	0,00	100,17
30	0,0000	0,00	100,17

Tableau I2-16 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 4	5	0,074	-0,14	0,19	-0,03	0,07
CLASSE 2 / 4	1	0,53	-0,01	-0,35	-0,55	-0,26
CLASSE 3 / 4	2	0,33	-0,11	-0,37	0,39	-0,06
CLASSE 4 / 4	1	0,93	0,92	0,08	0,06	0,02

3.3. Troisième analyse : perceptions et experts

Tableau I2-17 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,4153	9,38	9,38
2	0,2132	4,81	14,19
3	0,2026	4,58	18,77
4	0,1707	3,86	22,62
5	0,1667	3,76	26,39
6	0,1589	3,59	29,98
7	0,1531	3,46	33,44
8	0,1392	3,14	36,58
9	0,1344	3,03	39,61
10	0,1301	2,94	42,55
11	0,1245	2,81	45,36
12	0,1205	2,72	48,08
13	0,1106	2,50	50,58
14	0,1081	2,44	53,02
15	0,1029	2,32	55,34
16	0,0958	2,16	57,51
17	0,0926	2,09	59,60
18	0,0917	2,07	61,67
19	0,0858	1,94	63,60
20	0,0808	1,82	65,43
21	0,0798	1,80	67,23
22	0,0755	1,70	68,93
23	0,0732	1,65	70,59

24	0,0713	1,61	72,20
25	0,0685	1,55	73,74
26	0,0652	1,47	75,22
27	0,0605	1,37	76,58
28	0,0575	1,30	77,88
29	0,0533	1,20	79,08
30	0,0505	1,14	80,22

Tableau I2-18 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 5	8	2,71	-1,56	-0,01	0,18	-0,20
CLASSE 2 / 5	1	12,93	-2,15	1,62	-0,54	0,95
CLASSE 3 / 5	5	1,87	-0,16	-1,09	-0,43	0,27
CLASSE 4 / 5	34	0,23	0,28	0,08	-0,27	-0,08
CLASSE 5 / 5	31	0,24	0,19	0,04	0,34	0,06

4. Zones humides

4.1. Première analyse : typologie des pressions anthropiques

Tableau I2-19 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,4842	13,04	13,04
2	0,2915	7,85	20,90
3	0,2787	7,51	28,40
4	0,2532	6,82	35,22
5	0,2411	6,49	41,72
6	0,2287	6,16	47,88
7	0,2132	5,74	53,62
8	0,2097	5,65	59,27
9	0,1952	5,26	64,53
10	0,1797	4,84	69,37
11	0,1771	4,77	74,14
12	0,1608	4,33	78,47
13	0,1479	3,98	82,46
14	0,1376	3,71	86,17
15	0,1216	3,27	89,44
16	0,1046	2,82	92,26
17	0,0918	2,47	94,73
18	0,0787	2,12	96,85
19	0,0627	1,69	98,54
20	0,0542	1,46	100,00

Tableau I2-20 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 5	4	1,36	0,81	-0,15	-0,48	-0,03
CLASSE 2 / 5	4	1,14	0,58	-0,10	-0,02	-0,33
CLASSE 3 / 5	1	5,28	0,61	-0,67	1,50	1,35
CLASSE 4 / 5	6	0,68	-0,19	0,65	0,32	-0,09
CLASSE 5 / 5	6	0,93	-0,83	-0,37	-0,23	0,11

4.2. Deuxième analyse : typologie des experts

Tableau I2-21 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,2247	32,97	32,97
2	0,1271	18,66	51,63
3	0,0858	12,59	64,23
4	0,0785	11,52	75,74
5	0,0525	7,70	83,45
6	0,0469	6,88	90,33
7	0,0355	5,21	95,54
8	0,0304	4,46	100,00

Tableau I2-22 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 4	4	0,09	-0,06	-0,02	-0,02	-0,29
CLASSE 2 / 4	3	0,22	0,33	0,23	-0,01	0,22
CLASSE 3 / 4	1	1,83	0,58	-1,14	-0,03	0,30
CLASSE 4 / 4	1	1,46	-1,15	-0,03	0,11	0,31

4.3. Troisième analyse : perceptions et experts

Tableau I2-23 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,6425	12,97	12,97
2	0,3112	6,28	19,25
3	0,2254	4,55	23,80
4	0,2047	4,13	27,93
5	0,1765	3,56	31,49
6	0,1675	3,38	34,87
7	0,1631	3,29	38,17
8	0,1481	2,99	41,16

9	0,1412	2,85	44,01
10	0,1357	2,74	46,74
11	0,1275	2,57	49,32
12	0,1199	2,42	51,74
13	0,1168	2,36	54,09
14	0,1081	2,18	56,28
15	0,1054	2,13	58,40
16	0,0990	2,00	60,40
17	0,0954	1,93	62,33
18	0,0947	1,91	64,24
19	0,0899	1,81	66,05
20	0,0834	1,68	67,74
21	0,0804	1,62	69,36
22	0,0765	1,54	70,90
23	0,0763	1,54	72,44
24	0,0711	1,44	73,88
25	0,0689	1,39	75,27
26	0,0656	1,32	76,59
27	0,0647	1,31	77,90
28	0,0623	1,26	79,15
29	0,0573	1,16	80,31
30	0,0528	1,07	81,38

Tableau I2-24 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	Effectif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
CLASSE 1 / 5	17	2,02	1,41	-0,03	0,07	0,06
CLASSE 2 / 5	9	1,32	-0,54	0,41	0,08	0,60
CLASSE 3 / 5	29	0,32	-0,30	0,33	0,00	-0,10
CLASSE 4 / 5	3	4,17	-0,49	-1,34	-0,80	0,40
CLASSE 5 / 5	21	0,58	-0,43	-0,41	0,02	-0,22

5. Compétence et analyse globale

5.1. Première analyse : typologie des experts

Tableau I2-25 : *Valeurs propres.*

Numéro	Valeur propre	Pourcentage	Pourcentage cumulé
1	0,0143	20,25	20,25
2	0,0107	15,09	35,34
3	0,0070	9,94	45,28
4	0,0061	8,67	53,95
5	0,0052	7,39	61,34

6	0,0043	6,12	67,46
7	0,0042	5,89	73,35
8	0,0038	5,34	78,68
9	0,0031	4,40	83,08
10	0,0025	3,60	86,68
11	0,0023	3,31	89,99
12	0,0019	2,63	92,62
13	0,0017	2,43	95,05
14	0,0015	2,10	97,15
15	0,0012	1,73	98,88
16	0,0010	1,37	100,25
17	0,0008	1,12	101,37

Tableau I2-26 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	**Effectif**	**Distance à l'origine**	**Axe 1**	**Axe 2**	**Axe 3**	**Axe 4**
CLASSE 1 / 7	17	0,00	0,03	-0,01	-0,01	0,00
CLASSE 2 / 7	1	5,15	0,12	0,16	-0,69	0,15
CLASSE 3 / 7	1	0,83	0,63	0,10	0,43	-0,04
CLASSE 4 / 7	4	0,10	-0,15	0,26	0,06	-0,01
CLASSE 5 / 7	2	0,43	-0,20	-0,23	0,04	0,57
CLASSE 6 / 7	3	0,35	-0,48	-0,08	0,19	0,01
CLASSE 7 / 7	4	0,24	-0,30	-0,27	-0,05	-0,15

5.2. Deuxième analyse : perceptions et experts

Tableau I2-27 : *Valeurs propres.*

Numéro	**Valeur propre**	**Pourcentage**	**Pourcentage cumulé**
1	0,3381	8,62	8,62
2	0,1747	4,45	13,07
3	0,1426	3,63	16,71
4	0,1283	3,27	19,98
5	0,1145	2,92	22,90
6	0,1097	2,80	25,69
7	0,0981	2,50	28,19
8	0,0948	2,42	30,61
9	0,0934	2,38	32,99
10	0,0889	2,27	35,25
11	0,0866	2,21	37,46
12	0,0834	2,13	39,59
13	0,0794	2,02	41,61
14	0,0757	1,93	43,54
15	0,0738	1,88	45,42

16	0,0700	1,79	47,21
17	0,0679	1,73	48,94
18	0,0660	1,68	50,62
19	0,0650	1,66	52,28
20	0,0616	1,57	53,85
21	0,0602	1,53	55,38
22	0,0590	1,50	56,89
23	0,0577	1,47	58,36
24	0,0573	1,46	59,82
25	0,0559	1,43	61,24
26	0,0541	1,38	62,62
27	0,0530	1,35	63,97
28	0,0508	1,30	65,27
29	0,0496	1,26	66,53
30	0,0490	1,25	67,78

Tableau I2-28 : *C.A.H. Coordonnées des centres de classes après consolidation.*

Libellé	**Effectif**	**Distance à l'origine**	**Axe 1**	**Axe 2**	**Axe 3**	**Axe 4**	**Axe 5**
CLASSE 1 / 7	17	0,00	0,03	-0,01	-0,01	0,00	0,01
CLASSE 2 / 7	1	5,15	0,12	0,16	-0,69	0,15	0,47
CLASSE 3 / 7	1	0,83	0,63	0,10	0,43	-0,04	-0,34
CLASSE 4 / 7	4	0,10	-0,15	0,26	0,06	-0,01	-0,04
CLASSE 5 / 7	2	0,43	-0,20	-0,23	0,04	0,57	-0,10
CLASSE 6 / 7	3	0,35	-0,48	-0,08	0,19	0,01	0,17
CLASSE 7 / 7	4	0,24	-0,30	-0,27	-0,05	-0,15	-0,21

Annexe I-3 : Analyse multivariée

Tableau I3-1 : *Répartition des enquêtés selon les six classes. Analyse globale.*

	Les très incertains	Les incertains	Les très optimistes	Les optimistes	Les inquiets	Total
Association de pêche professionnelle			4		1	5
Association de pêcheurs amateurs	2	3		3	1	9
Pêcheur professionnel	1	2	4	3	1	11
Scientifique	2	1		2	4	9
Association de défense de la nature	1		1	2	5	9
Acteur économique		1	1	1	3	6
Collectivité territoriale	1	1	2	3	3	10
Administration	1	1	1	2	5	10
Agriculteur		1	2	3	4	10
Total	8	10	15	19	27	79

Tableau I3-2 : *Répartition des enquêtés selon les six classes. Impact sur le système fluvio-estuarien.*

	Les incertains	Les très optimistes	Les optimistes	Les concernés	Les très inquiets	Total
Association de pêche professionnelle			1		4	5
Association de pêcheurs amateurs	2	2	4	1		9
Pêcheur professionnel	1	1		3	6	11
Scientifique			4	4	1	9
Association de défense de la nature	1		6	1	1	9
Acteur économique				4	2	6
Collectivité territoriale	1		5	3	2	10
Administration	1		4	4	1	10
Agriculteur		3		4	3	10
Total	6	6	24	24	19	79

Tableau I3-3 : *Répartition des enquêtés selon les six classes. Impact sur les ressources halieutiques.*

	Les incertains	L'individu atypique	Les optimistes	Les inquiets	Les très inquiets	Total
Association de pêche professionnelle				1	4	5
Association de pêcheurs amateurs	3		3		3	9
Pêcheur professionnel	1			1	9	11
Scientifique	2			7		9
Association de défense de la nature			1	7	1	9
Acteur économique			1	2	3	6
Collectivité territoriale		1		4	5	10
Administration	2			7	1	10
Agriculteur				4	6	10
Total	8	1	5	33	32	79

Tableau I3-4 : *Répartition des enquêtés selon les six classes. Impact sur les zones humides.*

	Les incertains	Les optimistes	Les concernés	Les inquiets	Les individus atypiques	Total
Association de pêche professionnelle		1	1	3		5
Association de pêcheurs amateurs	5	4				9
Pêcheur professionnel	3	2	3	3		11
Scientifique	3	4	1	1		9
Association de défense de la nature		4	1	3		8
Acteur économique	1	3	2			6
Collectivité territoriale	1	4	1	4		10
Administration	2	6	1	2		11
Agriculteur	1	3	1	3	2	10
Total	16	31	11	19	2	79

Annexe I-4 : Tableau croisé Appartenances principales et Domaines de compétence

Effectifs	Protection milieu	Assainissement	Risques naturels	Act. liées estuaire	Act. non liées	Aménagement	Contrôle milieu
Acteur économique	1	0	1	5	0	1	0
% ligne	17%	0%	17%	83%	0%	17%	0%
% colonne	2%	0%	7%	19%	0%	14%	0%
Administration	9	2	1	2	2	2	1
% ligne	82%	18%	9%	18%	18%	18%	9%
% colonne	22%	20%	7%	7%	33%	29%	13%
Association de pêche professionnelle	3	1	1	5	1	1	2
% ligne	60%	20%	20%	100%	20%	20%	40%
% colonne	7%	10%	7%	19%	17%	14%	25%
Pêcheur professionnel	4	0	0	9	1	0	2
% ligne	36%	0%	0%	82%	9%	0%	18%
% colonne	10%	0%	0%	33%	17%	0%	25%
Association de protection de la nature	8	0	3	1	0	2	1
% ligne	89%	0%	33%	11%	0%	22%	11%
% colonne	20%	0%	21%	4%	0%	29%	13%
Collectivité	4	5	5	1	1	1	0
% ligne	40%	50%	50%	10%	10%	10%	0%
% colonne	10%	50%	36%	4%	17%	14%	0%
Association de pêche amateur	6	0	0	1	0	0	0
% ligne	67%	0%	0%	11%	0%	0%	0%
% colonne	15%	0%	0%	4%	0%	0%	0%
Scientifique	4	0	2	1	0	0	1
% ligne	44%	0%	22%	11%	0%	0%	11%
% colonne	10%	0%	14%	4%	0%	0%	13%
Agriculteur	2	2	1	2	1	0	1
% ligne	20%	20%	10%	20%	10%	0%	10%
% colonne	5%	20%	7%	7%	17%	0%	13%
ENSEMBLE	41	10	14	27	6	7	8
	52%	13%	18%	34%	8%	9%	10%

