

# LES RECHERCHES FRANÇAISES EN ÉVALUATION QUANTITATIVE ET MODÉLISATION DES RESSOURCES ET DES SYSTÈMES HALIEUTIQUES

Éditeurs scientifiques  
**Didier GASCUEL, Jean-Louis DURAND,**  
**Alain FONTENEAU**



Actes du colloque,  
Rennes,  
du 29 juin  
au 1<sup>er</sup> juillet 1993

Actes du colloque,  
Rennes,  
du 29 juin au 1<sup>er</sup> juillet 1993

# LES RECHERCHES FRANÇAISES EN ÉVALUATION QUANTITATIVE ET MODÉLISATION DES RESSOURCES ET DES SYSTÈMES HALIEUTIQUES

Éditeurs scientifiques  
**Didier GASCUEL, Jean-Louis DURAND,**  
**Alain FONTENEAU**



---

**ORSTOM Éditions**

INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE SCIENTIFIQUE POUR LE DÉVELOPPEMENT EN COOPÉRATION  
Collection **COLLOQUES et SÉMINAIRES**  
PARIS 1995

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les «copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective» et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, «toute représentation ou reproduction intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite» (alinéa 1<sup>er</sup> de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

## Premier Forum Halieumétrique

---

### LES RECHERCHES FRANÇAISES EN ÉVALUATION QUANTITATIVE ET MODÉLISATION DES RESSOURCES ET DES SYSTÈMES HALIEUTIQUES

---

#### Organisé par :

ENSAR, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes  
IFREMER, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer  
ORSTOM, Institut Français pour le Développement en Coopération

#### Comité d'organisation et d'édition :

Didier Gascuel, ENSAR, Unité Halieutique  
Jean-Louis Durand, IFREMER, Laboratoire MAERA  
Alain Fonteneau, ORSTOM, UR Ressources Marines Vivantes

#### Ont participé à la relecture des textes :

Baglinière J.L., Bailly D., Biseau A., Boude J.P., Brossier J., Cavérvivière A., Cayré P., Chaboud C., Douaire G., Durand J.L., Farrugio H., Ferraris J., Fonteneau A., Forest A., Fréhon P., Gascuel D., Gohin F., Cury P., Laé R., Laloé F., Lantz F., Le Fur J., Le Guen J.C., Lobry C., Pelletier D., Petitgas P., Ponton D., Rey H., Rochet M.J., Roux A.L., Souchon Y., Souplet A., Valette F.

Mise en forme et administration : Catherine LE PENVEN

## A Jean-Louis

*Jean-Louis DURAND est brutalement décédé en Juin 1994.*

*Il était un chercheur disponible pour les autres, particulièrement motivé par le développement des recherches halieutiques, et toujours partisan de collaborations scientifiques diversifiées. Ainsi, lorsque "l'idée Halieumétrique" a germé, il s'y est naturellement investi et a fait partie du petit groupe de chercheurs qui a pris l'initiative d'organiser le Premier Forum Halieumétrique.*

*En tant que responsable du laboratoire MAERHA (Mathématiques Appliquées à l'Exploitation des Ressources Halieutiques et Aquacole), et avec le soutien de la "Direction des Ressources Vivantes" de l'IFREMER, il a dès lors participé activement au Comité d'Organisation du Colloque, puis au Comité d'édition du présent ouvrage. Lors de nos petites réunions à Rennes ou à Paris, les discussions avec Jean-Louis étaient parfois passionnées, souvent passionnantes. Sa marque dans la préparation, comme dans le déroulement du Forum, ainsi que dans la préparation des actes, est certaine ; elle est fait d'un souci du dialogue et de la rigueur.*

*Avec Jean-Louis, nous perdons un collègue d'une très grande gentillesse, un chercheur de qualité et un animateur scientifique de haute valeur. Nous lui dédions le présent document, en l'associant à notre souhait, que de nombreux autres Forums Halieumétriques se réunissent à l'avenir.*

Didier GASCUEL  
Alain FONTENEAU



## AVANT PROPOS

### Halieumétrie : du Forum à l'association AFH

Le premier **Forum Halieumétrique** se fixait comme objectif de "contribuer au dynamisme des recherches françaises, en matière d'évaluation quantitative et de modélisation des ressources et des systèmes halieutiques". Il visait en particulier à faire le point sur les recherches françaises menées actuellement en la matière, et à développer l'information réciproque et les échanges scientifiques entre chercheurs, équipes et organismes de recherche. Environ 80 scientifiques ont répondu à cette invitation ; une trentaine de communications ont été présentées lors du colloque (auxquels il convient d'ajouter l'organisation de trois débats à thème). On trouvera une présentation de ces travaux dans les pages qui suivent.

Il est apparu à tous insuffisant d'en rester là. La création de l'**Association Française d'Halieumétrie** (l'AFH), intervenue en marge du forum, répond à ce souci sur le plus long terme. Elle vise à favoriser les synergies et les collaborations de recherches entre les différentes équipes, à progresser dans la réflexion conceptuelle et dans la définition de thématiques d'intérêt commun.

Avec la dynamique de l'"Halieumétrie", l'ambition affichée est d'entraîner dans un même mouvement scientifique : la dynamique des populations, l'écologie quantitative, la biométrie, l'économétrie, ... Ces différentes approches et méthodologies ont en effet montré leur richesse pour mieux comprendre la dynamique des ressources aquatiques exploitées et celle des systèmes d'exploitation eux-mêmes. Chaque démarche disciplinaire garde naturellement sa cohérence ; les préoccupations n'en sont pas moins souvent communes, singulièrement en matière d'évaluation, de quantification, de modélisation. L'Association Française d'Halieumétrie cherche ni plus ni moins à fédérer les scientifiques les plus versés dans ces domaines, et dont l'activité de recherche concerne, au moins pour partie, la sphère de l'halieutique.

L'**AFH** comporte aujourd'hui plus d'une centaine de membres, issus de disciplines et d'organismes divers (IFREMER, ORSTOM, Etablissements d'enseignement supérieur, CNRS, INRA, CEMAGREF, ...). Elle constitue une nouvelle occasion de dialogues, débats, et collaborations, dans un cadre qui n'est pas soumis aux contraintes institutionnelles. Elle se veut un outil mis à la disposition de chacun, pour faire aboutir tel ou tel projet qui contribue à l'avancée des recherches communes.

Naturellement, l'association est ouverte à tout ceux que motive de dynamisme de l'Halieumétrie.

# SOMMAIRE

<b>Introduction : Un premier forum, pour un panorama des recherches françaises en halieumétrie .....</b>	<b>1</b>
--	----------

---

## **SESSION 1 : DYNAMIQUE DES RESSOURCES HALIEUTIQUES**

---

### **Pelletier D.**

Echelles spatio-temporelles en halieutique : Présentation et bilan du projet de recherche sur le flétan du Pacifique .....	9
--	---

### **Baran P., F. Dauba, M. Delacoste, J.M. Lascaux**

Essai d'évaluation quantitative du potentiel halieutique d'une rivière à salmonidés à partir des données de l'habitat physique .....	15
--	----

### **Prévost E., J.L. Baglinière**

Présentation et premiers éléments de mise au point d'une méthode simple d'évaluation en eau courante, du recrutement en juvéniles de Saumon atlantique ( <i>Salmo salar</i> ) de l'année .....	39
--	----

### **Koutsikopoulos C., D. Dorel, Y. Desaunay, B. Le Cann, A. Forest**

Interaction entre processus physiques et comportement individuels : conséquences sur l'organisation et le fonctionnement du stock de sole ( <i>Solea solea</i> L.) du Golfe de Gascogne .....	49
---	----

### **Durand J.L., C. Lobry**

Modèle mathématique de croissance d'une espèce structurée en deux stades dans environnement variable .....	75
--	----

### **Mesnil B.**

Analyses rétrospectives des résultats d'évaluation des stocks .....	85
---	----

### **Gobert B.**

Evaluation des ressources récifales aux Antilles : le défi de la multispécificité .....	93
---	----

### **Mesnil B.**

Analyses de risques en évolution des stocks et gestion des pêcheries. Utilisation des méthodes de Monte-Carlo .....	105
---	-----



**Le Page C.**

Variabilité environnementale et structuration spatiale de la reproduction.  
Application aux espèces de poissons pélagiques des zones d'upwelling ..... 127

**Fifas S.**

Un modèle de capturabilité pour le stock de coquilles Saint-Jacques (*Pecten Maximus L.*) en baie de Saint-Brieuc (Manche, France) ..... 141

---

**SESSION 2 : RELATIONS EFFORTS, MORTALITES, CAPTURES**

---

**Gascuel D.**

Efforts et puissances de pêche : redéfinition des concepts et exemple d'application 159

**Laloé F.**

Efforts effectifs - Efforts nominaux. Quelques questions de traduction ..... 183

**Bez N., J.C. Mahé**

Modélisation des relations effort-capture par les espérances conditionnelles.  
Inférences statistiques et normalisation des données par anamorphoses.  
Application à l'estimation de puissances de pêches en fonction des captures ..... 197

**Perodou J.B.**

Complémentarité des analyses globales et structurales dans l'étude de la  
dynamique du stock de vivaneau rouge de la Guyane ..... 219

**Morand P.**

Un modèle d'écologie des pêche pour le Delta Central du Niger - Etude par  
simulation de la dynamique d'une ressource ichthyologique et de son exploitation  
dans un espace fluvial tropical ..... 241

---

**SESSION 3 : MODELISATION ECONOMIQUE DES PÊCHERIES**

---

**Souplet A.**

Le modèle bio-économique Mer du Nord du CSTP ..... 263

**Boude J.P., C. Chaboud**

Le concept de ressource naturelle en économie ..... 269

<b>Guillotreau P., J.P. Boude</b>	
Déterminants économiques de la viabilité d'une flottille de pêche industrielle en France .....	283
<b>Lantz F., J. Catanzano, S. Cunningham, F. Foucault</b>	
L'analyse des comportements des pêcheurs et les besoins de la modélisation économique .....	301

---

#### **SESSION 4 : FONCTIONNEMENT DES SYSTEMES D'EXPLOITATION**

---

<b>Biais G.</b>	
La gestion des pêches par contingentement des captures dans le nord-ouest de l'Europe .....	309
<b>Babin D.</b>	
Une typologie pour la gestion ? Introduction au système Pêcheur-Entreprise-Famille	321
<b>Rey H.</b>	
Les systèmes halieutiques au fil des apports des théories économiques .....	327
<b>Ferraris J., Le Fur J.</b>	
Méthodes d'analyse et de représentation d'un système d'exploitation : synergies et redondances .....	347
<b>Le Fur J.</b>	
Apports et difficultés d'une modélisation systémique des exploitations halieutiques .	375

## **UN PREMIER FORUM, POUR UN PANORAMA DES RECHERCHES FRANCAISES EN HALIEUMETRIE**

Didier Gascuel

---

Au premier rang de ses priorités, le premier Forum Halieumétrique se fixait pour objectif de faire le point. Il s'agissait, à partir des communications présentées, de dresser un panorama aussi représentatif que possible des recherches françaises actuellement menées sur le thème : "évaluation et modélisation des ressources et des systèmes halieutiques". En insistant sur les aspects méthodologiques innovants, et en privilégiant les réflexions prospectives, ce forum visait à cerner aussi bien les préoccupations scientifiques communes, que la diversité thématique ou disciplinaire des travaux récents ou en cours.