Effectifs	Tourisme	Act. culturelles	Chasse	Transport	Gestion pêche	Suivi ressources	Agriculture	Aquaculture	Autre	Total
Acteur économique	0	0	0	2	1	0	0	0	0	6
% ligne	0%	0%	0%	33%	17%	0%	0%	0%	0%	
% colonne	0%	0%	0%	25%	5%	0%	0%	0%	0%	
Administration	2	0	1	2	3	1	0	1	0	11
% ligne	18%	0%	9%	18%	27%	9%	0%	9%	0%	
% colonne	25%	0%	13%	25%	15%	4%	0%	33%	0%	
Association de pêche professionnelle	0	0	0	0	5	4	1	1	0	5
% ligne	0%	0%	0%	0%	100%	80%	20%	20%	0%	
% colonne	0%	0%	0%	0%	25%	16%	9%	33%	0%	
Pêcheur professionnel	1	1	3	0	4	7	0	0	0	11
% ligne	9%	9%	27%	0%	36%	64%	0%	0%	0%	
% colonne	13%	20%	38%	0%	20%	28%	0%	0%	0%	
Association de protection de la nature	2	4	0	0	0	0	1	0	0	9
% ligne	22%	44%	0%	0%	0%	0%	11%	0%	0%	
% colonne	25%	80%	0%	0%	0%	0%	9%	0%	0%	
Collectivité	2	0	0	0	0	1	1	1	0	10
% ligne	20%	0%	0%	0%	0%	10%	10%	10%	0%	
% colonne	25%	0%	0%	0%	0%	4%	9%	33%	0%	
Association de pêche amateur	0	0	3	4	5	3	2	0	0	9
% ligne	0%	0%	33%	44%	56%	33%	22%	0%	0%	
% colonne	0%	0%	38%	50%	25%	12%	18%	0%	0%	
Scientifique	0	0	0	0	2	5	0	0	1	9
% ligne	0%	0%	0%	0%	22%	56%	0%	0%	11%	
% colonne	0%	0%	0%	0%	10%	20%	0%	0%	100%	
Agriculteur	1	0	1	0	0	4	6	0	0	10
% ligne	10%	0%	10%	0%	0%	40%	60%	0%	0%	
% colonne	13%	0%	13%	0%	0%	16%	55%	0%	0%	
ENSEMBLE	8	5	8	8	20	25	11	3	1	79
	10%	6%	10%	10%	25%	32%	14%	4%	1%	

Annexe I-5 : Les modèles Probit Appartenance principale

Le système fluvio-estuarien

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
ECO	0.245986	0.101539	2.422572	0.0154
ASP	0.735677	0.114023	6.452038	0.0000
PP	0.331851	0.091944	3.609283	0.0003
CT	0.169282	0.097006	1.745061	0.0810
PAC	-0.226726	0.090197	-2.513688	0.0119
AGR	0.285666	0.096994	2.945184	0.0032
Limit Points				
LIMIT_1:C(9)	-0.921967	0.071577	-12.88077	0.0000
LIMIT_2:C(10)	-0.411695	0.068663	-5.995899	0.0000
LIMIT_3:C(11)	0.078705	0.068080	1.156055	0.2477
LIMIT_4:C(12)	0.658742	0.069301	9.505463	0.0000
LIMIT_5:C(13)	1.383935	0.073791	18.75492	0.0000

Akaike info criterion	3.496921	Schwarz criterion	3.539345
Log likelihood	-2887.696	Hannan-Quinn criter.	3.512646
Restr. log likelihood	-2929.269	Avg. log likelihood	-1.740624
LR statistic (8 df)	83.14715	LR index (Pseudo-R2)	0.014192
Probability(LR stat)	1.13E-14		

Value	Count	Count of obs with Max Prob	Error	Sum of all Probabilities	Error
0	214	105	109	212.853	1.147
1	219	0	219	222.160	-3.160
2	288	0	288	290.046	-2.046
3	368	1260	-892	366.081	1.919
4	350	231	119	346.625	3.375
5	220	63	157	221.235	-1.235

Les ressources halieutiques

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
ECO	0.201758	0.121232	1.664228	0.0961
ADM	0.207835	0.106041	1.959955	0.0500
ASP	0.720027	0.134625	5.348376	0.0000
PP	0.338432	0.122028	2.773402	0.0055
NAT	0.290156	0.113731	2.551253	0.0107
CT	0.291606	0.126516	2.304890	0.0212
PAC	-0.255589	0.114973	-2.223040	0.0262
AGR	0.254326	0.128315	1.982046	0.0475
Limit Points				
LIMIT_1:C(11)	-1.037424	0.109089	-9.509868	0.0000
LIMIT_2:C(12)	-0.398174	0.106298	-3.745815	0.0002
LIMIT_3:C(13)	0.119031	0.105863	1.124387	0.2608
LIMIT_4:C(14)	0.685531	0.106490	6.437535	0.0000
LIMIT_5:C(15)	1.300396	0.108811	11.95093	0.0000

Akaike info criterion	3.499112	Schwarz criterion	3.548063
Log likelihood	-2887.513	Hannan-Quinn criter.	3.517256
Restr. log likelihood	-2928.543	Avg. log likelihood	-1.740514
LR statistic (10 df)	82.05981	LR index (Pseudo-R2)	0.014010
Probability(LR stat)	1.98E-13		

Value	Count	Count of obs with Max Prob	Error	Sum of all Probabilities	Error
0	164	0	164	161.579	2.421
1	248	189	59	252.922	-4.922
2	298	0	298	301.983	-3.983
3	361	1218	-857	358.662	2.338
4	318	0	318	312.215	5.785
5	270	252	18	271.639	-1.639

Les zones humides

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
ADM	0.185010	0.084314	2.194283	0.0282
ASP	0.940247	0.113989	8.248577	0.0000
NAT	0.234394	0.084101	2.787067	0.0053
PAC	-1.203197	0.099246	-12.12334	0.0000
AGR	-0.294710	0.091620	-3.216645	0.0013
Limit Points				
LIMIT_1:C(9)	-0.789020	0.051407	-15.34855	0.0000
LIMIT_2:C(10)	-0.118689	0.048743	-2.435017	0.0149
LIMIT_3:C(11)	0.322434	0.048910	6.592432	0.0000
LIMIT_4:C(12)	0.775700	0.050670	15.30875	0.0000
LIMIT_5:C(13)	1.378677	0.055892	24.66691	0.0000

Akaike info criterion	3.389371	Schwarz criterion	3.431795
Log likelihood	-2798.483	Hannan-Quinn criter.	3.405096
Restr. log likelihood	-2946.846	Avg. log likelihood	-1.686849
LR statistic (8 df)	296.7265	LR index (Pseudo-R2)	0.050346
Probability(LR stat)	0.000000		

Value	Count	Count of obs with Max Prob	Error	Sum of all Probabilities	Error
0	341	189	152	344.855	-3.855
1	336	1113	-777	342.707	-6.707
2	266	0	266	262.921	3.079
3	258	0	258	252.760	5.240
4	256	168	88	249.684	6.316
5	202	189	13	206.073	-4.073

Annexe I-6 : Les modèles Probit Domaines de compétence

Le système fluvio-estuarien

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
AELE	0.120609	0.064714	1.863717	0.0624
AGRI	0.239240	0.096952	2.467620	0.0136
AME	-0.232628	0.122828	-1.893924	0.0582
AQUA	0.495340	0.208913	2.371035	0.0177
ASS	0.181665	0.091817	1.978553	0.0479
CHA	0.274436	0.099863	2.748122	0.0060
RN	0.257729	0.068091	3.785088	0.0002
TOU	-0.527808	0.105642	-4.996195	0.0000
TRAN	-0.280025	0.095363	-2.936403	0.0033
Limit Points				
LIMIT_1:C(13)	-1.197360	0.054974	-21.78041	0.0000
LIMIT_2:C(14)	-0.684056	0.050312	-13.59615	0.0000
LIMIT_3:C(15)	-0.192601	0.048324	-3.985584	0.0001
LIMIT_4:C(16)	0.393096	0.048449	8.113590	0.0000
LIMIT_5:C(17)	1.124113	0.053956	20.83373	0.0000

Akaike info criterion	3.486132	Schwarz criterion	3.541610
Log likelihood	-2874.747	Hannan-Quinn criter.	3.506696
Restr. log likelihood	-2929.269	Avg. log likelihood	-1.732819
LR statistic (12 df)	109.0452	LR index (Pseudo-R2)	0.018613
Probability(LR stat)	0.000000		

Value	Count	Count of obs with Max Prob	Error	Sum of all Probabilities	Error
0	214	147	67	214.186	-0.186
1	219	0	219	221.291	-2.291
2	288	0	288	287.865	0.135
3	368	945	-577	367.021	0.979
4	350	546	-196	347.553	2.447
5	220	21	199	221.084	-1.084

Les ressources halieutiques

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
AME	-0.304103	0.112269	-2.708696	0.0068
AQUA	0.452217	0.208389	2.170066	0.0300
ASS	0.197815	0.090916	2.175809	0.0296
RN	0.238692	0.069228	3.447891	0.0006
USA	0.336818	0.092848	3.627621	0.0003
Limit Points				
LIMIT_1:C(12)	-1.502320	0.088331	-17.00784	0.0000
LIMIT_2:C(13)	-0.871312	0.083161	-10.47735	0.0000
LIMIT_3:C(14)	-0.356845	0.081195	-4.394926	0.0000
LIMIT_4:C(15)	0.209150	0.081042	2.580766	0.0099
LIMIT_5:C(16)	0.825903	0.083450	9.896966	0.0000

Akaike info criterion	3.506856	Schwarz criterion	3.559070
Log likelihood	-2892.937	Hannan-Quinn criter.	3.526210
Restr. log likelihood	-2928.543	Avg. log likelihood	-1.743784
LR statistic (11 df)	71.21241	LR index (Pseudo-R2)	0.012158
Probability(LR stat)	7.18E-11		

Value	Count	Count of obs with Max Prob	Error	Sum of all Probabilities	Error
0	164	0	164	161.776	2.224
1	248	21	227	251.503	-3.503
2	298	21	277	301.823	-3.823
3	361	1428	-1067	359.587	1.413
4	318	0	318	313.312	4.688
5	270	189	81	270.999	-0.999

Les zones humides

	Coefficient	Std. Error	z-Statistic	Prob.
AELE	0.115249	0.065064	1.771321	0.0765
AQUA	0.493208	0.193628	2.547191	0.0109
ASS	0.242088	0.097519	2.482469	0.0130
CHA	0.290656	0.115893	2.507968	0.0121
CULT	0.192847	0.116410	1.656618	0.0976
GPEC	0.167509	0.072136	2.322141	0.0202
RN	0.176325	0.070001	2.518901	0.0118
SRE	-0.245829	0.076172	-3.227266	0.0012
TOU	-0.421866	0.099137	-4.255385	0.0000
TRAN	-1.094778	0.106236	-10.30512	0.0000
USA	0.352073	0.104530	3.368138	0.0008
Limit Points				
LIMIT_1:C(18)	-1.341466	0.092934	-14.43455	0.0000
LIMIT_2:C(19)	-0.674309	0.089536	-7.531155	0.0000
LIMIT_3:C(20)	-0.234520	0.088451	-2.651403	0.0080
LIMIT_4:C(21)	0.215113	0.088340	2.435049	0.0149
LIMIT_5:C(22)	0.818932	0.091189	8.980625	0.0000

Akaike info criterion	3.409458	Schwarz criterion	3.481252
Log likelihood	-2806.145	Hannan-Quinn criter.	3.436069
Restr. log likelihood	-2946.846	Avg. log likelihood	-1.691468
LR statistic (17 df)	281.4021	LR index (Pseudo-R2)	0.047746
Probability(LR stat)	0.000000		

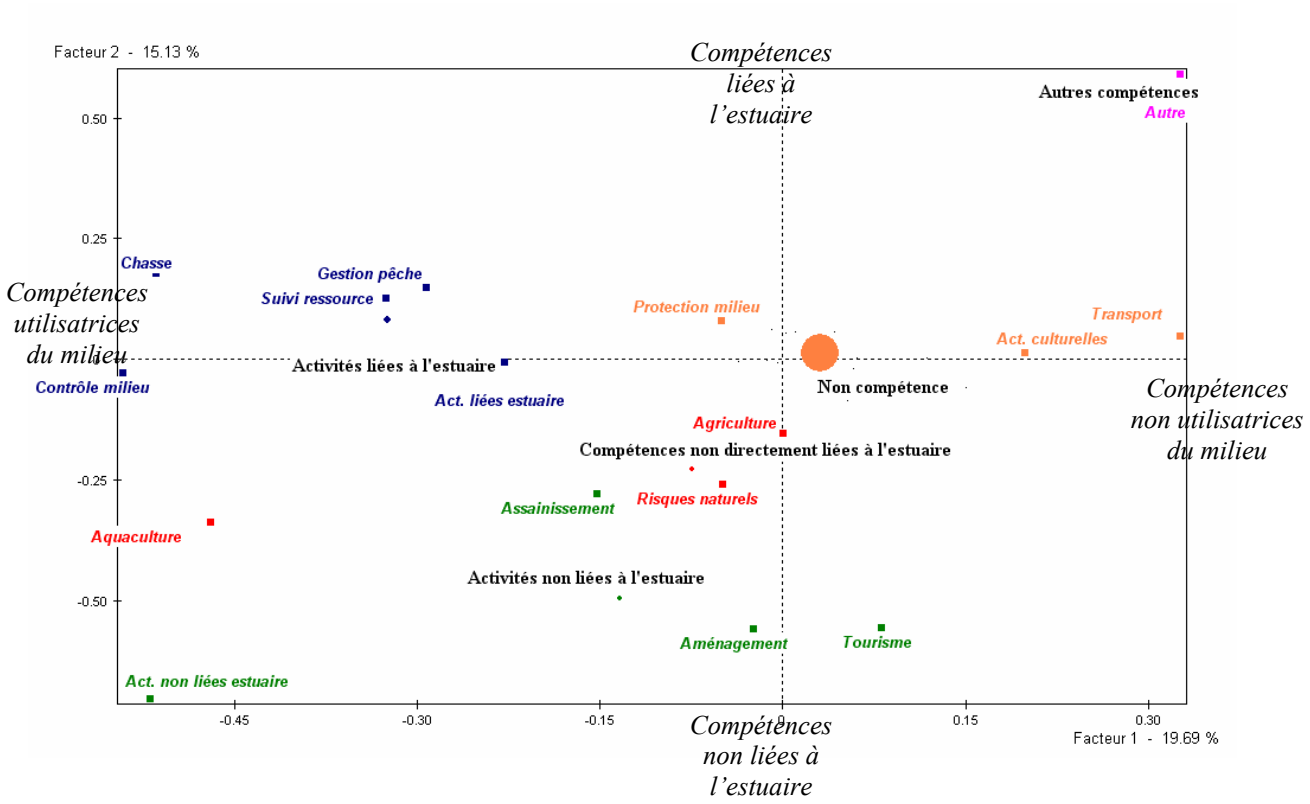
Value	Count	Count of obs with Max Prob	Error	Sum of all Probabilities	Error
0	341	315	26	343.023	-2.023
1	336	1008	-672	344.903	-8.903
2	266	0	266	263.717	2.283
3	258	0	258	251.335	6.665
4	256	147	109	249.868	6.132
5	202	189	13	206.155	-4.155

Annexe I-7 : Analyse multivariée avec domaines de compétence

1. Le système fluvio estuarien

La première analyse consiste à examiner les profils des experts en fonction de leurs domaines de compétences. D'après les contributions des variables actives, l'axe 1 oppose les compétences utilisatrices du milieu à celles non utilisatrices. L'axe 2 oppose les compétences liées à celles non liées à l'estuaire. Une analyse des correspondances simples suivie d'une C.A.H. est mise en place. Cette dernière permet de retenir cinq classes avec un quotient d'inertie de 46%. On distingue la compétence « Autre », les « Non compétences, » les compétences liées et celles non liées à l'estuaire.

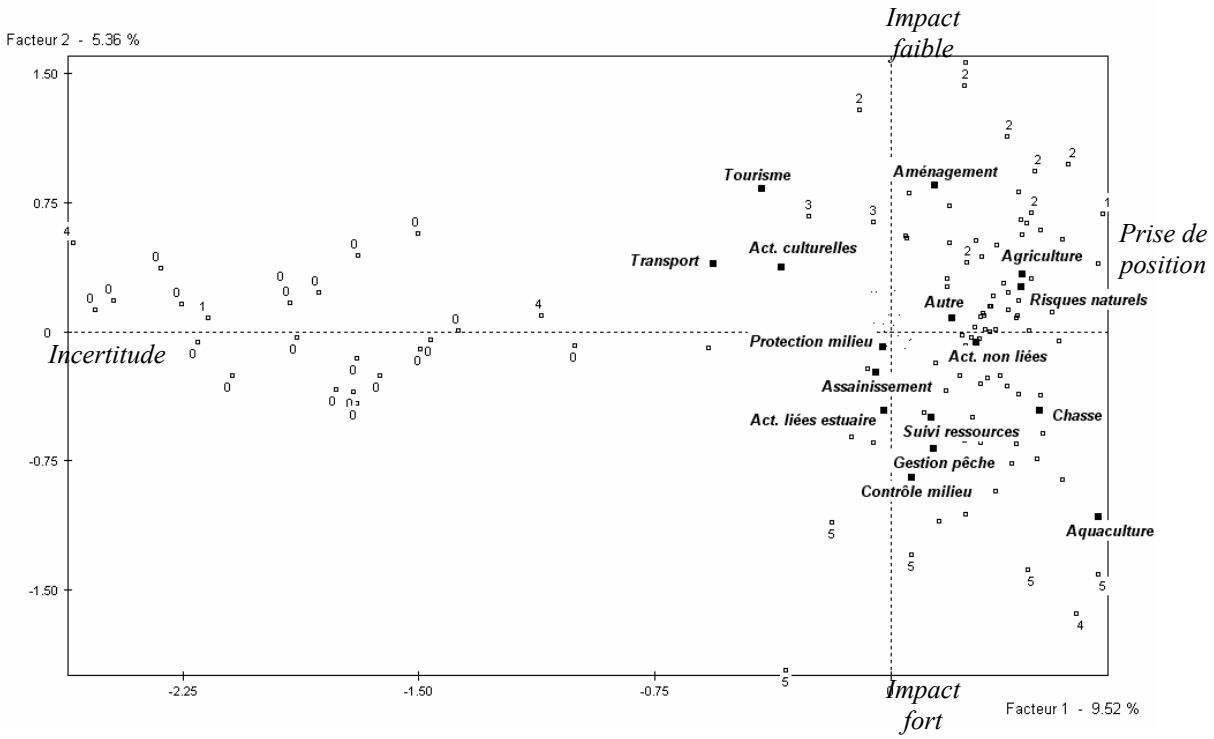
Graphique AI6-1 : *A.C.M., Domaines de compétence, Système fluvio-estuarien.*



La seconde analyse croise les profils des pressions anthropiques et ceux des experts par le biais d'une A.C.M. avec les deux profils en principal.

Les mêmes interprétations des axes peuvent être données que dans le cas de l'appartenance principale.

Graphique AI6-2 : *A.C.M., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Système fluvio-estuarien* .

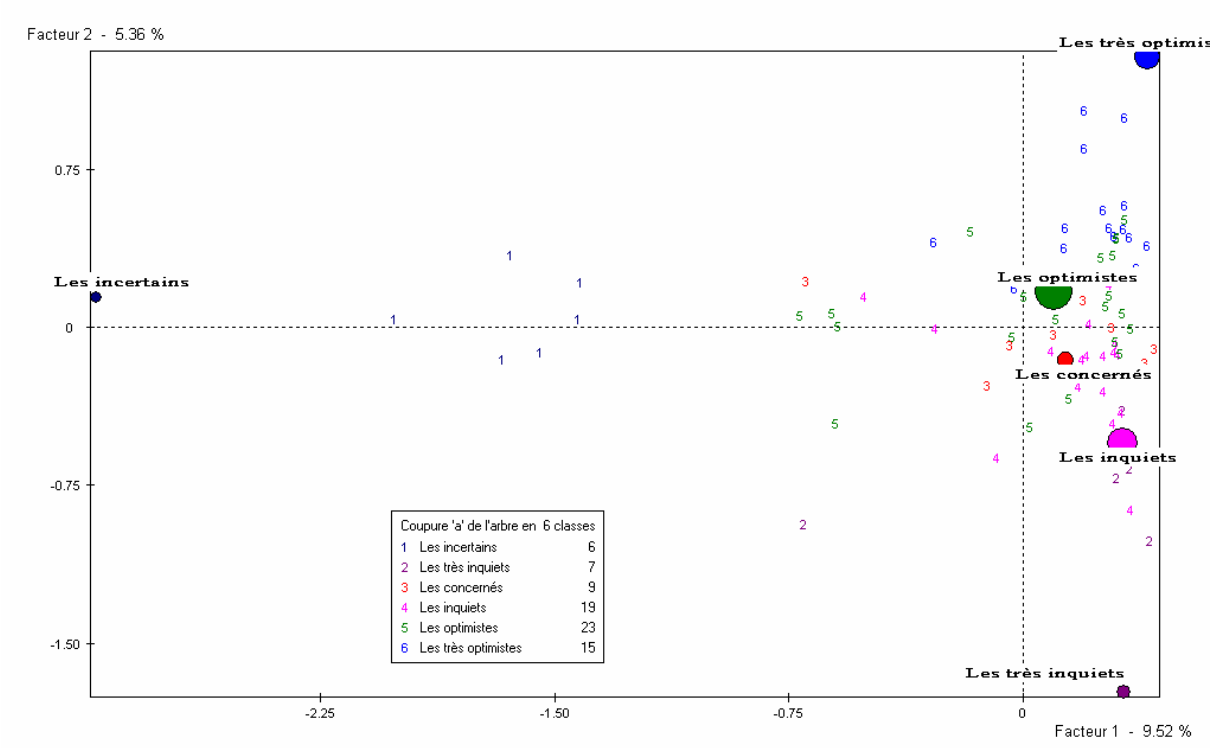


Par rapport à l'analyse globale, les experts ayant la compétence transport sont moins indécis. Par contre, ceux étant compétents dans l'aquaculture restent les plus sévères.

Une C.A.H. va permettre une analyse plus fine.

Enfin, les experts sont représentés sur le graphique AI6-3 en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. La C.A.H. permet de définir six classes : les incertains (6 individus), les optimistes (23 individus), les très optimistes (15 individus), les concernés (9 individus), les inquiets (19 individus) et les très inquiets (7 individus).

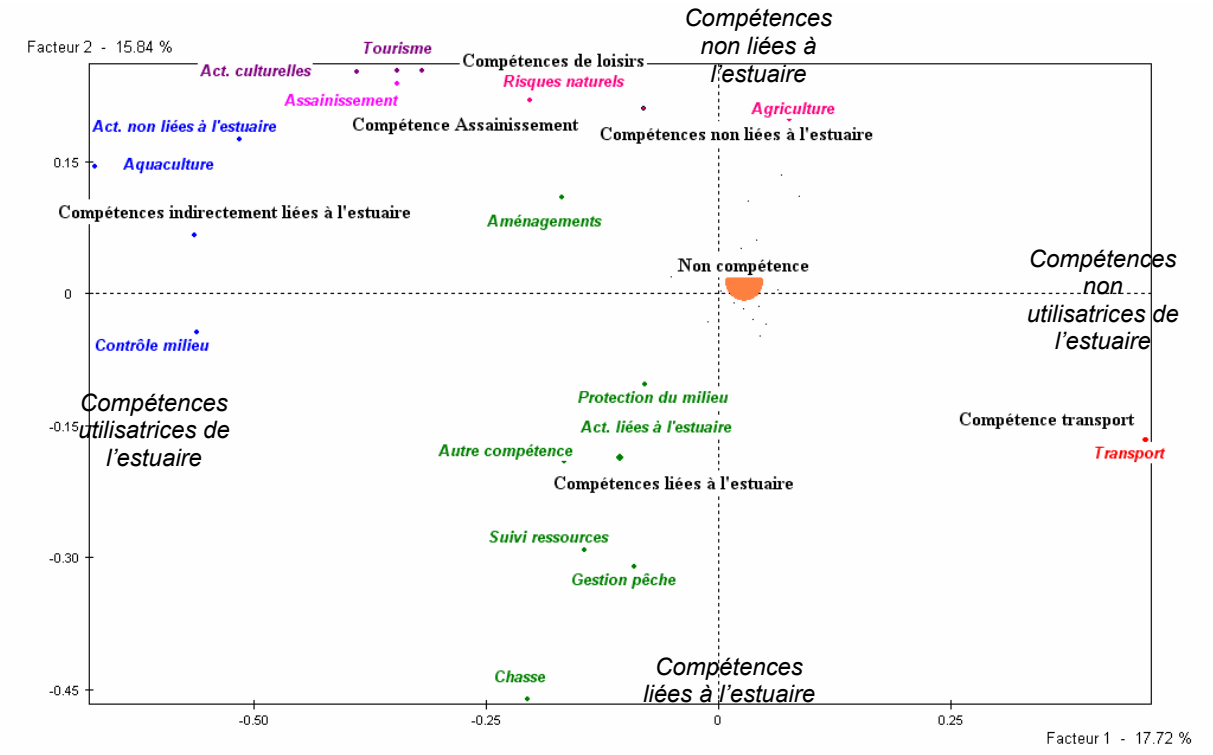
Graphique AI6-3 : *C.A.H., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Système fluvio-estuarien.*



2. Les ressources halieutiques

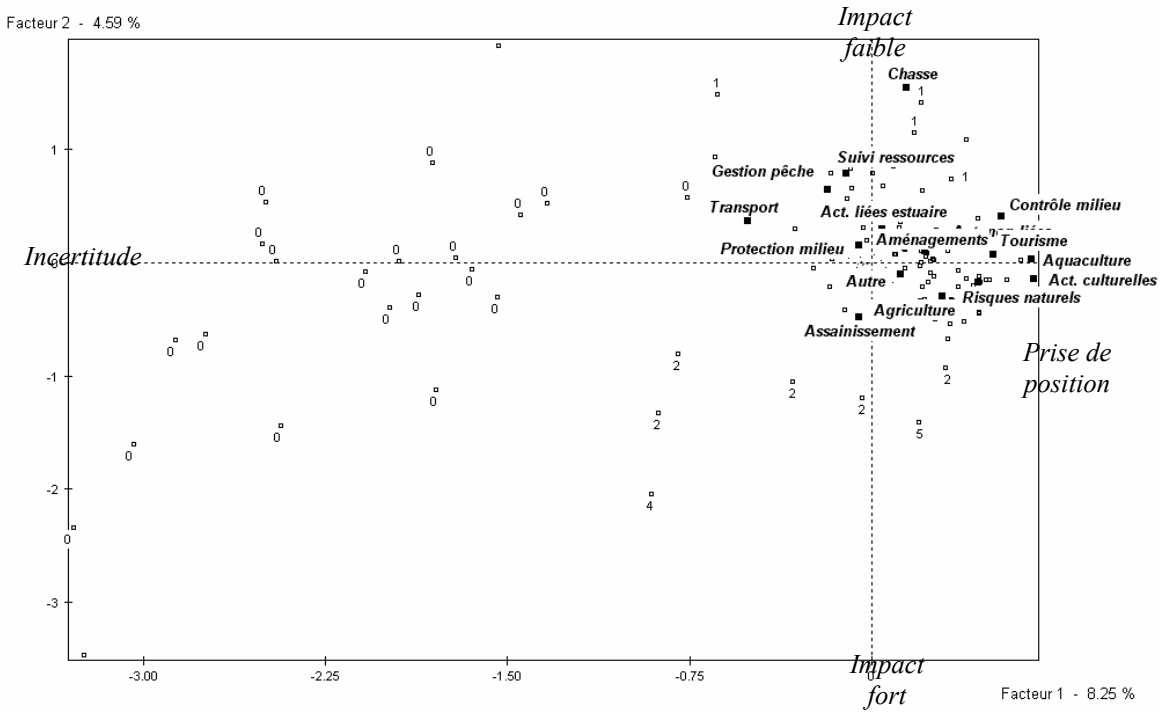
La première analyse consiste à examiner les profils des experts en fonction de leurs domaines de compétences. La même interprétation des axes peut être apportée. Une analyse des correspondances simples suivie d'une C.A.H. sont mises en place. Cette dernière permet de retenir sept classes avec un quotient d'inertie de 53%. On distingue les « Non compétences », la compétence « Transport » ou « Assainissement », les compétences de loisirs, celles liées à l'estuaire et celles non liées à l'estuaire.

Graphique AI6-4 : *A.C.M., Domaines de compétence, Ressources halieutiques.*



La seconde analyse est une A.C.M. avec les profils des pressions anthropiques et des experts en principal.

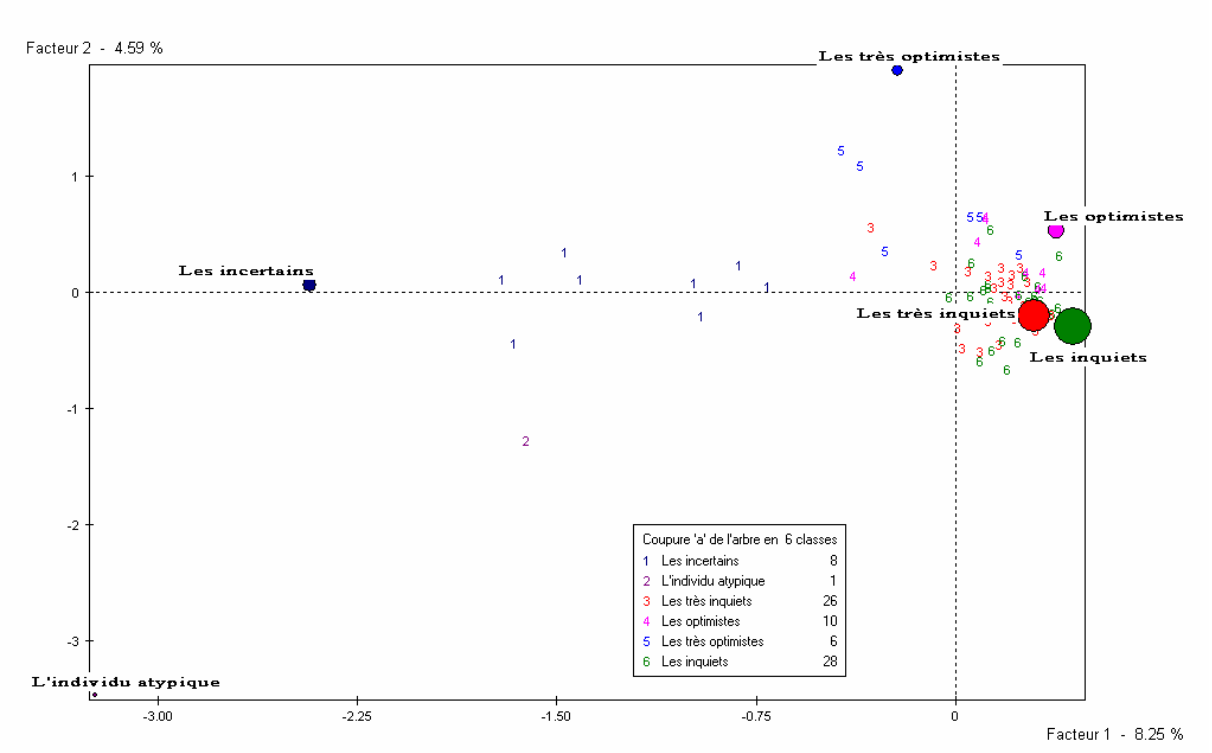
Graphique AI6-5 : *A.C.M., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Ressources halieutiques.*



L'interprétation des axes reste la même. A l'inverse de l'analyse globale et de celle sur le système fluvio-estuarien, la compétence aquaculture se situe dans le secteur des « impacts faibles », donc les experts possédant cette compétence sont ici plus indulgents. Les acteurs compétents en chasse ont une position atypique avec les comportements les plus cléments.