Ce panorama s'est organisé en quatre sessions. Comme on le verra, la logique suivie ici, n'est pas tant la succession de différentes approches disciplinaires. Elle correspond plutôt à une progression, somme toute assez classique, conduisant de la ressource biologique à l'ensemble du système pêche, en passant par l'échelle des flottilles de pêche.

### **1. Dynamique des ressources halieutiques**

La première session concerne donc la ressource biologique, base de la production halieutique, et donc du système d'exploitation. Les 10 communications présentées lors de cette session, ainsi que les questions abordées lors du débat, se réfèrent essentiellement à deux catégories de problèmes.

- Les premiers ont trait à l'estimation d'indices d'abondance des stocks exploités et à l'analyse des processus et des mécanismes du recrutement.

Concernant les indices d'abondance, D. Pelletier s'appuie sur les résultats d'un programme de recherche sur le Flétan du Pacifique ; elle montre l'apport de l'approche géostatistique, à la fois pour définir les protocoles des campagnes d'évaluation à la mer, et pour estimer des indices globaux combinés aux données commerciales de CPUE. P. Baran *et al.* s'intéressent, quant à eux, à une population dulçaquicole de truites ; ils définissent des modèles de prédiction de l'abondance à partir de variables de l'habitat physique et de caractéristiques du micro-habitat.

Dans le cas des soles pré-recrutées du Golfe de Gascogne, C. Koutsikopoulos *et al.* abordent également des problèmes d'estimation d'abondance. Ils s'intéressent au transport des stades juvéniles, et montrent, en s'appuyant sur l'étude des processus physiques, l'importance des phénomènes de diffusion dans le mécanisme du recrutement. C. Le Page, enfin, utilise des techniques de simulation spatiale, pour analyser de manière théorique les conséquences de différentes stratégies reproductives sur la variabilité du recrutement.

On note qu'une question scientifique forte revient dans plusieurs de ces communications : c'est celle de la prise en compte de la dimension spatiale. Cette prise en compte concerne aussi bien l'évaluation directe de l'abondance des stocks que l'étude des processus biologiques. La spatialisation des approches a ainsi un intérêt à la fois pour la réflexion méthodologique sur la récolte des données (retour à l'échantillonnage), et pour la recherche de simulations réalistes de la dynamique des ressources ("exploration des possibles"). Son intérêt potentiel dans les évaluations plus directement appliquées au diagnostic et à la gestion des pêches est également souligné lors du débat concernant "Les approches et préoccupations actuelles dans les comités scientifiques des organisations internationales". Des préoccupations méthodologiques fortes sont, par exemple, exprimées au CIEM en relation avec la mise en oeuvre des mesures de cantonnements ; de même, des approches apparaissent à l'ICCAT concernant la gestion des ressources halieutiques à l'échelle des ZEE.

• Le second type de questions abordé au cours de cette session se rapportent plus directement aux **méthodes de modélisation** de la dynamique des stocks.

Dans un contexte de ressources halieutiques pluri-spécifiques, B. Gobert s'interroge sur l'amélioration des méthodes usuelles de modélisation ; il souligne l'intérêt des approches globales, intégrant l'aspect fonctionnel de la dynamique de l'écosystème.

A partir d'une simulation théorique, J.L. Durand et C. Lobry analysent des situations d'environnement fluctuant rapidement. Ils mettent ainsi en lumière certaines limites de la modélisation en situation d'équilibre. S. Fifas s'appuie sur l'étude de l'exploitation de la coquille Saint-Jacques et propose des modèles de capturabilité par âge, évoluant au cours du temps avec l'abondance de la ressource et la puissance motrice des navires.

Dans une première communication, B. Mesnils montre l'intérêt des méthodes d'analyse rétrospective, pour la calibration de l'analyse des cohortes. Dans une seconde, il présente une méthode d'analyse du risque basée sur les simulations de Monte-Carlo. Les diagnostics formulés ici prennent en compte les incertitudes entachant les données ; ils permettent de quantifier le risque d'atteindre (ou de ne pas atteindre) l'objectif recherché par telle ou telle stratégie de gestion. Comme cela est souligné au cours du débat, ce type d'améliorations méthodologiques doit permettre de tenir compte des incertitudes dans la formulation des recommandations de gestion, sans "bloquer" l'émission d'un avis scientifique.

Plus généralement, les travaux présentés rejoignent les préoccupations exprimées par les organisations internationales de gestion des stocks. Ils conduisent à rappeler, s'il en était besoin, la nécessité et la fécondité d'une recherche méthodologique

permanente concernant les méthodes de modélisation de la dynamique des stocks exploités. Semblent particulièrement d'actualité, d'une part, les travaux portant sur l'adaptation et l'amélioration des modèles à des situations complexes, et d'autre part, les analyses concernant la robustesse des diagnostics vis-à-vis du type de modélisation utilisé, des procédures statistiques d'ajustement, des méthodes d'estimation des paramètres,...

## 2. Relations efforts, mortalités, captures

Les cinq communications présentées lors de cette session tendent à une clarification des concepts liés à l'effort de pêche. Différentes méthodes de quantification de ces notions sont en outre présentées.

D. Gascuel, revient sur les définitions des notions d'effort, de puissance de pêche et de capturabilité, en les illustrant par un exemple. Les concepts d'effort nominal et d'effort effectif ont en particulier des vocations différentes : le premier est qualifié de paramètre de gestion et le second de paramètre d'évaluation. F. Laloë illustre la complexité des relations qui peuvent exister entre ces notions, en s'appuyant sur des exemples théoriques où intervient une variabilité dans la stratégie des unités de pêche.

Lors des débats, il est admis que l'effort effectif mesure la pression réelle exercée sur le stock. L'effort nominal doit lui servir d'interface avec le domaine économique. Dans la pratique, son contenu réel et sa quantification peuvent cependant poser problème. La traduction d'un multiplicateur de mortalité par pêche en effort nominal est ainsi un besoin fondamental pour un gestionnaire, comme l'est la traduction inverse de l'effort nominal en effort effectif pour un modélisateur. La notion de puissance de pêche doit précisément viser à assurer cette traduction entre différents types d'effort. Elle permet également d'appréhender et de quantifier les gains d'efficacité des navires ou des flottilles au cours du temps.

N. Bez et JC. Mahé quantifient les puissances de pêche de chalutiers de Saint Pierre et Micquelon en utilisant des espérances conditionnelles ; ils montrent que ces puissances sont fonction des captures réalisées. Morand et *al.* simulent les interactions entre une exploitation halieutique et un assemblage de populations dans un environnement fluvial hétérogène (Delta central du Niger) ; ils soulignent l'importance de la structuration de l'espace, dans la dynamique de la réponse de la ressource à l'exploitation.

L'intérêt d'aborder la dynamique de l'exploitation et la dynamique des flottilles comme des objets de recherche propres est également évoqué, lors du débat consacré aux **problématiques actuelles dans les organismes de recherche halieutique**. Plus généralement, ce débat conduit à mettre l'accent sur des préoccupations scientifiques fortes en matière de méthodes de modélisation et d'approche système. Il y a là un avenir pour des recherches relativement théoriques. En même temps, il est largement reconnu que la recherche peut, et souvent doit, être également finalisée, c'est à dire au service d'un utilisateur (le gestionnaire, la société,...). Il est en particulier rappelé que le diagnostic sur un stock fait partie intégrante de la recherche. En outre, l'intérêt potentiel, voire le besoin incontournable des méthodes d'évaluation est trop souvent sous-estimé dans l'analyse des systèmes de pêche.

En revanche, la place importante trop souvent occupée par la récolte des données a été assez largement débattue ; cette tâche récurrente et chronophage doit-elle être effectuée par les scientifiques au détriment du traitement et de l'analyse ? Vaste et éternelle question... Si il est clair pour tous que la déconnexion totale est néfaste, le dosage entre récolte et analyse reste souvent à trouver.

### 3. Modélisation économique des pêcheries

Deux des exposés consacrés à la modélisation en économie sont eux aussi l'occasion de clarifier le contenu de quelques concepts majeurs mis en oeuvre. JP. Boude et C. Chaboud abordent la notion de ressource naturelle renouvelable, telle qu'elle est vue par la science économique. Ils dressent un panorama des principales approches économiques correspondantes : les approches contingentes et patrimoniales, ainsi que les modèles bio-économiques orientés vers l'usage optimal. Lantz *et al.* passent également en revue quelques méthodes usuelles en économie des pêches et analysent leurs relations avec l'étude des comportements des pêcheurs et avec les typologies de flottilles.

A. Souplet présente le modèle bio-économique ABC utilisé en mer du Nord par le CSTP. P. Guillotreau et JP. Boude analysent la rentabilité des entreprises de pêche de Bretagne sud. Ils mettent en évidence des déséconomies d'échelle ; celles-ci impliquent que ce sont les plus grandes unités qui subissent le plus durement les baisses de disponibilité de la ressource.