Enfin, les experts sont représentés sur le graphique AI6-6 en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. La C.A.H. permet de définir six classes : l'individu atypique, les incertains (8 individus), les optimistes (10 individus), les très optimistes (6 individus), les inquiets (28 individus) et les très inquiets (26 individus).
Par rapport aux précédentes analyses, les experts sont beaucoup plus sévères et inquiets.

Graphique AI6-6 : *C.A.H., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Ressources halieutiques.*

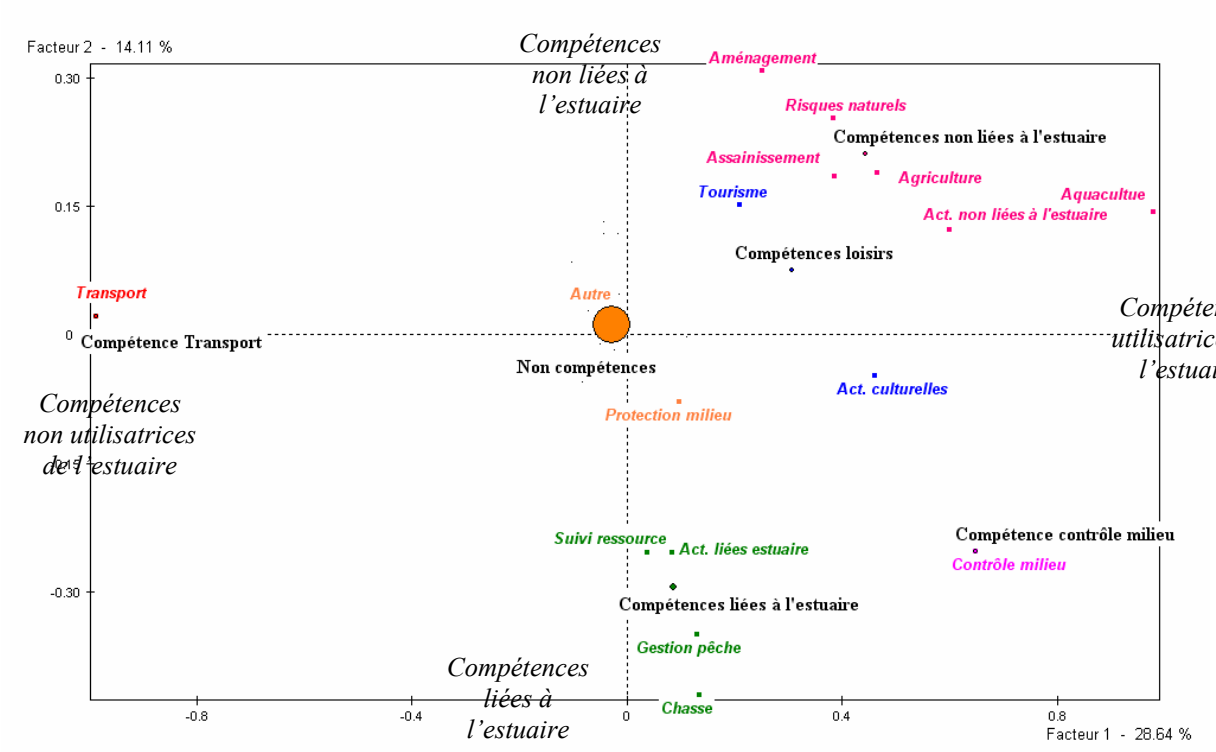


3. Les zones humides

La première analyse consiste à examiner les profils des experts en fonction de leurs domaines de compétences. Une analyse des correspondances simples suivie d'une C.A.H. est mise en place. L'interprétation des axes reste la même. Cette dernière permet de retenir six classes avec un quotient d'inertie de 54%. On distingue les « Non compétences », la compétence

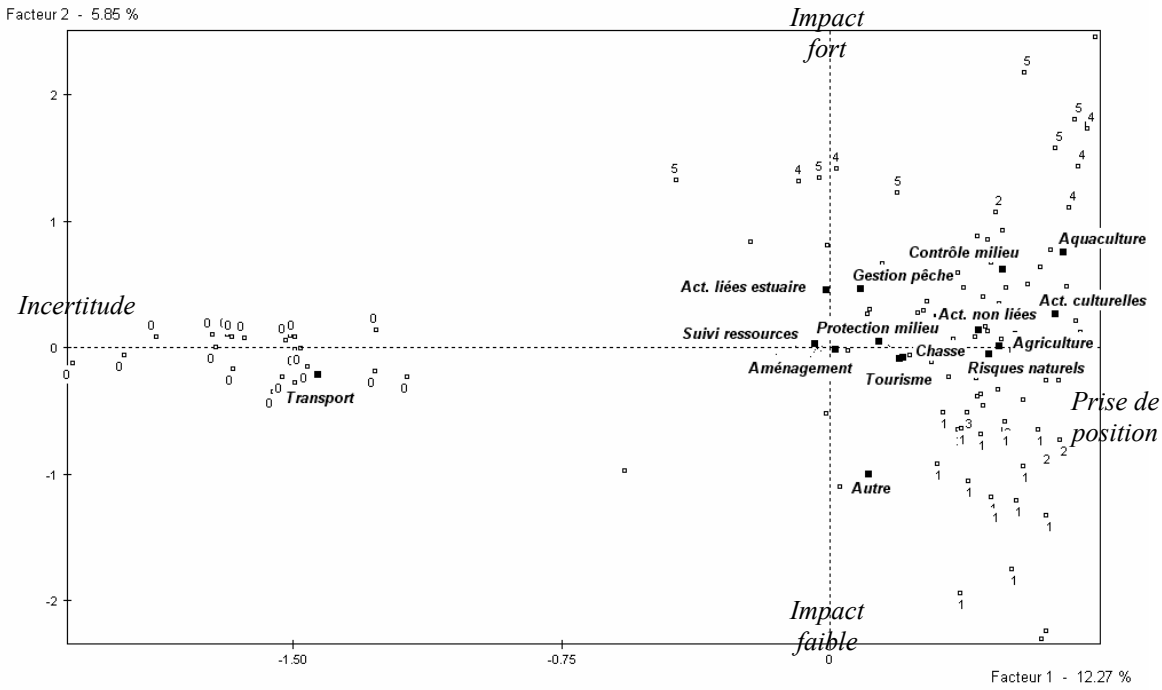
« Transport » ou « Contrôle du milieu », les compétences loisirs, celles liées et celles non liées à l'estuaire.

Graphique AI6-7 : *A.C.M., Domaines de compétence, Zones humides.*



La seconde analyse est une A.C.M. avec les profils des pressions anthropiques et des experts en principal.

Graphique AI6-8 : *A.C.M., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Zones humides.*

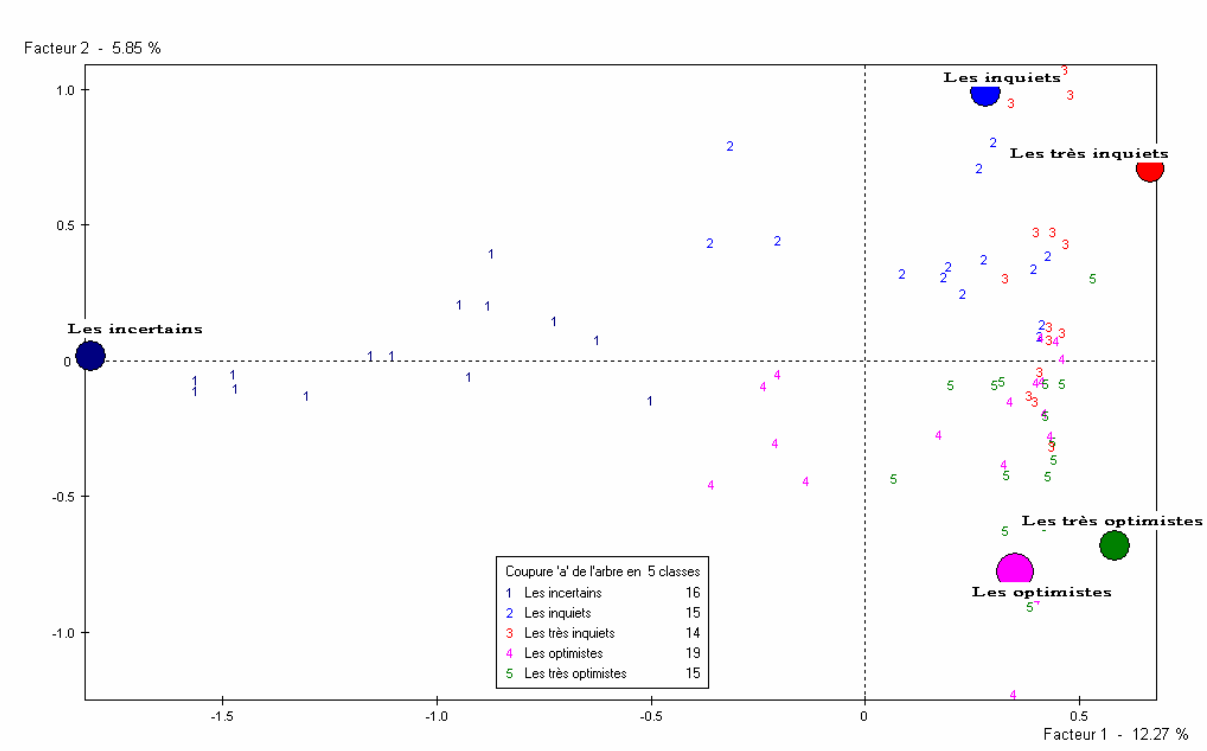


Les experts ayant la compétence « Transport » sont de nouveau les plus incertains. Les acteurs les plus atypiques sont ici ceux ayant la compétence « Autre ».

Enfin, les experts sont représentés sur le graphique AI6-6 en fonction de la classe à laquelle ils appartiennent. La C.A.H. permet de définir cinq classes : les incertains (16 individus), les optimistes (19 individus), les très optimistes (15 individus), les inquiets (15 individus) et les très inquiets (14 individus).

Les experts sont à la fois plus indulgents et plus incertains.

Graphique AI6-9 : *C.A.H., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Zones humides.*



Annexe II-1 : Modélisation de la contrainte

1987

```
Ordinary    least squares regression    Weighting variable = none     |
| Dep. var. = CAPTURE  Mean=   3578.647059    , S.D.=   2382.002608     |
| Model size: Observations =      17, Parameters =   2, Deg.Fr.=     15 |
| Residuals:  Sum of squares= 64697329.01    , Std.Dev.=     2076.81373 |
| Fit:        R-squared=  .287341, Adjusted R-squared =          .23983 |
| Model test: F[  1,     15] =    6.05,    Prob value =          .02655 |
| Diagnostic: Log-L =   -152.9141, Restricted(b=0) Log-L =    -155.7935 |
|             LogAmemiyaPrCrt.=   15.388, Akaike Info. Crt.=     18.225 |
| Model does not contain ONE. R-squared and F can be negative!          |
| Autocorrel: Durbin-Watson Statistic =   2.34712,   Rho =      -.17356 |
+-----------------------------------------------------------------------+
+---------+--------------+----------------+--------+---------+----------+
|Variable | Coefficient  | Standard Error |t-ratio |P[|T|>t] | Mean of X|
+---------+--------------+----------------+--------+---------+----------+
 EFFORT       165.8446637       56.431611    2.939   .0102     41.470588
 EFFORT2     -1.615723167       1.0858969   -1.488   .1575     1971.9412
```

1989

```
+-----------------------------------------------------------------------+
| Ordinary    least squares regression    Weighting variable = none     |
| Dep. var. = CAPTURE  Mean=   3229.306818    , S.D.=   2488.449038     |
| Model size: Observations =      22, Parameters =   2, Deg.Fr.=     20 |
| Residuals:  Sum of squares= 124342661.5    , Std.Dev.=     2493.41795 |
| Fit:        R-squared=  .043812, Adjusted R-squared =         -.00400 |
| Model test: F[  1,     20] =     .92,    Prob value =          .34986 |
| Diagnostic: Log-L =   -202.2392, Restricted(b=0) Log-L =    -202.7321 |
|             LogAmemiyaPrCrt.=   15.730, Akaike Info. Crt.=     18.567 |
| Model does not contain ONE. R-squared and F can be negative!          |
| Autocorrel: Durbin-Watson Statistic =   2.21297,   Rho =      -.10648 |
+-----------------------------------------------------------------------+
+---------+--------------+----------------+--------+---------+----------+
|Variable | Coefficient  | Standard Error |t-ratio |P[|T|>t] | Mean of X|
+---------+--------------+----------------+--------+---------+----------+
 EFFORT       127.3427860       44.155219    2.884   .0092     54.000000
 EFFORT2     -1.188178710       .72871770   -1.631   .1186     3049.7273
```

1990

```
+----------------------------------------------------------------------+
| Ordinary    least squares regression    Weighting variable = none     |
| Dep. var. = CAPTURE  Mean=   2485.750000    , S.D.=   2034.197194     |
| Model size: Observations =      28, Parameters =   2, Deg.Fr.=     26 |
| Residuals:  Sum of squares= 84596208.21    , Std.Dev.=     1803.80163 |
| Fit:        R-squared=  .242817, Adjusted R-squared =          .21369 |
| Model test: F[  1,     26] =    8.34,    Prob value =          .00772 |
| Diagnostic: Log-L =   -248.6270, Restricted(b=0) Log-L =    -252.5211 |
|             LogAmemiyaPrCrt.=   15.064, Akaike Info. Crt.=     17.902 |
| Model does not contain ONE. R-squared and F can be negative!         |
| Autocorrel: Durbin-Watson Statistic =   1.34367,   Rho =       .32816 |
+----------------------------------------------------------------------+
+---------+-------------+----------------+--------+---------+----------+
|Variable | Coefficient  | Standard Error |t-ratio |P[|T|>t] | Mean of X|
+---------+-------------+----------------+--------+---------+----------+
 EFFORT       128.4024502       26.798682    4.791   .0001     35.964286
 EFFORT2     -1.326390230       .53020513   -2.502   .0190     1518.0357
```