Les discussions de cette session se sont articulées autour de questions relatives à la représentation de la dynamique économique. Un point crucial tient à la difficulté de trouver une représentation unique de l'activité de pêche ; les économistes modélisent l'activité à travers une fonction de production combinant des facteurs de production (capital, travail), appliqués à une ressource. La notion d'effort nominal semble, à ce titre, devoir être conservée dans les analyses, en permettant de développer le dialogue entre disciplines.

Plus généralement, le débat sur **les complémentarités entre modélisation biologique et économique**, a permis d'identifier quelques voies de développement de collaborations, tout en reconnaissant qu'a priori les questions jugées prioritaires par chaque discipline puissent être différentes. La modélisation reste de ce point de vue un moyen de construire en commun une représentation de la réalité. A ce titre, elle n'est pas seulement un exercice visant à estimer des relations et des causalités entre variables quantitatives.

Une voie prudente, mais réaliste, dans la progression vers une collaboration accrue dans la modélisation des interactions flottilles-ressources, peut être : (i) d'éviter une modélisation commune forcée, qui serait réductionniste ; (ii) de réfléchir à la modélisation bio-économique comme point d'ancrage dans la collaboration entre disciplines. Dans un premier temps, l'objectif est alors le diagnostic sur la situation présente. A terme, un objectif plus ambitieux est une compréhension de la dynamique du système complexe dans lequel interagissent activités humaines et ressources, à travers leurs composantes sociales, économiques et biologiques.

#### **4. Fonctionnement des systèmes d'exploitation**

La dernière session est consacrée à ces méthodes d'approche du système d'exploitation proprement dit. Elle s'articule essentiellement autour de quatre exposés, présentés symptomatiquement par des scientifiques issus de champs disciplinaires différents, et qui balayaient assez largement la manière dont ce système peut être abordé et les problèmes de gestion envisagés.

G. Biaï, en tant que biologiste des pêches, présente une revue des méthodes d'évaluation et de gestion des stocks dans l'Atlantique nord-est ; il en précise les principales difficultés actuelles et les perspectives d'évolution. Il montre en particulier comment les diagnostics biologiques, autrefois utilisés pour définir des optimums de production, tendent aujourd'hui à être utilisés de manière plus prudente. Accusés d'imposer un point de vue de conservateur de la ressource, en ignorant les autres contraintes et disciplines, les biologistes se replient ainsi sur la définition de seuils d'abondance dangereux pour la ressource, et en dessous desquels ils estiment de leur responsabilité de tirer la sonnette d'alarme. Au-delà de ces limites, ils mettent leur art au service du gestionnaire, à qui il revient de définir les objectifs poursuivis. L'évaluation ne prétend ainsi pas aborder l'ensemble du système dans toute sa complexité ; elle doit en revanche proposer des outils de gestion. L'examen de l'adéquation de ces outils aux objectifs poursuivis, fait en particulier ressortir la nécessité de préciser la connaissance des systèmes de gestion eux-mêmes.

H. Rey, intervient comme économiste et présente un panorama des courants alternatifs à l'approche néoclassique en économie des pêches. A son sens, la reconnaissance du caractère complexe, évolutif et multivoque du système pêche remet, en effet, en cause les approches traditionnelles du calcul économique, fondées sur des relations causales univoques qui ne peuvent pas rendre compte des situations de déséquilibre et de la variété des organisations. Il convient ainsi de s'interroger sur la capacité de la recherche halieutique à proposer et transférer de nouveaux outils aux instances de gestion. De ce point de vue, l'accent est mis sur l'intérêt de trois catégories d'approches, qui peuvent contribuer à enrichir les possibilités de représentation du système pêche : les outils structuralistes dans lesquels le système halieutique est considéré en tant que système productif ; la théorie des réseaux et des organisations, illustrée par un exemple concernant le Delta central du Niger ; et enfin, les théories économiques évolutionnistes qui font largement appel aux concepts d'adaptation, d'évolution et de rémanence.

J. Ferraris, présente un point de vue de bio-statisticien, en s'appuyant sur une synthèse des méthodes mises en oeuvre dans l'étude systémique des pêches artisanales sénégalaises. Elle analyse, en particulier, les interactions méthodologiques qui peuvent intervenir entre trois catégories d'approche : la modélisation statistique et notamment l'analyse de données ; la simulation par les méthodes de l'Intelligence Artificielle (IA) ; et les méthodes de modélisation mathématique. Elle montre l'enchaînement des différentes étapes d'une démarche scientifique : (i) l'observation ; (ii) la description des phénomènes et l'émission d'hypothèses, grâce aux méthodes de la statistique descriptive multidimensionnelle ; (iii) l'élaboration d'un modèle de simulation où le système expert permet une démarche progressive vers la complexité ;

(iv) la confirmation des hypothèses et la confrontation des résultats au réel. Cette démarche est notamment illustrée par une simulation de l'émergence d'une pêcherie.

J. Le Fur présente une réflexion pédagogique et prospective sur l'apport potentiel de la systémique à l'halieutique. Il montre l'intérêt des concepts de globalité, de variété, et de téléonomie (lequel implique que le système n'est descriptible qu'à travers l'identification de sa finalité). L'adéquation de l'information disponible aux méthodes de la systémique apparaît comme étant une question clé, qui peut conduire à modifier les systèmes de récolte statistique actuels. Parmi les outils de modélisation potentiellement les plus intéressants, l'accent est mis sur la simulation par IA, et sur la décomposition systémique. L'approche système semble ainsi une voie incontournable pour tenter de décrire et comprendre les exploitations halieutiques. Elle doit permettre de répondre à une demande du gestionnaire qui est généralement de nature systémique.

\* \* \*

En définitive, deux principaux types de travaux ont été présentés dans ce forum. Les premiers, s'appuyant sur des études de cas souvent considérées à titre d'exemple, illustrent bien la fécondité d'une recherche méthodologique qui se développe aujourd'hui dans différents champs disciplinaires impliqués en halieutique. C'est notamment le cas des recherches concernant : l'évaluation des stocks, la dynamique de la ressource, la dynamique des flottilles, la rentabilité des armements,... Les seconds relèvent essentiellement de la réflexion prospective sur ce qu'est ou devrait être une recherche diversifiée dans le domaine de l'halieumétrie. Sans prétendre évidemment à l'exhaustivité, la dernière session est de ce point de vue illustrative. Elle montre un certain continuum entre une recherche en évaluation des stocks dont les retombées opérationnelles peuvent être fortes, et une recherche systémique nouvelle, aujourd'hui plus tournée vers une démarche théorique et cognitive.

La complexité du système pêche, reconnue par tous, a pour corollaire d'impliquer une diversité des approches scientifiques mises en oeuvre. C'est donc bien en terme de complémentarités et de synergies qu'il importe de raisonner. Le premier Forum Halieumétrique constituait une étape dans cette démarche qui n'est naturellement pas close.



## Session 1

# DYNAMIQUE DES RESSOURCES HALIEUTIQUES

*Président : Alain Fonteneau ; Rapporteur : Didier Gascuel*

*Intervenants :* **Dominique Pelletier**  
**Philippe Baran**  
**Etienne Prévost**  
**Constantin Koutsikopoulos**  
**Claude Lobry**  
**Benoît Mesnil**  
**Christophe Le Page**  
**Spyros Fifas**

♦♦♦♦♦

### ***Espace Forum***

Les approches et préoccupations actuelles dans les comités scientifiques des organisations internationales (CIEM, CSTP, ICCAT...)

*Animé par :* **Benoît Mesnil, Alain Fonteneau, Arnaud Souplet**



**ECHELLES SPATIO-TEMPORELLES EN HALIEUTIQUE :  
PRESENTATION ET BILAN DU PROJET DE RECHERCHE  
SUR LE FLETAN DU PACIFIQUE**

Dominique Pelletier

*IFREMER, Laboratoire MAERHA  
BP 1049, 44037 Nantes cedex, France*

---

**AVANT PROPOS**

Ce texte expose les grandes lignes d'un projet de recherche sur les échelles spatio-temporelles en halieutique. Un volet de ce projet concerne les distributions spatiales, et l'exemple du flétan du Pacifique, ici présenté, en constitue la première application. Les analyses correspondantes sont détaillées dans deux publications en cours.

**FOREWORD**

This paper presents the main features of a research project on spatio-temporal scales in fisheries science. One component of the project pertains to spatial distributions with a first application -herebelow presented- to Pacific halibut. The corresponding analyses are described in detail in two forthcoming publications.

## INTRODUCTION

En halieutique, la compréhension et l'évaluation d'une pêcherie sont étroitement liées au modèle qui décrit la dynamique du stock. Dans la majorité des cas, la dynamique des populations exploitées est modélisée en ignorant la composante spatiale, et la dimension temporelle est éludée grâce à des hypothèses d'équilibre parfois injustifiées. En écologie, et plus généralement, en analyse des systèmes dynamiques, l'importance des échelles d'espace et de temps pour la compréhension et le contrôle des systèmes, a été reconnue depuis une dizaine d'années (Auger *et al.*, 1992). L'originalité de cette problématique en halieutique réside dans la prépondérance du facteur anthropique dans la dynamique du système étudié. Il s'agit notamment de comprendre l'influence du choix d'une échelle spatio-temporelle sur l'évaluation d'une pêcherie, et donc sur l'avis qu'un halieute peut être amené à fournir en matière de gestion.

Le premier volet de l'étude consiste à caractériser les variabilités spatiale et temporelle de la ressource et de l'effort de pêche. D'abord, les structures spatiales sont analysées et modélisées. Leur évolution temporelle peut alors être étudiée afin d'identifier des schémas de persistance ou au contraire des changements structurels. Le deuxième volet de l'étude consiste à aborder la relation qui lie les variabilités de la ressource et de l'effort de pêche. Dans la mesure où les informations provenant de la pêche commerciale constituent souvent l'essentiel des données utilisées pour évaluer les stocks, cette relation est susceptible d'être déterminante pour les résultats de ces évaluations, c'est-à-dire les diagnostics et prévisions de capture qui forment la base de l'avis biologique en matière de gestion.