1991

```
+----------------------------------------------------------------------+
| Ordinary    least squares regression    Weighting variable = none     |
| Dep. var. = CAPTURE  Mean=   4144.656250    , S.D.=   3820.830904     |
| Model size: Observations =      16, Parameters =   2, Deg.Fr.=     14 |
| Residuals:  Sum of squares= 192494905.6    , Std.Dev.=     3708.05018 |
| Fit:        R-squared=  .120952, Adjusted R-squared =          .05816 |
| Model test: F[  1,     14] =    1.93,    Prob value =          .18685 |
| Diagnostic: Log-L =   -153.1269, Restricted(b=0) Log-L =    -154.1583 |
|             LogAmemiyaPrCrt.=   16.554, Akaike Info. Crt.=     19.391 |
| Model does not contain ONE. R-squared and F can be negative!         |
| Autocorrel: Durbin-Watson Statistic =   1.35607,   Rho =       .32196 |
+----------------------------------------------------------------------+
+---------+-------------+----------------+--------+---------+----------+
|Variable | Coefficient  | Standard Error |t-ratio |P[|T|>t] | Mean of X|
+---------+-------------+----------------+--------+---------+----------+
 EFFORT       192.1372395       70.208940    2.737   .0161     50.312500
 EFFORT2     -1.940653082       1.1439880   -1.696   .1119     2770.6875
```

1992

```
+----------------------------------------------------------------------+
| Ordinary    least squares regression    Weighting variable = none     |
| Dep. var. = CAPTURE  Mean=   2334.242647    , S.D.=   2064.635638     |
| Model size: Observations =      34, Parameters =   2, Deg.Fr.=     32 |
| Residuals:  Sum of squares= 112080494.7    , Std.Dev.=     1871.50086 |
| Fit:        R-squared=  .203237, Adjusted R-squared =          .17834 |
| Model test: F[  1,     32] =    8.16,    Prob value =          .00746 |
| Diagnostic: Log-L =   -303.3862, Restricted(b=0) Log-L =    -307.2485 |
|             LogAmemiyaPrCrt.=   15.126, Akaike Info. Crt.=     17.964 |
| Model does not contain ONE. R-squared and F can be negative!         |
| Autocorrel: Durbin-Watson Statistic =   2.12343,   Rho =      -.06172 |
+----------------------------------------------------------------------+
+---------+-------------+----------------+--------+---------+----------+
|Variable | Coefficient  | Standard Error |t-ratio |P[|T|>t] | Mean of X|
+---------+-------------+----------------+--------+---------+----------+
 EFFORT       116.2856904       24.906993    4.669   .0001     36.882353
 EFFORT2     -1.132182334       .46569973   -2.431   .0208     1638.3529
```

1993

```
+----------------------------------------------------------------------+
| Ordinary    least squares regression    Weighting variable = none     |
| Dep. var. = CAPTURE  Mean=   2179.430556    , S.D.=   1790.614028     |
| Model size: Observations =      36, Parameters =   2, Deg.Fr.=     34 |
| Residuals:  Sum of squares= 82859045.63    , Std.Dev.=     1561.09921 |
| Fit:        R-squared=  .261640, Adjusted R-squared =          .23992 |
| Model test: F[  1,     34] =   12.05,    Prob value =          .00143 |
| Diagnostic: Log-L =   -314.7662, Restricted(b=0) Log-L =    -320.2260 |
|             LogAmemiyaPrCrt.=   14.760, Akaike Info. Crt.=     17.598 |
| Model does not contain ONE. R-squared and F can be negative!         |
| Autocorrel: Durbin-Watson Statistic =   1.97128,   Rho =       .01436 |
+----------------------------------------------------------------------+
+---------+-------------+----------------+--------+---------+----------+
|Variable | Coefficient  | Standard Error |t-ratio |P[|T|>t] | Mean of X|
+---------+-------------+----------------+--------+---------+----------+
 EFFORT       80.02332135       18.875250    4.240   .0002     40.944444
EFFORT2     -.5009541899       .30953867   -1.618   .1148     2079.3333
```

Annexe II-2 : Résultats ASPIC

```
Alose                                                                                                  Page 1
                                                                                  Thursday, 09 Aug 2007 at 17:33:10
ASPIC -- A Surplus-Production Model Including Covariates (Ver. 5.10)
                                                                                                  FIT program mode
Author:     Michael H. Prager; NOAA Center for Coastal Fisheries and Habitat Research           LOGISTIC model mode
            101 Pivers Island Road; Beaufort, North Carolina  28516  USA                          YLD conditioning
            Mike.Prager@noaa.gov                                                                 SSE optimization

Reference:  Prager, M. H. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium          ASPIC User's Manual is available
            surplus-production model.  Fishery Bulletin 92: 374-389.                       gratis from the author.

CONTROL PARAMETERS (FROM INPUT FILE)                                                    Input file: sample2.inp
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------
----
Operation of ASPIC:  Fit logistic (Schaefer) model by direct optimization.
Number of years analyzed:                          25          Number of bootstrap trials:                    0
Number of data series:                              1          Bounds on MSY (min, max):    1.000E+05    1.000E+07
Objective function:                    Least squares          Bounds on K (min, max):      1.000E+06    1.000E+09
Relative conv. criterion (simplex):       1.000E-08          Monte Carlo search mode, trials:     0        10000
Relative conv. criterion (restart):       3.000E-08          Random number seed:                           9941285
Relative conv. criterion (effort):        1.000E-04          Identical convergences required in fitting:       6
Maximum F allowed in fitting:                 8.000


PROGRAM STATUS INFORMATION (NON-BOOTSTRAPPED ANALYSIS)                                          error code  30
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------
----
Number of restarts required for convergence:     11


GOODNESS-OF-FIT AND WEIGHTING (NON-BOOTSTRAPPED ANALYSIS)
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------
----
                                                Weighted           Weighted   Current    Inv. var.    R-squared
Loss component number and title                      SSE     N          MSE    weight       weight      in CPUE
```

```
Loss(-1)  SSE in yield                                0.000E+00
Loss(0)   Penalty for B1 > K                          0.000E+00     1         N/A    0.000E+00          N/A
Loss(1)   Alose filet                                 3.370E+00    25    1.465E-01 1.000E+00    1.000E+00       -0.428
.....................................................................................
TOTAL OBJECTIVE FUNCTION, MSE, RMSE:          3.37013026E+00          1.532E-01    3.914E-01
Estimated contrast index (ideal = 1.0):               0.0700          C* = (Bmax-Bmin)/K
Estimated nearness index (ideal = 1.0):               0.6274          N* = 1 - |min(B-Bmsy)|/K


MODEL PARAMETER ESTIMATES (NON-BOOTSTRAPPED)
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------
----
Parameter                                              Estimate     User/pgm guess    2nd guess    Estimated   User
guess

B1/K      Starting relative biomass (in 1978)       8.202E-02          5.000E-01    4.000E-01          1           1
MSY       Maximum sustainable yield                 1.474E+06          2.000E+05    3.541E+05          1           1
K         Maximum population size                   1.000E+07          1.670E+07    2.080E+08          1           1
phi       Shape of production curve (Bmsy/K)        0.5000             0.5000            ----          0           1

--------- Catchability Coefficients by Data Series ---------------
q(1)      Alose filet                               7.500E-05          7.500E-05    7.125E-03          0           1


MANAGEMENT and DERIVED PARAMETER ESTIMATES (NON-BOOTSTRAPPED)
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------
----
Parameter                                              Estimate               Logistic formula        General formula

MSY       Maximum sustainable yield                 1.474E+06                          ----                    ----
Bmsy      Stock biomass giving MSY                  5.000E+06                           K/2          K*n**(1/(1-n))
Fmsy      Fishing mortality rate at MSY             2.947E-01                       MSY/Bmsy                MSY/Bmsy

n         Exponent in production function           2.0000                             ----                    ----
g         Fletcher's gamma                          4.000E+00                          ----    [n**(n/(n-1))]/[n-1]

B./Bmsy   Ratio: B(2003)/Bmsy                       2.547E-01                          ----                    ----
F./Fmsy   Ratio: F(2002)/Fmsy                       1.032E+00                          ----                    ----
Fmsy/F.   Ratio: Fmsy/F(2002)                       9.693E-01                          ----                    ----
```

Y.(Fmsy)	Approx. yield available at Fmsy in 2003	3.754E+05	MSY*B./Bmsy	MSY*B./Bmsy
	...as proportion of MSY	2.547E-01	----	----
Ye.	Equilibrium yield available in 2003	6.551E+05	4*MSY*(B/K-(B/K)**2)	g*MSY*(B/K-(B/K)**n)
	...as proportion of MSY	4.445E-01	----	----
---------	Fishing effort rate at MSY in units of each CE or CC series	---------		
fmsy(1)	Alose filet	3.930E+03	Fmsy/q(1)	Fmsy/q(1)

Alose

ESTIMATED POPULATION TRAJECTORY (NON-BOOTSTRAPPED)

Obs	Year or ID	Estimated total F mort	Estimated starting biomass	Estimated average biomass	Observed total yield	Model total yield	Estimated surplus production	Ratio of F mort to Fmsy	Ratio of biomass to Bmsy
1	1978	0.530	8.202E+05	8.247E+05	4.370E+05	4.370E+05	4.461E+05	1.798E+00	1.640E-01
2	1979	0.403	8.292E+05	8.878E+05	3.580E+05	3.580E+05	4.768E+05	1.368E+00	1.658E-01
3	1980	0.622	9.480E+05	9.079E+05	5.650E+05	5.650E+05	4.866E+05	2.111E+00	1.896E-01
4	1981	0.601	8.696E+05	8.432E+05	5.069E+05	5.069E+05	4.551E+05	2.040E+00	1.739E-01
5	1982	0.496	8.178E+05	8.363E+05	4.148E+05	4.148E+05	4.517E+05	1.683E+00	1.636E-01
6	1983	0.622	8.547E+05	8.207E+05	5.106E+05	5.106E+05	4.441E+05	2.111E+00	1.709E-01
7	1984	0.508	7.881E+05	8.019E+05	4.074E+05	4.074E+05	4.348E+05	1.724E+00	1.576E-01
8	1985	0.525	8.155E+05	8.220E+05	4.319E+05	4.319E+05	4.447E+05	1.783E+00	1.631E-01
9	1986	0.514	8.284E+05	8.395E+05	4.311E+05	4.311E+05	4.533E+05	1.742E+00	1.657E-01
10	1987	0.593	8.506E+05	8.283E+05	4.916E+05	4.916E+05	4.478E+05	2.013E+00	1.701E-01
11	1988	0.602	8.068E+05	7.836E+05	4.714E+05	4.714E+05	4.257E+05	2.041E+00	1.614E-01
12	1989	0.632	7.611E+05	7.293E+05	4.608E+05	4.608E+05	3.985E+05	2.144E+00	1.522E-01
13	1990	0.570	6.988E+05	6.914E+05	3.941E+05	3.941E+05	3.794E+05	1.934E+00	1.398E-01
14	1991	0.729	6.841E+05	6.269E+05	4.569E+05	4.569E+05	3.463E+05	2.473E+00	1.368E-01
15	1992	0.465	5.735E+05	6.002E+05	2.788E+05	2.788E+05	3.325E+05	1.576E+00	1.147E-01
16	1993	0.407	6.273E+05	6.746E+05	2.745E+05	2.745E+05	3.708E+05	1.381E+00	1.255E-01
17	1994	0.556	7.235E+05	7.204E+05	4.003E+05	4.003E+05	3.941E+05	1.885E+00	1.447E-01
18	1995	0.536	7.173E+05	7.214E+05	3.865E+05	3.865E+05	3.946E+05	1.818E+00	1.435E-01
19	1996	0.600	7.255E+05	7.069E+05	4.239E+05	4.239E+05	3.872E+05	2.035E+00	1.451E-01
20	1997	0.470	6.888E+05	7.164E+05	3.366E+05	3.366E+05	3.920E+05	1.594E+00	1.378E-01
21	1998	0.429	7.443E+05	7.887E+05	3.385E+05	3.385E+05	4.282E+05	1.456E+00	1.489E-01
22	1999	0.480	8.340E+05	8.592E+05	4.126E+05	4.126E+05	4.629E+05	1.629E+00	1.668E-01
23	2000	0.460	8.843E+05	9.189E+05	4.226E+05	4.226E+05	4.919E+05	1.560E+00	1.769E-01
24	2001	0.460	9.536E+05	9.888E+05	4.547E+05	4.547E+05	5.253E+05	1.560E+00	1.907E-01
25	2002	0.304	1.024E+06	1.146E+06	3.484E+05	3.484E+05	5.977E+05	1.032E+00	2.048E-01
26	2003		1.274E+06						2.547E-01