L'évaluation de l'état d'un stock passe souvent par l'analyse de l'évolution temporelle d'un indice relatif de son abondance. En accord avec la démarche exposée précédemment, l'analyse qui est présentée consiste :

- à modéliser la structure spatiale d'une population exploitée et à estimer la distribution spatiale de son abondance (Pelletier et Parma, 1993). Des données de campagne scientifique seront utilisées à cet effet ;
- à combiner les résultats précédents avec des données commerciales afin de construire un indice d'abondance qui prend en compte les distributions spatiales respectives de la ressource et de l'effort de pêche (Parma *et al.*, 1993).

L'étude a été réalisée dans le cadre de la pêcherie du flétan du Pacifique.

## 1 - La pêcherie du flétan du Pacifique

Le flétan du Pacifique se distribue depuis la mer de Bering jusqu'au large de l'Orégon. L'espèce est capturée par des lignes de fond en été, au moment où elle se regroupe sur le plateau continental (assez réduit sur la côte Pacifique). La pêche est gérée par un système double de périodes d'ouvertures et de quotas. Il y a en moyenne deux ouvertures de 24 heures pendant l'année. La côte Pacifique est subdivisée en zones de régulation gérées indépendamment du nord au sud. Cette étude concerne le Golfe d'Alaska qui constitue la principale zone de pêche pour les Etats-Unis, l'espèce étant aussi exploitée par les Canadiens. La Commission Internationale du Flétan du Pacifique (IPHC) est chargée de l'évaluation du stock. A cet effet, elle a mené une série de campagnes d'échantillonnages annuelles dans le Golfe d'Alaska, afin de disposer d'un indice d'abondance indépendant de la pêcherie commerciale. Les campagnes ont toutefois été arrêtées en 1987. Parallèlement, des log-books sont collectés lors de chaque ouverture, dans lesquels les pêcheurs indiquent, outre les captures détaillées par ligne de fond, la position des lieux de pêche.

## 2 - Etude de la distribution spatiale à partir de données de campagnes

Les campagnes réalisées par l'IPHC suivent un protocole fixe d'année en année. La centaine de stations se répartit tous les 6 miles nautiques (mi) le long de 7 transects nord-sud, eux-mêmes distants de 24 mi. A chaque station, sont relevés le nombre et le poids de flétans légaux, c'est-à-dire, de taille supérieure à la taille commerciale minimale qui est de 81 cm. L'indice d'abondance utilisé est la capture par unité d'effort (CPUE) en poids par élément de longueur de ligne (chaque ligne comprend 6 ou 8 éléments selon les années).

Des techniques de géostatistiques (Cressie, 1991 ; Matheron, 1970) ont été utilisées pour étudier la distribution spatiale à partir de ces données. Une description plus détaillée se trouve dans Pelletier et Parma (1993). Cette approche permet notamment d'obtenir par krigeage une carte de l'abondance du flétan pour la zone échantillonnée qui coïncide à peu près avec la zone de pêche.

## 3 - Combinaison des cartes avec les CPUE commerciales

La suite de l'étude consiste à développer une méthode pour combiner les abondances reflétées respectivement par les campagnes scientifiques et par les captures commerciales. Cette méthode doit prendre en compte :

- la répartition dans l'espace des données commerciales ;

- l'incertitude associée à chaque type d'information, c'est-à-dire, erreur de prédiction pour l'abondance locale prédite par krigeage, et erreurs d'échantillonnage et de positionnement pour les CPUE commerciales.

L'approche développée est de type bayésien, la carte d'abondance représentant la distribution a priori, et les données commerciales permettant de la mettre à jour localement. Cette approche est utilisée pour différentes résolutions spatiales, depuis la grille initiale de la carte (4 mi de côté) jusqu'à une combinaison au niveau global des indices d'abondance (la zone est de dimension 200 mi environ). Une description plus détaillée peut être trouvée dans Parma *et al.* (en prép.).

Des simulations ont d'abord été réalisées afin de générer des CPUE obtenues selon différents schémas d'allocation spatiale de l'effort de pêche. Dans un cas, l'effort de pêche se répartit au hasard, dans l'autre cas, l'effort se porte préférentiellement sur les zones de forte abondance. Dans ce dernier cas, l'indice d'abondance global obtenu après combinaison avec les CPUE commerciales ainsi simulées surestime toujours l'abondance réelle. Le biais est d'autant plus fort que la résolution spatiale est grossière, il est par exemple de l'ordre de 50% si l'on combine les informations au niveau global. Dans le cas d'un effort de pêche réparti au hasard, l'indice d'abondance est bien sûr non biaisé quelle que soit la maille spatiale.

## CONCLUSION

L'introduction de considérations d'ordre spatial pour l'évaluation des stocks est assez récente. Bien souvent, les données disponibles tout en permettant une première approche, présentent des limitations au plan du protocole dès lors que la maille spatiale de l'étude est affinée. Les résultats de cette étude ont été utiles à la redéfinition des plans d'échantillonnage. D'abord, les campagnes scientifiques ont été recommencées en 1993, avec un protocole nouveau à la suite de l'étude géostatistique présentée ci-dessus. Quant aux données commerciales, la nécessité de diminuer l'incertitude sur la position des lieux de pêche, a conduit l'IPHC à utiliser une carte avec une grille spatiale lors de la collecte des log-books auprès des patrons-pêcheurs, et ce, afin qu'ils indiquent sur la carte l'endroit où ils sont allés pêcher.

Actuellement, les indices globaux d'abondance utilisés pour l'évaluation des stocks sont obtenus par combinaison des indices scientifique et commercial au niveau global, c'est-à-dire en ignorant les échelles spatiales (Rosenberg *et al.*, 1992). Ces résultats montrent le biais potentiel inhérent à de telles pratiques. Toutefois, les conséquences possibles pour les évaluations des stocks n'ont pas encore été explorées.

## REFERENCES

- Auger P., J. Baudry, F. Fournier (eds), 1992. Hiérarchies et échelles en écologie. *Naturalia*. 300 p.
- Cressis N.C., 1991. Statistics for spatial data. *Wiley*, NY, 900 p.
- Matheron G., 1970. La théorie des variables régionalisées et ses applications. *Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau*. **5**, 212 p.
- Parma A.M., D. Pelletier, P.J. Sullivan, 1993. Combining different sources of information in the prediction of a regionalized variable. *J. Amer. Statist.Assoc.* (en prép.).
- Pelletier D., A.M. Parma, 1993. Spatial distribution of Pacific halibut : an application of geostatistics to longline survey data. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* (accepté).
- Rosenberg A.A., G.P. Kirkwood, R.M. Cook, R.A. Myers, 1992. Combining information from commercial catches and research surveys to estimate recruitment : a comparison of methods. *ICES, J.Mar.Sci.* **49**, 379-387.





## **ESSAIS D'EVALUATION QUANTITATIVE DU POTENTIEL HALIEUTIQUE D'UNE RIVIERE A SALMONIDES A PARTIR DES DONNEES DE L'HABITAT PHYSIQUE**

Philippe Baran, Francis Dauba, Marc Delacoste, Jean-Marc Lascaux

*Laboratoire d'Ingénierie Agronomique - Equipe Environnement Aquatique et Aquaculture.  
Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse  
145 av. de Muret - 31076 Toulouse cedex France*

---

### **RESUME**

Le potentiel halieutique d'une rivière à Salmonidés : la Neste du Louron située dans le département des Hautes-Pyrénées a été quantifié à partir des variables de l'habitat physique. Le potentiel halieutique a été défini comme la biomasse et la densité de truites dont la taille est supérieure au minimum légal fixé par les autorités de la pêche. Soixante-trois faciès d'écoulement (pools, radiers, rapides...) regroupés en 9 stations ont été étudiés. La biomasse et la densité de truites de taille supérieure à 180 mm sont négativement corrélées avec la vitesse moyenne au fond et en surface. Elles sont positivement corrélées avec la profondeur et le potentiel de caches, de sous-caves et de zones profondes. Une analyse en composante principale (ACP) a permis de hiérarchiser l'ensemble des 63 faciès d'écoulement en fonction de leurs caractéristiques physiques. Elle a permis d'obtenir une succession s'organisant des faciès pools aux faciès de type cascade. Cette hiérarchie basée sur les caractéristiques de l'habitat physique est étroitement liée à celle établie à partir des abondances de truites de taille supérieure à 180 mm. Différents groupes de faciès correspondant à des conditions d'habitat homogènes et un potentiel halieutique identique ont ainsi pu être identifiés. L'utilisation de modèles multivariés basés sur quatre variables de l'habitat physique permet d'expliquer respectivement 80% de la variation de biomasse de truites de taille supérieure à 180 mm et 74% de la variation de densité. Mais, l'application de ces modèles sur 21 faciès tests n'a pas permis de valider la relation entre les valeurs observées et les valeurs théoriques. L'utilisation du modèle biologique PHABSIM de la méthode des microhabitats a permis de mettre en évidence des relations entre la valeur d'habitat (VH) au débit d'étiage et l'abondance des truites pêchables. Toutefois, la valeur d'habitat (VH) n'explique seulement que 21% de la variation de biomasses et 18% de la variation de densités. En ne considérant que les faciès situés dans un tronçon à débit régulé stable, la valeur d'habitat (VH) explique 59% de la variation de biomasse. Ceci montre que le modèle PHABSIM doit être analysé de façon dynamique en fonction du débit. L'approche conduite dans cette étude permet de fournir les bases à des méthodologies d'évaluation du potentiel halieutique d'une rivière à Salmonidés à partir des variables de l'habitat physique. Elle fournit différents niveaux de complexité d'approches pour l'élaboration d'outils de gestion des populations piscicoles ainsi que pour leur suivi dans le cadre de modifications apportées aux caractéristiques de l'habitat physique.

## **ABSTRACT**

The fisheries resources of Salmonids stream : the Neste du Louron in the Pyrenean mountains were assessed in relation to the variables of physical habitat. The fisheries resources were defined like biomass and density of catchable brown trouts (length more than minimum size limit for fishing). Sixty-three morphodynamic units (pools, riffles, runs...) of 9 sections were studied. The biomass and density of catchable trouts were negatively correlated with mean bottom velocity and surface velocity. They were positively correlated with depth, surface of covers and shelters and surface of deeper area. In relation to the characteristics of their physical habitat, a principal components analysis determined a gradient of 7 groups of morphodynamic units. This gradient corresponds to a gradient of abundance of catchable trouts. A stepwise regression analyse produced a combination of three physical habitat variables that explained respectively 80% of the variation of biomass and 74% of the variation of density. But, when the multivariate model was tested on 21 new morphodynamic units, we could not validate the relation between biomass observed by electrofishing and biomass predicted. Using the biological model (PHABSIM) of I.F.I.M. methodology, we found a correlation between weighted usable area (W.U.A.) for adult brown trout at low flow and biomass or density. But, W.U.A. explained only 21% of the variation of biomass and 18% of the variation of density. If we considered only morphodynamic units where flow was regulated by hydroelectric power plant, the W.U.A. explained 59% of the variation of biomass. It showed that PHABSIM must be studied in an annual cycle of flow. This type of work gives the bases of an assessment of fisheries resources for a brown trout population in a mountain stream using physical habitat characteristics. It shows different types of methodology to understand the relationships between brown trout population and instream habitat and propound principles to improve fisheries management.

## **INTRODUCTION**

La truite commune constitue l'une des espèces les plus recherchées en matière de pêche sportive. Le maintien ou l'amélioration de la qualité de la pêche sont étroitement liés à la connaissance des exigences écologiques de cette espèce. La gestion de ces populations est le plus souvent basée sur une réglementation des pratiques halieutiques (taille légale de capture, interdiction de pêche en période de reproduction, limitation du nombre des captures) et sur des repeuplements (THIBAUT 1991). Peu d'actions visent à améliorer la qualité du milieu. Pourtant, celle-ci peut avoir une importance particulière vis-à-vis de la régulation des populations naturelles (HAURY *et al* 1991). En effet, la truite comme la plupart des espèces de Salmonidés possède des exigences strictes vis-à-vis des conditions du milieu (LEWIS 1969). Parmi celles-ci, les variables d'habitat physique jouent un rôle prépondérant vis-à-vis de la reproduction, du recrutement, des migrations ou de la nutrition. FAUSH *et al* (1988) recensent 70 modèles permettant d'estimer l'abondance des Salmonidés à partir des caractéristiques de l'habitat. Mais, peu d'entre eux s'intéressent spécifiquement aux truites adultes (STEWART 1970, NEHRING et ANDERSON 1983, WHITE *et al* 1983) et seule la méthode des microhabitats (méthode IFIM (Instream Flow Incremental Methodology)) (BOVEE 1982) a été testée sur différents sites géographiques. A l'opposé de ces

modèles statistiques d'habitat, CLARK *et al* (1980) ont développé une approche basée sur des modèles mathématiques de recrutement, de mortalité et de croissance. Elle vise à étudier les variations d'abondances des salmonidés en fonction notamment de la réglementation des pratiques de pêche. Chacun de ces deux types d'approche permet de suivre les réponses des populations de truites soit vis-à-vis de modifications des pratiques halieutiques (CLARK *et al* *ibidem*) soit vis-à-vis de modifications du milieu physique (FAUSH *et al* *ibidem*).

Dans le cadre de notre étude sur la Neste du Louron, petite rivière des montagnes pyrénéennes, nous nous sommes intéressés à ce deuxième type d'approche à savoir, l'étude des relations entre les populations de truites et l'habitat physique.

Nos objectifs étaient de rechercher les différentes caractéristiques de l'habitat physique influençant l'abondance des truites de taille supérieure à 180 mm. A partir des résultats obtenus, les bases d'un modèle statistique de calcul du potentiel halieutique, défini comme l'abondance des truites de taille supérieure à la taille légale de capture (180 mm), ont été proposées.

## PRESENTATION DU SITE.

La Neste du Louron (figure 1) est le principal affluent de la Neste d'Aure dans le bassin pyrénéen de la Garonne. Elle est issue de la confluence de deux ruisseaux à 1220 m d'altitude. Elle est caractéristique des rivières de moyenne montagne des Pyrénées. Le régime hydrologique est de type nival. Le débit moyen annuel est de 2.4 m<sup>3</sup>/s à la confluence des deux ruisseaux et de 6.1 m<sup>3</sup>/s à la confluence avec la Neste d'Aure. Deux installations hydroélectriques dérivent l'eau de cette rivière. Douze kilomètres de cours d'eau sont ainsi placés en régime de débit réduit. Sa longueur est de 22 km et la largeur varie de 5 à 20 m. Sa pente moyenne est légèrement supérieure à 2% et son bassin versant est de 140 km<sup>2</sup> (DECAMPS 1967). Le peuplement piscicole est constitué de truites communes (*Salmo trutta* L.), espèce dominante et de chabots (*Cottus gobio* L.) espèce accompagnatrice. La gestion halieutique de la Neste du Louron est basée uniquement sur des repeuplements surdensitaires (VIBERT et LAGLER 1961) immédiatement avant le début de la saison de pêche (mars) à partir de sujets adultes de taille supérieure à 180 mm.

Neuf stations d'étude ont été choisies sur les quatorze kilomètres du cours aval de la Neste du Louron (figure 1). Le nombre et la situation de ces stations ont été déterminés en fonction, de la diversité des secteurs écologiques rencontrés (secteurs traversant des auges glaciaires ou des gorges), mais également des influences humaines (hydroélectricité). Leurs altitudes varient entre 965 et 710 m. Leurs principales caractéristiques sont présentées dans le tableau I. Cinq d'entre elles sont situées dans une portion de rivière court-circuitée par une centrale hydroélectrique (stations V, VI, VII, VIII, IX). Le régime hydraulique est donc modifié avec le passage

d'un débit réduit (1/16 ème du module) durant la majeure partie de l'année à l'exception des mois de forts débits (mai et juin). Les quatre autres stations se situent en régime de débit non influencé. Les stations III et V correspondent à des zones en réserve de pêche.

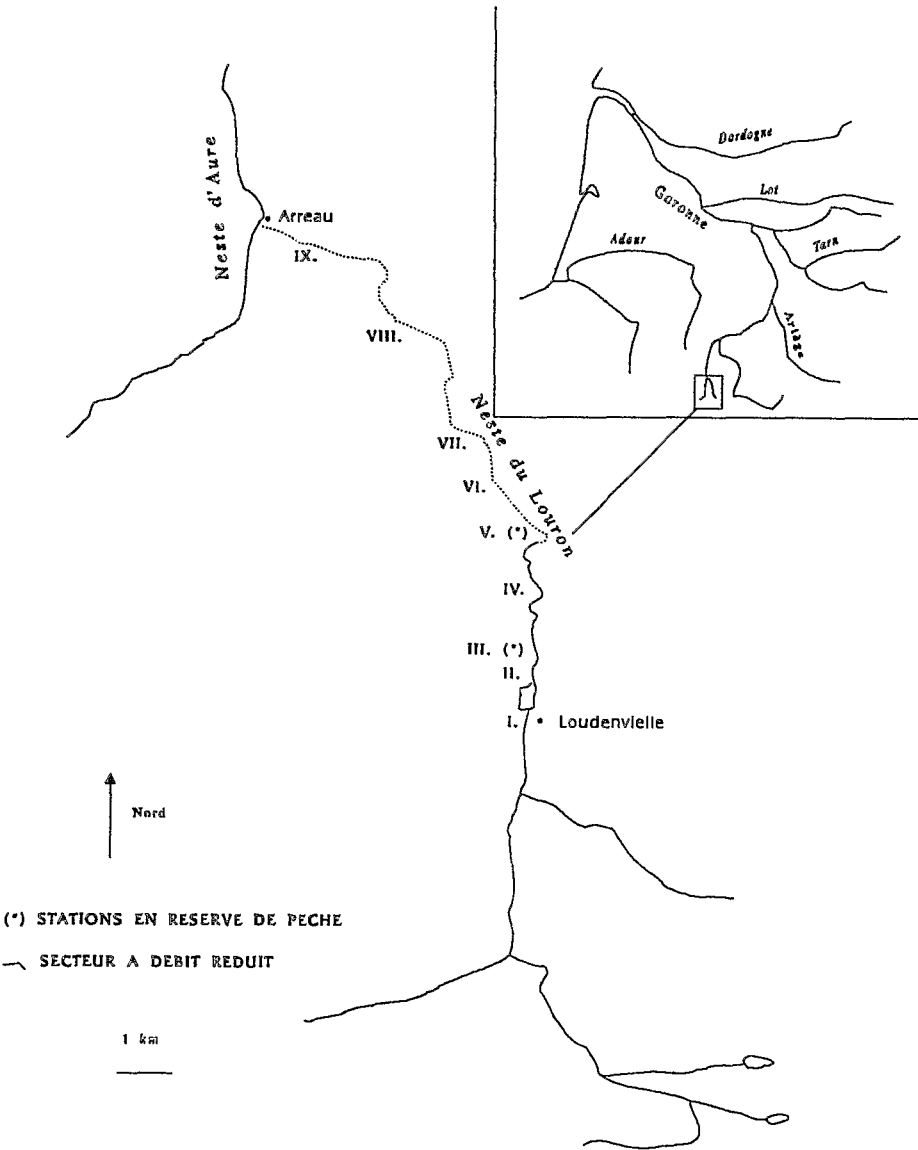


Figure 1 : Situation géographique

Tableau I : Principales caractéristiques des stations d'étude.