Alose Page 3

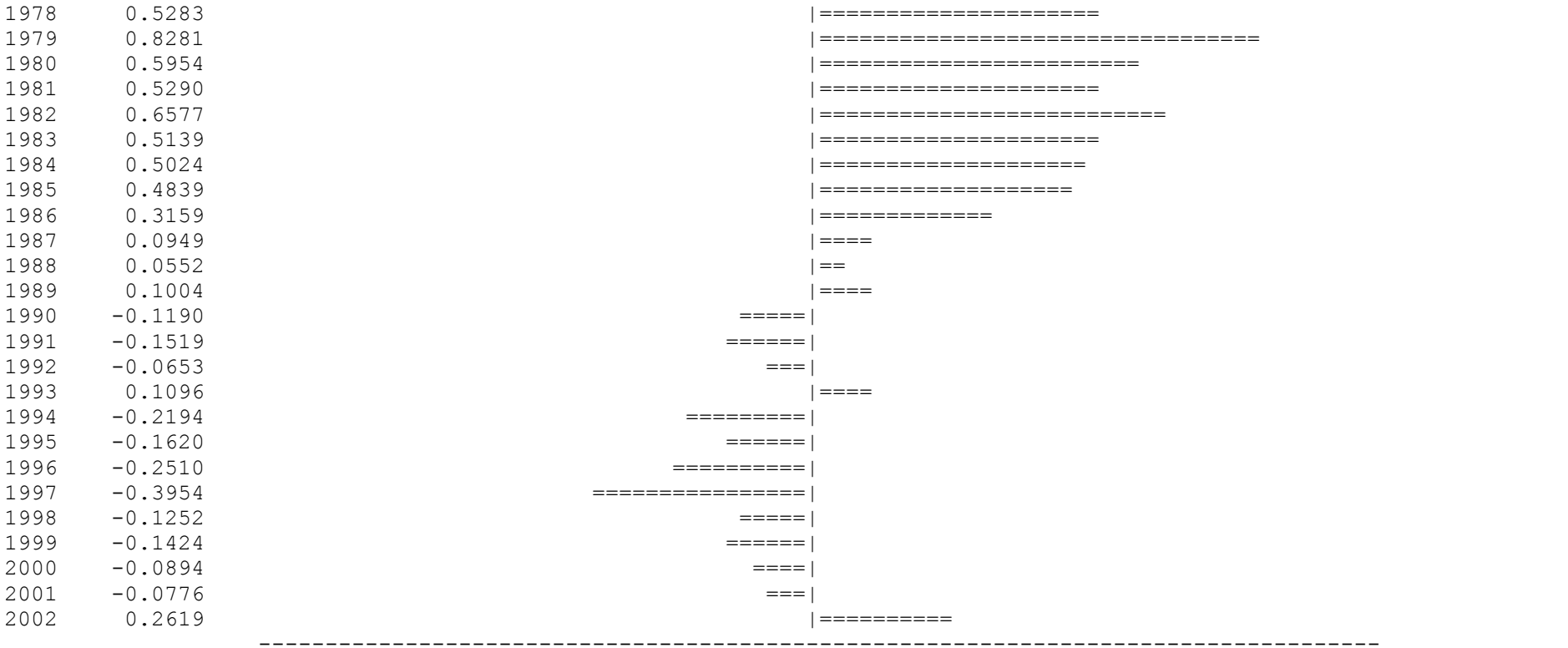
RESULTS FOR DATA SERIES # 1 (NON-BOOTSTRAPPED) Alose filet

Data type CC: CPUE-catch series Series weight: 1.000

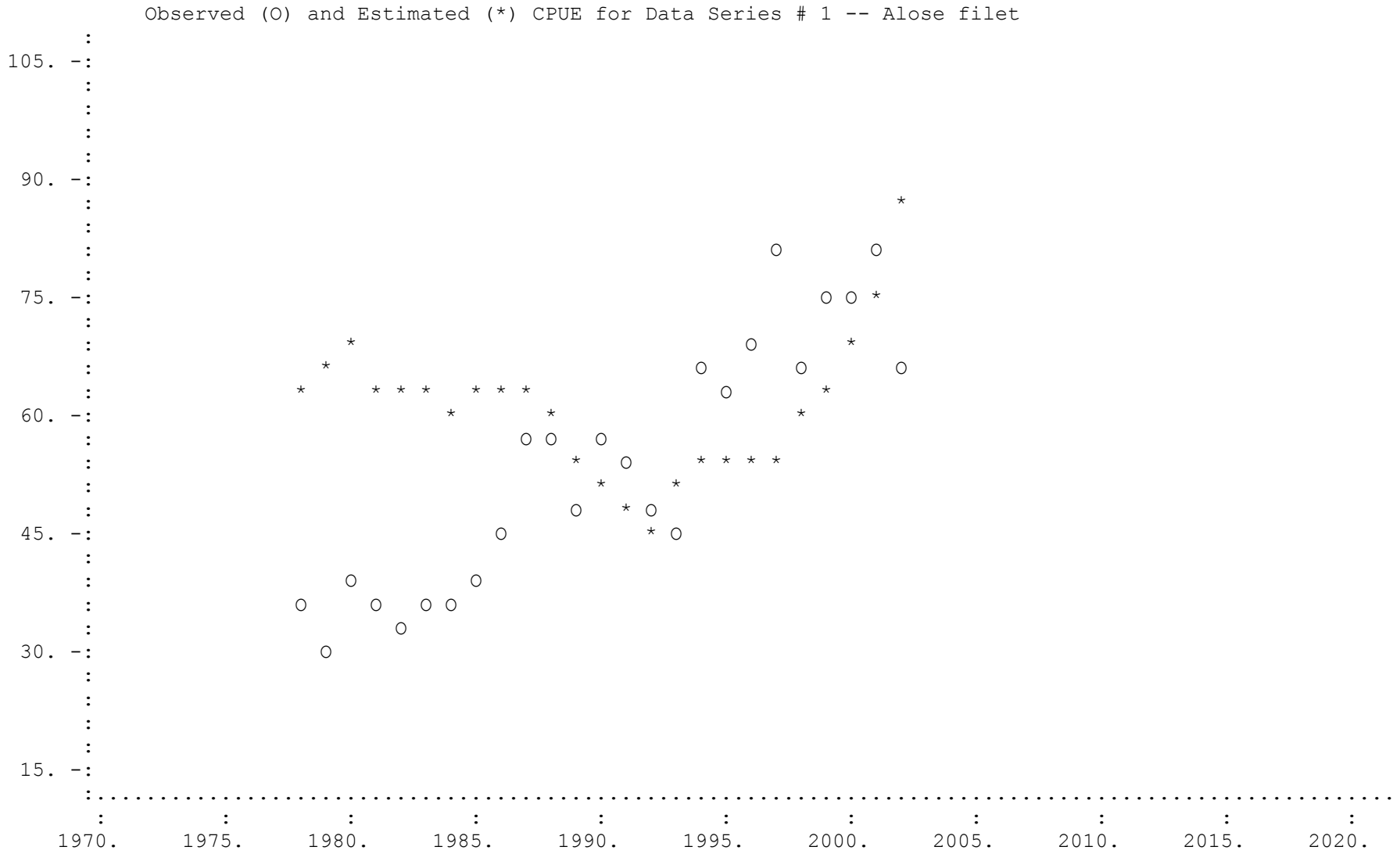
Obs	Year	Observed CPUE	Estimated CPUE	Estim F	Observed yield	Model yield	Resid in log scale
1	1978	3.647E+01	6.185E+01	0.5299	4.370E+05	4.370E+05	0.52828
2	1979	2.909E+01	6.658E+01	0.4033	3.580E+05	3.580E+05	0.82807
3	1980	3.754E+01	6.809E+01	0.6223	5.650E+05	5.650E+05	0.59542
4	1981	3.726E+01	6.324E+01	0.6012	5.069E+05	5.069E+05	0.52899
5	1982	3.249E+01	6.272E+01	0.4960	4.148E+05	4.148E+05	0.65774
6	1983	3.682E+01	6.155E+01	0.6222	5.106E+05	5.106E+05	0.51386
7	1984	3.639E+01	6.014E+01	0.5081	4.074E+05	4.074E+05	0.50238
8	1985	3.800E+01	6.165E+01	0.5254	4.319E+05	4.319E+05	0.48388
9	1986	4.591E+01	6.296E+01	0.5135	4.311E+05	4.311E+05	0.31588
10	1987	5.650E+01	6.213E+01	0.5935	4.916E+05	4.916E+05	0.09492
11	1988	5.561E+01	5.877E+01	0.6017	4.714E+05	4.714E+05	0.05522
12	1989	4.947E+01	5.470E+01	0.6319	4.608E+05	4.608E+05	0.10042
13	1990	5.841E+01	5.185E+01	0.5700	3.941E+05	3.941E+05	-0.11904
14	1991	5.473E+01	4.702E+01	0.7289	4.569E+05	4.569E+05	-0.15192
15	1992	4.805E+01	4.501E+01	0.4646	2.788E+05	2.788E+05	-0.06532
16	1993	4.534E+01	5.059E+01	0.4069	2.745E+05	2.745E+05	0.10960
17	1994	6.729E+01	5.403E+01	0.5556	4.003E+05	4.003E+05	-0.21944
18	1995	6.362E+01	5.411E+01	0.5357	3.865E+05	3.865E+05	-0.16196
19	1996	6.814E+01	5.301E+01	0.5997	4.239E+05	4.239E+05	-0.25099
20	1997	7.979E+01	5.373E+01	0.4698	3.366E+05	3.366E+05	-0.39544
21	1998	6.704E+01	5.915E+01	0.4292	3.385E+05	3.385E+05	-0.12523
22	1999	7.430E+01	6.444E+01	0.4802	4.126E+05	4.126E+05	-0.14243
23	2000	7.536E+01	6.892E+01	0.4599	4.226E+05	4.226E+05	-0.08940
24	2001	8.015E+01	7.416E+01	0.4598	4.547E+05	4.547E+05	-0.07764
25	2002	6.613E+01	8.593E+01	0.3041	3.484E+05	3.484E+05	0.26191

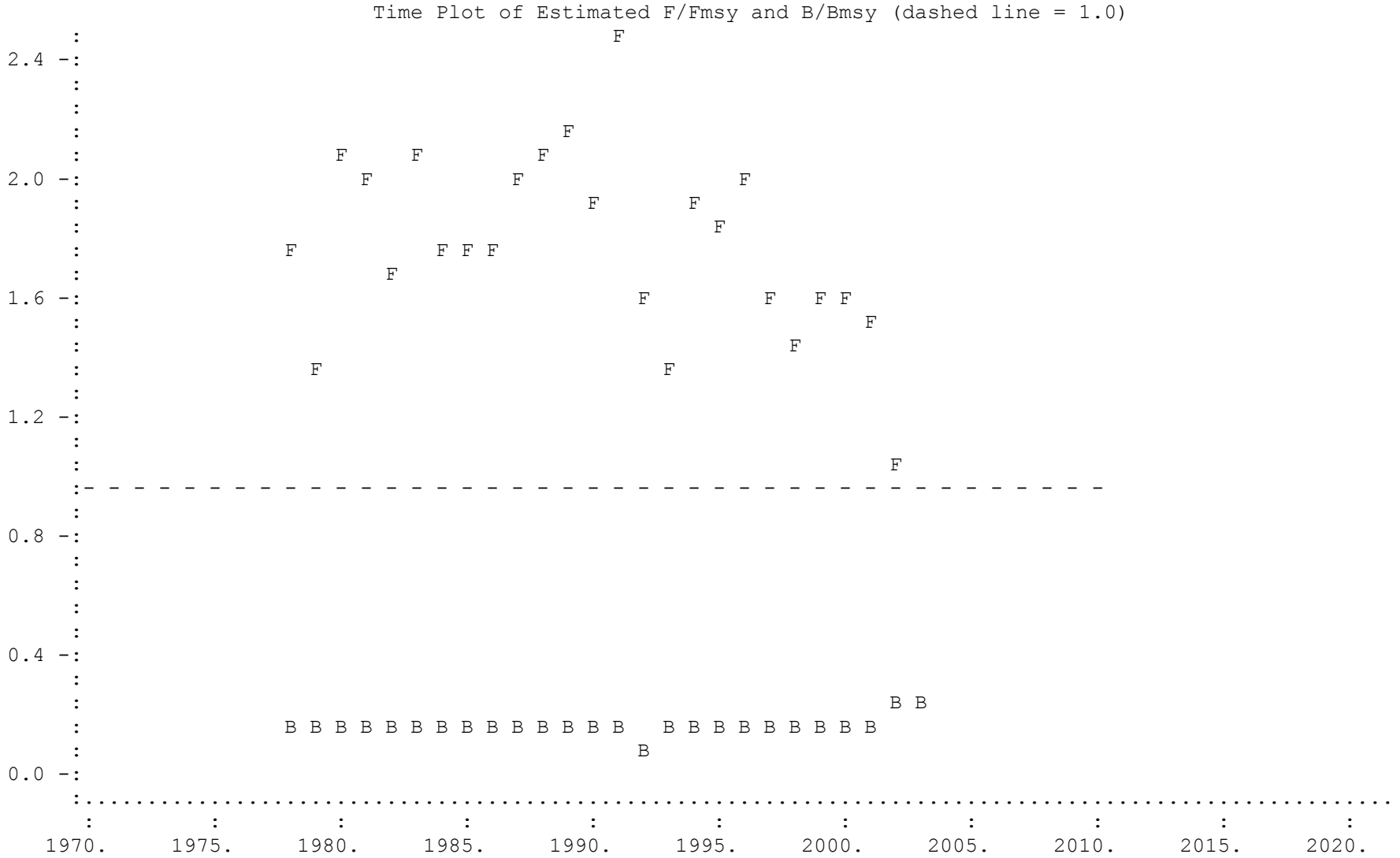
UNWEIGHTED LOG RESIDUAL PLOT FOR DATA SERIES # 1

```
                  -1       -0.75     -0.5      -0.25       0        0.25      0.5       0.75       1
                   |    .    |    .    |    .    |    .    |    .    |    .    |    .    |    .    |
Year   Residual    ---------------------------------------------------------------------------------
```


1978 0.5283
1979 0.8281
1980 0.5954
1981 0.5290
1982 0.6577
1983 0.5139
1984 0.5024
1985 0.4839
1986 0.3159
1987 0.0949
1988 0.0552
1989 0.1004
1990 -0.1190
1991 -0.1519
1992 -0.0653
1993 0.1096
1994 -0.2194
1995 -0.1620
1996 -0.2510
1997 -0.3954
1998 -0.1252
1999 -0.1424
2000 -0.0894
2001 -0.0776
2002 0.2619

Alose Page 4


Observed (O) and Estimated (*) CPUE for Data Series # 1 -- Alose filet
105.
90.
75.
60.
45.
30.
15.
1970.
1975.
1980.
1985.
1990.
1995.
2000.
2005.
2010.
2015.
2020.


Time Plot of Estimated F/Fmsy and B/Bmsy (dashed line = 1.0)
2.4
2.0
1.6
1.2
0.8
0.4
0.0
1970.
1975.
1980.
1985.
1990.
1995.
2000.
2005.
2010.
2015.
2020.

Annexe II-3 : Modélisation de la fonction de coût

La fonction de coût des marins pêcheurs

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	10.69539	0.323261	33.08593	0.0000
LNBAT	0.922084	0.479546	1.922826	0.0959

R-squared	0.345627	Mean dependent var	11.23404
Adjusted R-squared	0.252145	S.D. dependent var	0.559609
S.E. of regression	0.483942	Akaike info criterion	1.579426
Sum squared resid	1.639399	Schwarz criterion	1.623254
Log likelihood	-5.107419	F-statistic	3.697261
Durbin-Watson stat	1.530412	Prob(F-statistic)	0.095930

La fonction de coût des fluviaux

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	8.854776	0.570678	15.51623	0.0000
LNBAT	1.601019	0.712293	2.247696	0.0594

R-squared	0.419190	Mean dependent var	10.10877
Adjusted R-squared	0.336217	S.D. dependent var	0.442122
S.E. of regression	0.360209	Akaike info criterion	0.988868
Sum squared resid	0.908256	Schwarz criterion	1.032696
Log likelihood	-2.449905	F-statistic	5.052138
Durbin-Watson stat	1.738387	Prob(F-statistic)	0.059400

Annexe II-4 : Le calendrier de pêche

Calendrier de pêche de l'estuaire maritime :

	Janv	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
Civelle												
Anguille												
Alose vraie												
Lamproie marine												
Crevette												

Source : Girardin *et al.*, 2005

Avec Période de forte production

Période de production plus limitée, début et fin de période

Annexe II-5 : Modélisation de la fonction de prix

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
LNCAPT	-0.178906	0.053966	-3.315173	0.0036
LNPCIV	-0.215454	0.067810	-3.177306	0.0050
LNPLAMP	1.379370	0.222670	6.194671	0.0000

R-squared	0.845768	Mean dependent var	3.009719
Adjusted R-squared	0.829533	S.D. dependent var	0.287228
S.E. of regression	0.118590	Akaike info criterion	-1.300174
Sum squared resid	0.267206	Schwarz criterion	-1.151395
Log likelihood	17.30191	Durbin-Watson stat	1.199304

Annexe II-6 : Analyse de la sensibilité avec des prix constants

Variation du taux d'actualisation

Ce taux passe de 4% à 8%.