Stations	Altitude (m)	Température moyenne hivernale(°C)	Longueur (m)	Largeur moyenne (m)	Pente (%)	Module (m <sup>3</sup> /s)	Biomasse de truites > 180mm (kg/ha)	Densité de truites > 180 mm (ind./ha)
I	960	3.5	317.4	12.3	0.8	3.6	22.6	300.2
II	940	4	116.9	13.2	0.9	4.3	35.6	295.1
III	930	4.5	143	13.4	0.5	4.3	67.1	607.7
IV	905	4.5	544.3	11.7	0.7	4.4	26.4	720.1
V	890	5	238.1	7.7	1	0.7(CC)	161.5	1598.1
VI	860	5.2	70.5	6.6	1.4	1.1 (CC)	53.4	488
VII	847	5.2	66.5	9.6	1.2	1.2(CC)	42.1	525.1
VIII	760	5.4	166.3	9.2	1.3	1.4(CC)	169.4	1626.7
IX	720	5.3	115.2	7.5	0.6	1.7(CC)	100.3	1062.7

\*(CC) : stations situées dans un tronçon court-circuité par une centrale hydroélectrique

## METHODOLOGIE

Chacune des neuf stations a été subdivisée en unités morphodynamiques ou faciès d'écoulement (MALAVOI 1989). Ces unités correspondent à des zones où les caractéristiques morphodynamiques (pente, vitesse du courant, profondeur) sont homogènes. Le choix de ces faciès a été effectué visuellement en période de débit d'étiage. Soixante trois unités ont ainsi été sélectionnées. Leurs longueurs varient de 6 à 61 m, et leurs largeurs de 2.8 à 19 m.

## Techniques d'échantillonnage

- Données relatives à la population de truites communes

Le peuplement piscicole a été échantillonné par pêche électrique à l'aide d'un groupe électrogène fixe de type Electro-Pullman (EPMC), délivrant un courant électrique sous une tension de 480 à 600 Volts pour une intensité de 1 à 2 Ampères. Les échantillonnages ont été réalisés en février 1992 avant le début de la saison de pêche et des repeuplements. Chacun des faciès a été préalablement isolé à l'aide de filets placés transversalement au niveau des limites amont et aval. Plusieurs passages successifs ont été effectués à effort de pêche constant conformément à la méthode de DeLury (DELURY 1951). Les poissons ont été mesurés à 1 mm près et pesés à 1 g près. L'examen des histogrammes des fréquences relatives par classe de taille et des écailles prélevées sur les individus de chaque station ont permis de déterminer la taille moyenne de chaque classe d'âge.

- Données relatives aux caractéristiques de l'habitat physique.

Les caractéristiques de l'habitat physique (tableau II) ont été échantillonnées sur les 63 faciès d'écoulement en février 1992 en période de débit d'étiage.

Tableau II : Définition des variables utilisées dans les analyses.

---

I.	Largeur
Pen.	Pente de la ligne d'eau
Prf.	Profondeur moyenne
vPrf	Ecart-type de la profondeur
Vf.	Vitesse moyenne au fond
vVf	Ecart-type de la vitesse
Vs.	Vitesse en surface
Q/I	Rapport du débit moyen mensuel d'étiage/largeur
Gra.	Granulométrie du substrat
Ca.	Surface de caches
Zp.	Surface de zones profondes
Sc.	Surface de sous-caves
Bio.	Biomasse de truites de taille supérieure à 180 mm.
Den.	Densité de truites de taille supérieure à 180 mm.

---

Tableau III : Protocole de mesures des variables de l'habitat physique.

---

I.	transects
Pen.	goniomètre
Prf.	transects transversaux : méthode des microhabitats (BOVEE 1982).
Vf.	transects transversaux : méthode des microhabitats
Vs.	colorant : méthode HQI. (Habitat Quality Index) (BINNS 1982).
Gra.	transects transversaux : méthode des microhabitats (échelle granulométrique de Cailleux).
Ca.	méthode HQI.

---

- La méthode des microhabitats.

La méthode des microhabitats ou méthode I.F.I.M. (Instream Flow Incremental Methodology (BOVEE 1982)) a pour objectif à partir de mesures discrètes de vitesse, de profondeur et de granulométrie du substrat effectuées en des points représentatifs de cellules hydrodynamiques homogènes, de quantifier en fonction du débit la qualité et la quantité de microhabitats potentiel qui correspondent à la position exacte d'un poisson caractérisée par un ensemble de conditions physiques (ALLEE *et al* 1949 in SHIRVELL et DUNGEY 1983). Le protocole d'échantillonnage proposé par BOVEE

(1982) et CHAVEROCHE (1990) a été appliqué. La Surface Pondérée Utile (SPU) et la Valeur d'Habitat (VH) ont été calculé pour chaque faciès pour la valeur de débit d'étiage à partir du modèle biologique PHABSIM (Physical Habitat Simulation) (BOVEE ibidem, BELAUD *et al.* 1989)

Les densités et biomasses de truites de taille supérieure à 180 mm ont été confrontées aux valeurs d'habitat. Le rapport entre la biomasse de truites pêchables et la quantité d'habitat physique a été calculé :

$$R. = \frac{B}{S.P.U.}$$

R. = Rapport biomasse de truites > 180 mm et SPU (g /m<sup>2</sup> de SPU).

B. : Biomasse de truites > 180 mm (g/m<sup>2</sup>).

Les preferenda utilisés dans les calculs correspondent à ceux établis sur les rivières des Pyrénées (BELAUD *et al.* ibidem, CHAVEROCHE ibidem), à l'exception de la granulométrie où la courbe proposée par BOVÉE (1978) a été utilisée en l'absence d'indications validées sur les rivières pyrénéennes.

= Estimation des caches.

ARNETTE (1976, in BINNS et EISERMAN 1979) définit les caches comme toute zone dans le chenal permettant à la truite de se réfugier et de se dissimuler des prédateurs. Cette définition permet de considérer comme caches à la fois des zones turbulentes ou avec une hauteur d'eau suffisante, des gros blocs, tout élément submergé, les affouillements en sous-berges ou encore la végétation aquatique. En suivant le protocole de la méthode HQI (BINNS 1982), la longueur et la profondeur de chacun de ces types de caches ont été mesurées. L'ensemble des sous-blocs, des sous-berges et de la végétation immergée a été classé sous le terme de sous-cavé. Pour chaque faciès une surface totale de caches, de sous-cavés et de zones profondes a ainsi été obtenue. Le pourcentage occupé par chaque type de caches a été ensuite estimé en effectuant le rapport de la surface des caches sur la surface totale de la station.

### Traitement des données.

Le jeu de données a été traité à l'aide d'une analyse descriptive : Analyse en Composante Principale (ACP) normée sur un tableau de données centrées et réduites dans lequel les variables de la population de truites pêchables (biomasses et densités) ont été placées en variables supplémentaires (logiciel STATITCF).

Les relations entre les caractéristiques physiques du milieu et l'abondance numérique et pondérale des truites de taille supérieure à 180 mm ont été étudiées à partir de plusieurs techniques de corrélation.

La normalité de la distribution conjointe des couples de variables aléatoires utilisées dans l'analyse a été vérifiée en utilisant le test de KOLMOGOROV-SMIRNOV. Lorsque celle-ci a été validée, des corrélations simples ont été calculées. La validité des modèles linéaires obtenus a été testée à partir de l'examen des résidus réduits (TOMASSONE *et al* 1983). Lorsque les hypothèses d'indépendance et de normalité de la distribution des fréquences relatives cumulées des résidus réduits ont été rejetées, des transformations de variables ont été effectuées afin d'obtenir le meilleur ajustement linéaire. La variance augmentant avec la moyenne, les variables caractérisant l'abondance de la population de truites et les caches ont été transformées. La transformation par la racine carrée a permis d'obtenir une stabilisation de la variance (TOMASSONE *et al* 1983). Les relations entre les variables du milieu et l'abondance des truites pêchables ont été établies à partir de ces variables transformées.

Lorsque l'hypothèse de la normalité de la distribution conjointe des couples de variables aléatoires a été rejetée, la méthode non paramétrique du coefficient de concordance de KENDALL a été utilisée (SPRENT 1992). Les techniques de régressions multiples progressives (TOMASSONE *et al* 1993, DAGNELIE 1975) ont été appliquées sur un échantillon témoin de 42 faciès tirés au hasard parmi les 63 faciès de départ afin d'obtenir des modèles multivariés. La validité de ces modèles a été testée à la fois sur l'échantillon témoin mais surtout sur un échantillon test de 21 faciès tirés au hasard. L'examen du coefficient de corrélation multiple et des résidus réduits a permis de valider le modèle obtenu.

Treize faciès sont situés en réserve de pêche. L'influence de ce mode de gestion des populations de truites sur les résultats des modèles a été testé. La méthode de la régression multiple progressive a été appliquée aux 50 faciès ouverts à la pêche. Le nouveau modèle obtenu ainsi que celui issu de la régression multiple appliquée aux 42 faciès témoins a été testé sur les 13 faciès situés en réserve de pêche.

## RESULTATS

Les biomasses et densités varient entre les différents faciès d'écoulement. La biomasse et la densité minimale de truites de taille supérieure à 180 mm sont de 0 tandis que les valeurs maximales sont respectivement de 462.3 kg/ha et de 4507 ind/ha. La taille légale de capture est atteinte en fin de 2<sup>ème</sup> année. La taille à trois ans varie de 187.3 mm à 193.7 mm.

### Analyse en Composante Principale (ACP).

L'essentiel de l'information est contenue sur les axes F1, F2 et F3. Ils expliquent respectivement 47.5, 17.6 et 13.5% de l'inertie du nuage de points. L'étude dans le plan déterminé par les axes F1 et F2 permet d'obtenir les informations les plus pertinentes au niveau des relations entre les caractéristiques d'abondance de la population de truites et les caractéristiques de l'habitat physique.



- Cercle de corrélation des variables (figure 2).

L'axe F1 est défini par les variables de caches (Ca., Sc., Zp.). Les coefficients de ces variables dans l'équation linéaire de l'axe F1 sont respectivement de 0.41, 0.40 et 0.34. Les coefficients de corrélation sont supérieurs pour ces trois variables à 0.80. Les variables de vitesse (Vf., Vs.) ainsi que la profondeur (Prf.) interviennent également mais de façon moins significative. On note l'opposition entre les variables de vitesses et les variables de caches.

L'axe F2 est défini par les variables de profondeur (Prf.), de vitesse (Vf. et Vs.) et la largeur (l.). Le coefficient de la variable profondeur dans l'équation de l'axe 2 est de 0.46 tandis que le coefficient de corrélation est de 0.64.

Le plan défini par les axes F1 et F2 permet donc de déterminer différents gradients de caches, de vitesses, de profondeurs et de largeurs.