Tableau AII6-1 : *CPNB Variation du taux d'actualisation. Prix fixés.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	Perte
1987	416 526	416 526	0%	458 595	458 595	0%	0%
1988	262 059	252 353	-4%	439 173	422 907	-4%	-4%
1989	617 548	572 651	-7%	1 206 351	1 118 647	-7%	-7%
1990	758 774	677 550	-11%	1 401 693	1 251 647	-11%	-11%
1991	776 014	667 280	-14%	2 429 969	2 089 484	-14%	-14%
1992	1 180 119	977 178	-17%	3 444 720	2 852 343	-17%	-17%
1993	1 233 101	983 232	-20%	3 362 754	2 681 344	-20%	-20%
Total	5 244 142	4 546 771	-13%	12 743 255	10 874 967	-15%	-16%

Variation du taux de croissance intrinsèque

Ce taux est augmenté de 10%.

Tableau AII6-2 : *CPNB Variation du taux de croissance. Prix fixés.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	Perte
1987	416 526	440 865	6%	458 595	484 901	6%	5%
1988	262 059	293 442	12%	439 173	485 497	11%	8%
1989	617 548	707 295	15%	1 206 351	1 361 551	13%	11%
1990	758 774	899 886	19%	1 401 693	1 624 945	16%	13%
1991	776 014	953 796	23%	2 429 969	2 795 612	15%	11%
1992	1 180 119	1 499 013	27%	3 444 720	3 956 736	15%	9%
1993	1 233 101	1 619 144	31%	3 362 754	3 842 503	14%	4%
Total	5 244 142	6 413 440	22%	12 743 255	14 551 746	14%	9%

Variation de la capacité d'accueil

La capacité d'accueil est augmentée de 10%.

Tableau AII6-3 : *CPNB Variation de la capacité d'accueil. Prix fixés.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	Perte
1987	416 526	418170	0%	458 595	460 541	0%	1%
1988	262 059	264 154	1%	439 173	443 309	1%	1%
1989	617 548	623 826	1%	1 206 351	1 223 741	1%	2%
1990	758 774	769 869	1%	1 401 693	1 433 266	2%	3%
1991	776 014	791 477	2%	2 429 969	2 526 751	4%	5%
1992	1 180 119	1 210 184	3%	3 444 720	3 630 690	5%	7%
1993	1 233 101	1 272 718	3%	3 362 754	3 594 906	7%	9%
Total	5 244 142	5 350 398	2%	12 743 255	13 313 204	4%	6%

Variation du taux de capturabilité

Le taux de capturabilité est augmenté de 10%.

Tableau AII6-4 : *CPNB Variation du taux de capturabilité. Prix fixés.*

Année	Avec Impact			Sans impact			Variation
	Profit avant	Profit Après	Variation	Profit avant	Profit Après	Variation	Perte
1987	416 526	440 092	6%	458 595	484 060	6%	5%
1988	262 059	269 387	3%	439 173	450 393	3%	2%
1989	617 548	623 627	1%	1 206 351	1 220 290	1%	1%
1990	758 774	742 468	-2%	1 401 693	1 379 405	-2%	-1%
1991	776 014	733 030	-6%	2 429 969	2 344 742	-4%	-3%
1992	1 180 119	1 077 844	-9%	3 444 720	3 269 585	-5%	-3%
1993	1 233 101	1 054 681	-14%	3 362 754	3 049 685	-9%	-6%
Total	5 244 142	4 941 130	-6%	12 743 255	12 198 162	-4%	-3%

Annexe III-1 : Les méthodes de partage de dommage joint

Les tableaux ci-dessous rappellent quelles sont les propriétés satisfaites, d'après les articles étudiés (liste certainement non exhaustive), par les méthodes rappelées dans le chapitre 5. Il est bien sûr aussi intéressant de s'intéresser aux propriétés satisfaites « en groupe ». Pour cela, il est nécessaire de se reporter au chapitre 5.

Tableaux III1-1 : *Les propriétés satisfaites par les méthodes de partage de dommage*.

			Les méthodes	Les propriétés d'équité						
				Equal treatment of equals	Damage based Equal Treatment of Equals	Symmetry	Independence of Higher impacts	Damage monitonicity	Impact Monotonicity	Proportionality
Les méthodes additives	Les impacts homogènes		Dommage moyen	S				S		S
			Dommage marginal							
			Dommage incrémental			S				
			Dommage séquentiel		S	S	S		S	
	Les impacts hétérogènes	Les impacts divisibles	Aumann Shapley							
			Shapley Shubik			S			S	
			Séquentielle			S			S	
		Les impacts indivisibles	Aumann Shapley						S	
			Shapley Shubik			S			S	
			Séquentielle	S		S	S		S	
		Les impacts mixtes	Méthode de Calvos et Santos							

Les méthodes non additives			PAMP							S
			Ordinal Proportional						S	
		Généralisation de la méthode séquentielle	Axial serial rule		S	S				
			Radial serial rule							
			Path serial rule			S				

			Les méthodes	Les propriétés d'équité					Les propriétés des impacts négligeables	
				Lower bound	Upper bound	Positivity	Separable damage	No charge for null impact	Dummy	Independence of null agents
Les méthodes additives	Les impacts homogènes		Dommage moyen				S	S		
			Dommage marginal				S			
			Dommage incrémental					S		
			Dommage séquentiel							S
	Les impacts hétérogènes	Les impacts divisibles	Aumann Shapley						S	
			Shapley Shubik	S					S	
			Séquentielle		S				S	
		Les impacts indivisibles	Aumann Shapley			S			S	
			Shapley Shubik	S					S	
			Séquentielle						S	
		Les impacts mixtes	Méthode de Calvos et Santos			S			S	
Les méthodes non additives			PAMP							
			Ordinal Proportional				S			
		Généralisation de la méthode séquentielle	Axial serial rule							S
			Radial serial rule							S
			Path serial rule							S

			Les méthodes		Les propriétés de rang				
				Free lunch	Rank independence of irrelevant agent	Ranking	Serial principle	Cross monotoncity	Consistency
Les méthodes additives	Les impacts homogènes		Dommage moyen						S
			Dommage marginal						
			Dommage incrémental						
			Dommage séquentiel	S	S	S			
	Les impacts hétérogènes	Les impacts divisibles	Aumann Shapley						
			Shapley Shubik					S	
			Séquentielle					S	
		Les impacts indivisibles	Aumann Shapley						S
			Shapley Shubik						
			Séquentielle				S		
		Les impacts mixtes	Méthode de Calvos et Santos						S
Les méthodes non additives			PAMP						
			Ordinal Proportional					S	
		Généralisation de la méthode séquentielle	Axial serial rule		S		S		
			Radial serial rule		S				
			Path serial rule			S			

			Les méthodes	Les propriétés de cohérence						
				Scale invariance	No merging or splitting	No advantage reallocations	Irrelevance of Reallocations	Ordinality	Distributivity	Additivity
Les méthodes additives	Les impacts homogènes		Dommage moyen		S	S	S		S	S
			Dommage marginal						S	S
			Dommage incrémental							S
			Dommage séquentiel	S				S	S	S
	Les impacts hétérogènes	Les impacts divisibles	Aumann Shapley		S					S
			Shapley Shubik					S		S
			Séquentielle							S
		Les impacts indivisibles	Aumann Shapley	S						S
			Shapley Shubik	S						S
			Séquentielle							S
		Les impacts mixtes	Méthode de Calvos et Santos	S						S
Les méthodes non additives			PAMP	S						
			Ordinal Proportional					S		
		Généralisation de la méthode séquentielle	Axial serial rule					S		
			Radial serial rule							
			Path serial rule					S		

Annexe III-2 : Application numérique avec prix fixés

Tableau III2-1 : *Coopération partielle, impact diffus 0,2, prix fixés.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	74 973	33 724	166 226	2	0,51	2,59E+06	1,93E+05	1,39E+06	0,47	0,3
1988	55 000	36 919	96 069	2	0,16	1,44E+06	2,10E+05	8,23E+05	2,57	0,65
1989	143 405	50 473	65 399	2	0,14	1,91E+06	4,08E+05	1,16E+06	3,17	0,69
1990	101 188	35 523	39 948	2	0,06	1,80E+06	2,74E+05	1,04E+06	7,2	0,81
1991	88 446	48 213	2 284	2	0,001	1,82E+06	1,94E+05	1,01E+06	500	0,99
1992	77 003	31 213	25 210	2	0,07	1,33E+06	2,59E+05	7,95E+05	6,85	0,8

Tableau III2-2 : *Coopération partielle, impact diffus aggravant, prix fixés.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	77 771	38 817	161 872	2	0,52	2,57E+06	1,80E+05	1,38E+06	0,47	0,3
1988	55 000	41 373	93 666	2	0,16	1,36E+06	1,93E+05	7,74E+05	2,56	0,65
1989	145 149	53 325	62 833	2	0,14	1,78E+06	4,02E+05	1,09E+06	3,1	0,68
1990	102 118	39 268	40 212	2	0,07	1,56E+06	3,53E+05	9,58E+05	6,47	0,8
1991	144 272	50 870	37 712	20	0,16	1,40E+06	4,46E+05	9,21E+05	0,25	0,18
1992	78 216	35428	57 884	2	0,16	8,07E+05	2,50E+05	5,28E+05	2,61	0,65

Tableau III2-3 : *Coopération partielle, impact diffus réversible, prix fixés.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	73 878	38 767	168 964	2	0,51	2,60E+06	1,67E+05	1,38E+06	0,47	0,3
1988	55 000	41 002	99 888	2	0,17	1,50E+06	1,91E+05	8,44E+05	2,52	0,64
1989	142 869	52 962	68 641	2	0,14	2,03E+06	3,88E+05	1,21E+06	3,17	0,69
1990	97 452	38 904	38 373	2	0,06	1,95E+06	2,36E+05	1,10E+06	8,03	0,82
1991	80 489	50 513	2 482	2	0	2,01E+06	1,55E+05	1,08E+06	45,71	0,99
1992	76 418	35 075	27 970	2	0,06	1,58E+06	2,46E+05	9,11E+05	7,34	0,81

Tableau III2-4 : *Coopération partielle, impact ponctuel 0,2, prix fixés.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	59 927	29 348	193 571	2	0,51	2,69E+06	1,55E+05	1,42E+06	0,48	0,3
1988	55 504	40 583	143 807	2	0,22	1,82E+06	1,96E+05	1,01E+06	1,78	0,57
1989	143 106	52 538	98 142	2	0,17	2,35E+06	3,91E+05	1,37E+06	2,4	0,63
1990	98 258	38 483	43 599	2	0,07	1,69E+06	3,86E+05	1,04E+06	6,71	0,8
1991	170 146	50 090	59 856	2	0,1	2,62E+06	4,64E+05	1,54E+06	4,37	0,74
1992	73 353	34 655	27 375	2	0,07	2,05E+06	2,37E+05	1,14E+06	7,13	0,81

Tableau III2-5 : *Coopération partielle, impact ponctuel 0,4, prix fixés.*

Année	S1	S2	$\overline{B}$	T	F	EV1	EV2	J	N	M
1987	60 175	29 398	192 182	2	0,51	2,69E+06	1,56E+05	1,42E+06	0,48	0,3
1988	55 593	40 583	142 377	2	0,22	1,78E+06	2,02E+05	9,89E+05	1,74	0,57
1989	146 946	52 538	76 855	2	0,19	2,05E+06	3,81E+05	1,21E+06	2,1	0,61
1990	83 328	38 483	29 215	2	0,06	7,67E+05	3,34E+05	5,50E+05	7,61	0,82
1991	169 903	50 090	59 997	2	0,1	2,61E+06	4,63E+05	1,54E+06	4,34	0,74
1992	73 352	34 655	27 569	2	0,07	2,04E+06	2,37E+05	1,14E+06	7,09	0,81

Table des matières

REMERCIEMENTS 2

SOMMAIRE 4

INTRODUCTION GENERALE 6

PREMIERE PARTIE : L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE : UN SYSTEME COMPLEXE ET FRAGILE 14

Introduction 16

Chapitre 1 : L'estuaire de la Gironde : les conflits d'usage et de gestion 18
1. **L'estuaire de la Gironde : un système complexe…** 18
   1.1. **Qu'est ce qu'un estuaire ?** 18
2. **…et sous pressions** 24
   2.1. **L'analyse cartographique** 25
      2.1.1. **Les pressions industrielles** 26
      2.1.2. **Les pressions sur le vivant** 28
      2.1.3. **Les pressions urbaines** 29
      2.1.4. **Les pressions agricoles** 30
      2.1.5. **Les modifications hydromorphologiques** 31
      2.1.6. **Les pressions sur l'habitat** 32
   2.2. **Les indicateurs de pressions** 33
3. **Gouvernance territoriale : comment gérer un actif multifonctions ?** 35

Conclusion du premier chapitre 42

Chapitre 2 : Hiérarchisation et perception des impacts des pressions anthropiques 44
1. **Les moyennes des notes** 49
2. **Analyse multivariée** 52
   2.1. **Analyse globale** 52
      2.1.1. **Première analyse : typologie des pressions anthropiques** 54
      2.1.2. **Seconde analyse : typologie des experts** 57
      2.1.3. **Troisième analyse : experts et perceptions** 59
   2.2. **Analyse détaillée** 62
      2.2.1. **Première analyse : typologie des pressions anthropiques** 62
      2.2.2. **Deuxième analyse : typologie des experts** 66
      2.2.3. **Troisième analyse : experts et perceptions** 70
3. **Analyse économétrique** 76

Conclusion du deuxième chapitre 88

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE 90

DEUXIEME PARTIE : APPROCHE ECONOMIQUE DE LA PECHE COMMERCIALE DE L'ALOSE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE : UN MODELE BIOECONOMIQUE 92

Introduction 94

Chapitre 3 : Les modèles bioéconomiques 96
1. Les définitions 96
1.1. Le stock 96
1.2. L'effort de pêche 98
2. Qu'est ce qu'un modèle bioéconomique ? 99
3. Modèle monospécifique 102
3.1. Choix de la fonction de croissance du stock 103
3.2. Approche statique 107
3.2.1. Cas 1 : Open Access equilibrium 108
3.2.2. Cas 2 : Production maximale équilibrée ou Maximize the Sustainable Yield (MSY) 110
3.2.3. Cas 3 : Maximize the Economic Yield 111
3.2.4. Comparaison des trois cas 112
3.3. Approche dynamique 117
3.3.1. Modèle du propriétaire unique avec paramètres constants 117
3.3.2. Introduction de la notion de temps 120
3.3.3. Introduction de la demande et de l'offre optimale de pêche 121

Discussion et conclusion du troisième chapitre 123

Chapitre 4 : Impact de trois activités humaines sur la pêche commerciale de la grande alose 128
1. La grande alose : son cycle biologique et son exploitation commerciale 129
2. Les hypothèses du modèle 132
2.1. Prise en compte de l'impact 133
2.2. Le modèle théorique 136
2.3. Le modèle empirique 137
3. Les caractéristiques biologiques 138
3.1. Méthode d'équilibre 139
3.2. Les modèles de dynamique de population 140
3.2.1. Les types de modèles 140
3.2.2. Le logiciel ASPIC 142
3.2.3. Application au modèle sur la grande alose dans l'estuaire de la Gironde 145
4. Les caractéristiques économiques 147
4.1. La fonction de coût 148
4.2. La fonction prix 148
4.3. Le choix du taux d'actualisation 149
5. Les résultats 150
5.1. La situation observée 150
5.2. L'impact du CPNB 151
5.3. L'impact de la pêcherie civellière 153
5.4. L'impact de la pêcherie crevettière 155
6. Les sensibilités 158
6.1. Les variables économiques 159

6.1.1. Variation de l'élasticité 159
6.1.2. Variation du taux d'actualisation 160
6.2. Sensibilité des caractéristiques biologiques 160
6.2.1. Variation du taux de croissance intrinsèque du stock. 160
6.2.2. Variation de la capacité d'accueil 161
6.2.3. Variation du taux de capturabilité 162

Conclusion du quatrième chapitre **163**

CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE **165**

TROISIEME PARTIE : LE PARTAGE D'UN ACTIF MULTIFONCTIONS **166**

Introduction **168**

Chapitre 5 : Les méthodes de partage du dommage **170**
1. La nature des impacts et les propriétés désirables d'une règle de partage 172
1.1. La nature des impacts et des dommages. 172
1.2. Les propriétés désirables 174
1.2.1. Les propriétés d'équité 174
1.2.2. Les propriétés des impacts négligeables 177
1.2.3. Les propriétés de rang 178
1.2.4. Les propriétés de cohérence 179
1.3. Le modèle de partage 180
2. Formalisation du partage 181
2.1. Le dommage est additif et les impacts sont homogènes 181
2.1.1. Méthode du dommage moyen 181
2.1.2. Approche du dommage marginal 182
2.1.3. Dommage incrémental 182
2.1.4. Méthode du dommage séquentiel 183
2.2. Le dommage est additif et les impacts hétérogènes 187
2.2.1. Le cas discret : impact indivisible 187
2.2.1.1. La méthode Aumann Shapley 187
2.2.1.2. La méthode Shapley Shubik 189
2.2.1.3. La méthode séquentielle 190
2.2.2. Le cas continu : impact parfaitement divisible 191
2.2.2.1. La méthode Aumann Shapley 191
2.2.2.2. La méthode Shapley Shubik 193
2.2.2.3. La méthode séquentielle 194
2.2.3. Une méthode mixte : impact divisible et indivisible 195
2.3. Le dommage n'est pas additif 196
2.3.1. Généralisation de la méthode de dommage marginal : Proportionally Adjusted Marginal Pricing 197
2.3.2. Ordinal proportional method (Sprumont, 1998 ; Wang et Zhu, 2002) 198
2.3.3. Généralisation du dommage séquentiel 199
2.3.3.1. Axial serial rule 199
2.3.3.2. Radial serial rule 200
2.3.3.3. Path serial rule 202
3. Illustrations des règles 203
3.1. Les impacts homogènes 203

3.2. Les impacts hétérogènes 204
3.2.1. Partage des impacts émis par une même entreprise 205
3.2.2. Partage d'un impact entre trois entreprises 208

Conclusion du cinquième chapitre **210**

Chapitre 6 : Partage d'un estuaire : une espèce migratrice, deux pêcheurs et une entreprise **212**
1. Présentation du modèle 214
1.1. Premier cas : Pêcheur 1– Entreprise – Pêcheur 2 217
1.2. Deuxième cas : Pêcheur 1– Pêcheur 2– Entreprise 219
1.3. Troisième cas : Entreprise – Pêcheur 1– Pêcheur 2 220
2. La coopération partielle 222
2.1. La non coopération 222
2.2. Coopération partielle 224
2.2.1. L'impact de l'entreprise est observable 225
2.2.2. L'impact n'est pas observable 233
3. Coopération totale 237
3.1. La non coopération 239
3.2. La coopération totale 240
4. Application : le cas de la grande alose dans l'estuaire de la Gironde 246
4.1. L'entreprise comme facteur exogène 247
4.1.1. La non coopération 247
4.1.2. Coopération partielle : situation sans impact 248
4.1.3. La coopération partielle : prise en compte de l'impact 249
4.1.3.1. L'impact de l'entreprise est observable 249
4.1.3.2. L'impact de l'entreprise n'est pas observable 250
4.2. L'entreprise comme facteur endogène 250
4.2.1. La non coopération 251
4.2.2. La coopération totale 252
5. Sensibilité de l'impact 257
5.1. Pollution diffuse 257
5.1.1. Pollution irréversible 257
5.1.2. Pollution réversible 258
5.2. Pollution ponctuelle 259
Conclusion du sixième chapitre 263

CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE **265**

ANNEXES **292**

Annexe I-1 : Le questionnaire de l'enquête Perception des impacts **293**

Annexe I-2 : Les sorties SPAD **303**

Annexe I-3 : Analyse multivariée **316**

Annexe I-4 : Tableau croisé Appartenances principales et Domaines de compétence **318**

Annexe I-5 : Les modèles Probit Appartenance principale **320**

Annexe I-6 : Les modèles Probit Domaines de compétence 323

Annexe I-7 : Analyse multivariée avec domaines de compétence 326

Annexe II-1 : Modélisation de la contrainte 334

Annexe II-2 : Résultats ASPIC 337

Annexe II-3 : Modélisation de la fonction de coût 345

Annexe II-4 : Le calendrier de pêche 346

Annexe II-5 : Modélisation de la fonction de prix 347

Annexe II-6 : Analyse de la sensibilité avec des prix constants 348

Annexe III-1 : Les méthodes de partage de dommage joint 350

Annexe III-2 : Application numérique avec prix fixés 354

LISTES DES CARTES ET FIGURES 361

LISTE DES DIAGRAMMES ET GRAPHIQUES 362

LISTE DES TABLEAUX 364

Listes des cartes et figures

Carte 1-1 : Limites géographiques et administratives de l'estuaire de la Gironde 22
Carte 1-2 : Localisation des ICPE 27
Carte 1-3 : Nombre de pêcheurs professionnels par zone de pêche 29
Carte 1-4 : Densités de population. 30
Carte 1-5 : Pourcentages des surfaces agricoles utiles par rapport aux superficies communales 31
Carte 1-6 : Artificialisation des berges de l'estuaire 32
Carte 1-7 : Les ports présents sur l'estuaire de la Gironde 33
Figure 1-1 : Exemple théorique d'une cellule de concertation type 41
Carte 2-1 : Répartition spatiale des experts le long de l'estuaire de la Gironde 46
Carte 2-2 : Répartition spatiale des experts selon leur appartenance principale 47
Figure 3-1 : Fonctionnement d'un stock de poissons 98
Figure 4-1 : Cycle écologique de la grande alose (Alosa alosa) dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne 131
Figure 4-2 : Le modèle bioéconomique 133
Figure 6-1 : Présentation du modèle dans le premier cas de positionnement 218

Liste des diagrammes et graphiques

Diagramme 2-1 : Notes moyennes d'impacts attribuées par les experts..... 51
Graphique 2-1 : Premier plan factoriel. Pressions anthropiques. Analyse globale. 55
Graphique 2-2 : Premier plan factoriel. Appartenance principale. Analyse globale. 58
Graphique 2-3 : A.C.M., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Analyse globale..... 60
Graphique 2-4 : C.A.H., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Analyse globale..... 61
Graphique 2-5 : A.C.M., Pressions anthropiques, Système fluvio-estuarien. 65
Graphique 2-6 : A.C.M., Pressions anthropiques, Ressources halieutiques..... 65
Graphique 2-7 : A.C.M., Pressions anthropiques, Zones humides..... 65
Graphique 2-8 : A.C.M., Appartenance principale, Zone fluvio estuarienne. 69
Graphique 2-9 : A.C.M., Appartenance principale, Ressources halieutiques. 69
Graphique 2-10 : A.C.M., Appartenance principale, Zones humides..... 69
Graphique 2-11 : A.C.M., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Système fluvio-estuarien. 72
Graphique 2-12 : A.C.M., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Ressources halieutiques. 72
Graphique 2-13 : A.C.M., Pressions anthropiques et Appartenance principale, Zones humides. 72
Graphique 2-14 : C.A.H., Pressions anthropiques, Système fluvio-estuarien. 75
Graphique 2-15 : C.A.H., Pressions anthropiques, Ressources halieutiques. 75
Graphique 2-16 : C.A.H., Pressions anthropiques, Zones humides. 75
Diagramme 2-2 : La localisation des experts. 77
Graphique 2-17 : A.C.M., Domaines de compétence, Analyse Globale. 86
Graphique 2-18 : A.C.M., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Analyse globale..... 87
Graphique 2-19 : C.A.H., Pressions anthropiques et domaines de compétence, Analyse globale..... 88
Graphique 3-1 : La fonction logistique. 107
Graphique 3-2 : Open Access Equilibrium. 109

Graphique 3-3 : Maximize the Sustainable Yield. 110
Graphique 3-4 : Maximize the Economic Yield. 112
Graphique 3-5 : Comparaisons des trois cas. 113
Graphique 3-6 : Maximum Social Yield. 116
Graphique 3-7 : La trajectoire de la biomasse optimale. 119
Graphique 4-1 : Biomasses observées et estimées par ASPIC. 146
Graphique 4-2 : CPUE observée et estimée par ASPIC. 147
Graphique 4-3 : CPNB Profits actualisés. 152
Graphique 4-4 : CPNB Captures. 152
Graphique 4-5 : CPNB Biomasses. 153
Graphique 4-6 : Pêcherie civellière Profits actualisés. 154
Graphique 4-7 : Pêcherie civellière Captures. 154
Graphique 4-8 : Pêcherie crevettière Biomasses. 155
Graphique 4-9 : Pêcherie crevettière Profits actualisés. 156
Graphique 4-10 : Pêcherie crevettière Captures. 156
Graphique 4-11 : Pêcherie crevettière Biomasses. 157
Graphique 6-1 et 6-2 : Profits joints avec équation prix. 255
Graphique 6-3 : Biomasses disponibles. 256
Graphique 6-4 : Profits joints avec équation prix. 260
Graphique 6-5 : Profits joints avec les prix fixés. 261
Graphique 6-6 : Biomasses disponibles obtenues à partir des simulations. 262
Graphique 6-7 : Biomasses à partir des prix fixés. 262

Liste des tableaux

Tableau 2-1 : Les vingt-et-une pressions anthropiques. 45
Tableau 2-2 : Les appartenances principales. 47
Tableau 2-3 : L'âge des experts 77
Tableau 2-4 : Les domaines de compétence des experts. 78
Tableau 2-5 : Résultats régressions avec « Appartenance principale ». 83
Tableau 2-6 : Résultats régressions avec « Domaine de compétence ». 84
Tableau 3-1 : Dépendance qualitative de la biomasse optimale face aux paramètres du modèle. 120
Tableau 4-1 : La situation observée. 151
Tableau 4-2 : L'impact du CPNB 1987-1993. 151
Tableau 4-3 : L'impact de la pêcherie civellière 1990-1992. 153
Tableau 4-4 : L'impact de la pêcherie crevettière 1990-1993. 155
Tableau 4-5 : Somme des profits actualisés en 1990 pour la période de 1990 à 1992 (en euros). 157
Tableau 4-6: Somme des surplus des consommateurs en 1990 pour la période de 1990 à 1992 (en euros). 158
Tableau 4-7 : CPNB Variation de l'élasticité. 159
Tableau 4-8 : CPNB Variation du taux d'actualisation. 160
Tableau 4-9 : CPNB Variation du taux de croissance intrinsèque. 161
Tableau 4-10 : CPNB Variation de la capacité d'accueil. 162
Tableau 4-11 : CPNB Variation du taux de capturabilité. 162
Tableau 5-1 : Les méthodes de partage du dommage joint. 174
Tableau 5-2 : Applications des méthodes de partage de dommage des impacts homogènes. 204
Tableau 5-3 : Les impacts des trois entreprises. 205
Tableau 5-4 : Les dommages issus des combinaisons d'impacts. 206
Tableau 5-5 : Partage des impacts émis par une même entreprise. 207
Tableau 5-6 : Les dommages issus des combinaisons d'entreprises. 208
Tableau 5-7 : Partage d'un impact émis par trois entreprises. 209
Tableau 6-1 : Stratégies des trois acteurs dans le premier cas de positionnement. 218

Tableau 6-2 : Stratégies des trois acteurs dans le deuxième cas de positionnement. 219
Tableau 6-3 : Stratégies des trois acteurs dans le troisième cas de positionnement. 220
Tableau 6-4 : Notations de l'agent1. 225
Tableau 6-5 : Notations de l'agent2. 228
Tableau 6-6 : Notations de l'entreprise. 241
Tableau 6-7 : Stratégies et profits attendus non coopératifs des pêcheurs. 248
Tableau 6-8 : Stratégies et profits attendus non coopératifs de l'entreprise. 248
Tableau 6-9 : Coopération partielle, situation sans impact. 248
Tableau 6-10 : Coopération partielle, impact observable. 249
Tableau 6-11 : Coopération partielle, impact non observable. 250
Tableau 6-12 : Stratégies et des profits espérés non coopératifs des pêcheurs. 252
Tableau 6-13 : Stratégies et profits espérés non coopératifs de l'entreprise. 252
Tableau 6-14 : Coopération totale, probabilité de déviation de l'entreprise de 0,1. 253
Tableau 6-15 : Coopération totale, probabilité de déviation de l'entreprise de 0,5. 253
Tableau 6-16 : Coopération totale, probabilité de déviation de l'entreprise de 0,9. 254
Tableau 6-17 : Coopération partielle, impact diffus 0,2. 257
Tableau 6-18 : Coopération partielle, impact diffus aggravant. 258
Tableau 6-19 : Coopération partielle, impact diffus réversible. 258
Tableau 6-20 : Coopération partielle, impact ponctuel 0,2. 259
Tableau 6-21 : Coopération partielle, impact ponctuel 0,4. 260