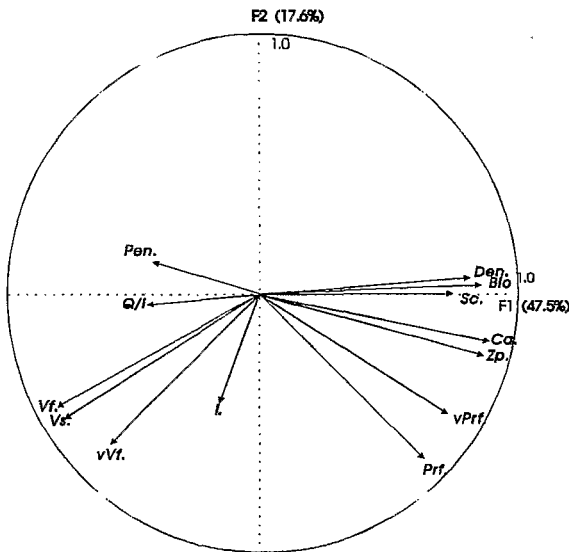


Figure 2 : ACP normée - Cercle des corrélations des variables (F1xF2)

Les variables supplémentaires caractérisant la population de truites pêchables (Bio. et Den.) sont très bien représentées sur l'axe F1. Les coefficients de corrélation de la biomasse et de la densité avec l'axe F1 sont respectivement de 0.87 et 0.83. Le gradient d'abondance des truites pêchables est donc étroitement lié à l'axe F1.

- Carte factorielle des individus (figure 3)

L'étude de la projection des 63 faciès dans le plan factoriel F1xF2 permet de constater que ce sont les faciès profonds à fort potentiel de caches (faciès pools) qui sont le mieux représentés dans la partie positive de l'axe 1 (306, 417, 507, 602 et 702). Sur l'axe F2 on retrouve une opposition entre les faciès à faible vitesse de courant (faciès plats) bien représentés dans la partie positive de l'axe (505, 502, 504 et 503) et les faciès cascades bien représentés dans la partie négative (203, 416, 305, 403, 303).

Le plan factoriel F1xF2 détermine un gradient de faciès à partir des caractéristiques physiques du milieu. Ce gradient permet de distinguer successivement des faciès de type pool, plat profond, plat lent, radier, rapide et cascade. Il est étroitement lié au gradient d'abondance des truites adultes. La variable profondeur discrimine les faciès pools et les faciès radier tandis que les variables de vitesse sépare les faciès cascades et rapides des faciès plats. Les faciès pool présentent les plus fortes biomasses et densités de truites pêchables tandis que les faciès cascades présentent les valeurs les plus faibles.

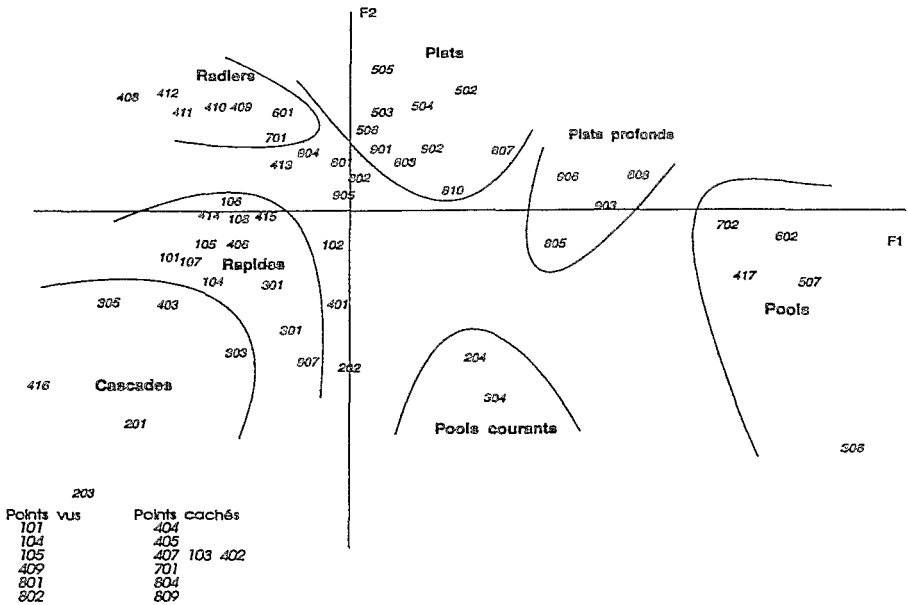


Figure 3 : Analyse en composante principale (ACP) - Carte factorielle des individus (F1xF2)

### Relations entre l'abondance des truites pêchables et les variables de l'habitat physique

- Coefficients de concordance de KENDALL (W).

Les biomasses et densités sont significativement concordantes avec 3 variables de l'habitat physique (tableau IV).

**Tableau IV:** Coefficients de concordance de KENDALL (W) . ( $p < 0.01$ )

Variables	Biomasses	Densités
vitesse au fond	0.85	0.88
vitesse de surface	0.83	0.86
sous-cave	0.89	0.89

- Régressions linéaires

Les variables surfaces de caches, surface de zones profondes et profondeur ont permis d'obtenir des ajustements linéaires satisfaisant aux conditions requises par les statistiques d de DURBIN WATSON ( $1.62 < d < 2.35$ ) et D de KOLMOGOROV-SMIRNOV ( $D < 0.168$ ), pour un risque  $\alpha = 0.05$ .

La surface de caches explique respectivement 68 et 75 % de la densité et la biomasse de truites pêchables, la surface de zones profondes 64 et 70 % et la profondeur 21 et 26% (tableaux V et VI). Les tableaux V et VI présentent les caractéristiques des ajustements linéaires réalisés.

**Tableau V :** Caractéristiques statistiques des régressions linéaires établies entre les variables de l'habitat physique et  $\sqrt{\text{Bio.}}(\text{kg} / \text{ha})$ .

Variables explicatives	$r^2$	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Ca.}}$	0.75	2.23	4.7	0.066
$\sqrt{\text{Zp.}}$	0.70	2.05	4.7	0.063
<i>Prf.</i>	0.26	1.96	1.5	0.07

**Tableau VI :** Caractéristiques statistiques des régressions linéaires établies entre les variables de l'habitat physique et  $\sqrt{\text{Den.}}(\text{ind.}/\text{ha})$ .

Variables explicatives	$r^2$	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Ca.}}$	0.68	2.25	1.5	0.119
$\sqrt{\text{Zp.}}$	0.64	1.98	3.1	0.103
<i>Prf.</i>	0.21	2.05	0	0.07

- Modèles multivariés.

Les caractéristiques d'abondances (biomasses et densités) des deux séries de faciès (faciès témoins et faciès tests) ne diffèrent pas significativement (Mann et Whitney ( $p < 0.05$ )). La régression multiple progressive a permis de sélectionner sur les 42 faciès témoins trois variables de l'habitat physique : la profondeur (Prf.), la vitesse au fond (Vf.) et la surface des sous-caves (Sc.). Deux modèles statistiques ont été établis (Modèles I). Ils satisfont aux conditions requises par les statistiques d de DURBIN-WATSON ( $1.66 < d < 2.34$ ) et D de KOLMOGOROV-SMIRNOV ( $D < 0.205$ ) pour un risque  $\alpha = 0.05$ .

Modèles I :

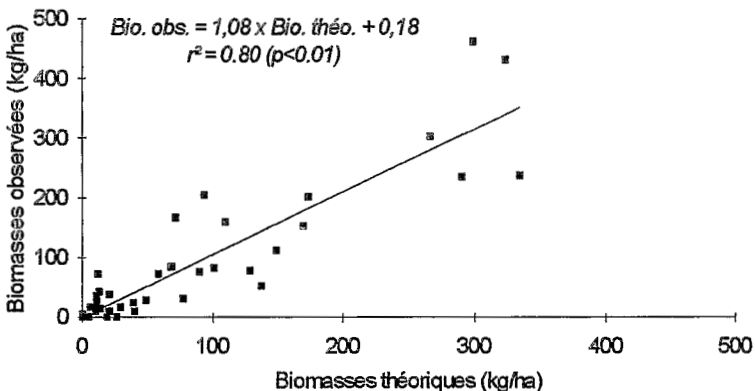
$$\sqrt{\text{Biomasse}} = 0.13 \times \text{Prf.} + 10.91 \times \frac{1}{\sqrt{\text{Log}(\text{Vf.})}} + 2.97 \times \sqrt{\text{S.c.}} + 14.69$$

$$\sqrt{\text{Densité}} = 0.32 \times \text{Prf.} + 31.08 \times \frac{1}{\sqrt{\text{Log}(\text{Vf.})}} + 9.77 \times \sqrt{\text{S.c.}} + 44.56$$

**Tableau VII** : Caractéristiques statistiques des deux modèles multivariés établis pour les biomasses et les densités.

Variabes à expliquer	$r^2$	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D.
$\sqrt{\text{Bio. (kg / ha)}}$	0.80	1.69	2.4	0.069
$\sqrt{\text{Den. (ind./ha)}}$	0.75	1.87	2.4	0.1001

Les deux modèles permettent donc d'expliquer 80% de la variation de biomasses et 75% de la variation de densités (figures 4 et 5).



**Figure 4** : Biomasses théoriques et observées - modèle multivarié.

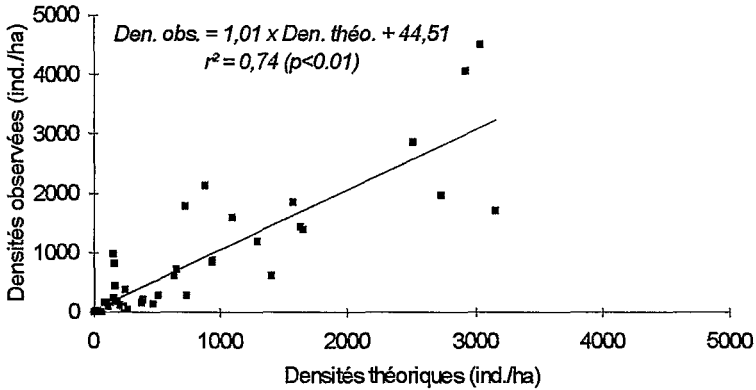


Figure 5 : Densités théoriques et observées - modèle multivarié.

- Tests de validation des modèles I

Sur les 21 faciès tests, les coefficients de corrélation sont significatifs (respectivement de  $r^2=0.83$  ( $p<0.01$ ) pour les biomasses et  $r^2=0.77$  ( $p<0.01$ ) pour les densités). Mais, l'examen des résidus réduits indiquent que d'une part, leur indépendance n'est pas respectée ( $1.42 < d < 2.58$ ) et d'autre part, l'ensemble des résidus réduits pour le modèle des biomasses n'appartient pas à l'intervalle  $-3 < \text{résidus réduits} < +3$ . De plus, les pentes des droites de régression ( $b = 1.30$  pour les biomasses et  $b = 1.39$  pour les densités) sont significativement différentes de 1. Les biomasses théoriques prévues par les modèles sont significativement sous-estimées par rapport aux valeurs observées. Malgré la forte corrélation entre les valeurs observées et théoriques, les modèles établis sur les 43 faciès témoins ne peuvent donc pas être validés sur les faciès tests.

Tableau VIII : Caractéristiques statistiques de la régression valeurs observées et valeurs théoriques des modèles multivariés testés sur 21 faciès

Variabes à expliquer	$r^2$	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle $(-1.96 + 1.96)$ .	résidus réduits $< \pm 3$ (%)	D
Biomasse	0.83	1.25	4.7	4.7	0.119
Densité	0.77	1.13	4.7	0	0.214

### Influence de la gestion en réserve de pêche sur les résultats des modèles multivariés.

La méthode de la régression multiple progressive a permis d'obtenir un nouveau modèle (modèle II) à partir des 50 faciès ouverts à la pêche. Comme pour les 42 faciès témoins, les trois variables profondeur, vitesse au fond et sous-caves ont été sélectionnées par la procédure. On obtient le modèle II de calcul des biomasses.

Modèle II :

$$\sqrt{\text{Biomasse (kg/ha)}} = 0.07 \times \text{Prof.} + 10.11 \times \sqrt[3]{\text{Log(Vf.)}} + 4 \times \sqrt{\text{S.c.}} + 14.41$$

Le modèle II établi sur l'ensemble des faciès ouverts à la pêche possède des caractéristiques identiques à celles du modèle I. Les coefficients de régression des trois variables ne diffèrent pas significativement des coefficients du modèle I (test t ( $p < 0.05$ )). La gestion en réserve de pêche de certains faciès n'influence pas donc la construction du modèle statistique de calcul des biomasses de truites pêchables.

Tableau IX : Caractéristiques statistiques du modèle II.

Variables à expliquer	r <sup>2</sup>	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Bio. (kg/ha)}}$	0.77	1.92	4	0.007

Les modèles multivariés I et II établis sur les biomasses ont été testés sur les 13 faciès situés en réserve de pêche. Pour le modèle I, les biomasses observées sont significativement corrélées aux biomasses théoriques ( $r^2=0.85$  ( $p < 0.01$ )). Les statistiques d de DURBIN-WATSON ( $d=2.08$ ), le pourcentage de résidus réduits n'appartenant pas à l'intervalle ( $-1.96 < er < +1.96$ ) ( $p= 4.7\%$ ) et le test de normalité de KOLMOGOROV-SMIRNOV ( $D=0.132$ ) permettent de valider le modèle linéaire de régression entre les valeurs observées et les valeurs théoriques. De plus, la pente de la droite ( $b=1.22$ ) n'est pas significativement différente de 1 ( $t=1.46$  ( $p < 0.05$ )). Elle est d'autre part inférieure à celle de la régression établie sur les 21 faciès tests ( $b=1.30$ ). Les valeurs théoriques de biomasses des faciès gérés en réserve de pêche sont donc moins sous-estimées par le modèle que celles des 21 faciès tests. Pour le modèle II, là encore, les valeurs de biomasses observées sont significativement corrélées aux valeurs théoriques ( $r^2=0.74$  ( $p < 0.01$ )). Les tests d de DURBIN-WATSON et D de KOLMOGOROV-SMIRNOV valident l'indépendance et la normalité des résidus. La pente de la droite de régression ( $b=1.09$ ) n'est pas significativement différente de 1 ( $t=0.53$  ( $p < 0.05$ )). Les modèles I et II basés sur 3 variables de l'habitat physique permettent d'estimer les valeurs de biomasses des 13 faciès situés en réserve de pêche sur la Neste du Lournon.

### Relation entre l'abondance des truites pêchables et les microhabitats.

Les valeurs d'habitat (V.H.) des 63 faciès d'écoulement calculées pour la truite commune adulte à l'étiage sont significativement corrélées aux biomasses et aux densités de truites pêchables échantillonnées à la même période ( respectivement  $r^2=0.21$  ( $p<0.01$ ) et  $r^2=0.18$  ( $p<0.01$ ). L'examen des résidus réduits (tableau X) permet de valider l'ajustement linéaire entre les V.H. et les  $\sqrt{\text{Biomasses}}$  ou les  $\sqrt{\text{Densités}}$ . Si l'on étudie séparément les 36 faciès situés en régime de débit naturel et les 27 faciès situés en régime de débit régulé par l'activité hydroélectrique, on constate que la corrélation entre la valeur d'habitat et les biomasses et densités de truites pêchables est nettement plus forte pour les faciès à débit régulé (respectivement  $r^2=0.59$  ( $p<0.01$ )) et  $r^2=0.52$  ( $p<0.01$ )) (tableau XI) que pour les faciès à débit naturel ( $r^2=0.20$  ( $p<0.01$ ) et  $r^2=0.18$  ( $p<0.02$ )) (tableau XII).

**Tableau X** : Caractéristiques statistiques des régressions valeur d'Habitat (VH) et biomasses ou densités de truites pêchables.

Variables à expliquer	$r^2$	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Bio. (kg / ha)}}$	0.21	2.27	1.5	0.0698
$\sqrt{\text{Den. (ind./ha)}}$	0.18	2.30	3.1	0.0857

**Tableau XI** : Caractéristiques statistiques des régressions valeur d'Habitat (VH) et biomasses ou densités de truites pêchables pour les 27 faciès situés en débit régulé.

Variables à expliquer	$r^2$	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Bio. (kg / ha)}}$	0.59	2.06	3.7	0.0587
$\sqrt{\text{Den. (ind./ha)}}$	0.52	2.06	0	0.0604

**Tableau XII** : Caractéristiques statistiques des régressions valeur d'Habitat (VH) et biomasses ou densités de truites pêchables pour les 36 faciès situés en débit naturel.

Variables à expliquer	$r^2$	Statistique d de DURBIN-WATSON	Pourcentage de résidus n'appartenant pas à l'intervalle (-1.96 + 1.96).	D
$\sqrt{\text{Bio. (kg / ha)}}$	0.20	2.2	2.7	0.0701
$\sqrt{\text{Den. (ind./ha)}}$	0.18	2.1	2.7	0.0851

Le rapport entre la biomasse de truites pêchables et la quantité d'habitat favorable (SPU) varient selon le faciès. La valeur minimale est de 0 g/m<sup>2</sup> de SPU, la valeur maximale de 98.7 g de truites > 180 mm /m<sup>2</sup> de SPU. Il n'y a pas de différence significative entre le rapport calculé pour les faciès ouverts à la pêche et celui calculé les faciès situés en réserve ( $t = -1.20$  ( $p < 0.05$ )). A l'inverse, on observe une différence significative entre le rapport calculée pour les faciès situés en tronçon court-circuitée par la centrale hydroélectrique et les faciès situés en régime de débit non régulé ( $t = -5.1$  ( $p < 0.05$ )). L'occupation de l'habitat physique par les truites pêchables est significativement inférieure pour les faciès situés en débit naturel.

Sur l'ensemble des faciès, on note une corrélation entre le taux d'occupation de l'habitat physique et les racines carrées des surfaces occupées par les caches et les sous-caves ( $r^2 = 0.53$  ( $p < 0.01$ ) et  $r^2 = 0.47$  ( $p < (0.01)$ )).

## DISCUSSION

L'analyse des relations entre les populations de truites communes et les caractéristiques de l'habitat ainsi que la construction de modèles prédictifs doivent s'appuyer sur plusieurs étapes essentielles parmi lesquelles on peut citer : le choix d'une échelle d'approche bien définie (HAURY *et al* 1991), l'acquisition d'une base de données importante et diversifiée, la recherche de la signification écologique des paramètres introduits dans le modèle (WEISBERG 1980), la validation sur un ensemble de données tests qui n'ont pas été utilisées dans l'élaboration du modèle (FAUSH *et al* 1988).

L'approche par faciès d'écoulement permet de différencier plusieurs groupes d'unités morphodynamiques homogènes. Ces groupes recoupent en grande partie ceux établis lors de l'approche visuelle préliminaire. Cette différenciation des faciès de type pool, plat profond, plat, radier, rapide et cascade est très proche de celle établie par CHAVEROCHE (1990) sur 137 faciès d'écoulement de différentes rivières du sud de la France et des Alpes. Ces différents groupes sont de plus étroitement liés à l'abondance des truites pêchables. Les faciès pool possèdent les plus fortes biomasses et densités tandis que les faciès cascades et rapides possèdent les plus faibles valeurs. CHAVEROCHE (*ibidem*) classe les groupes de faciès en fonction de la valeur moyenne de biomasse de truites. Il retrouve une hiérarchie très similaire à celle de notre étude.

Il existe donc une sélection d'unité morphodynamique par les truites adultes, sélection influencée par les variables de l'habitat physique. Ce niveau d'étude semble donc pertinent du point de vue de la détermination et de l'estimation des descripteurs de l'habitat physique ainsi que de l'étude de leur relation avec l'abondance des truites adultes.



Trois descripteurs de l'habitat physique ont été sélectionnés par la méthode des régressions multiples progressives pour construire les deux modèles multivariés expliquant les variations de biomasses et de densités de truites pêchables : la profondeur moyenne, la vitesse moyenne au fond et la surface de sous-caves. Les caches et la profondeur constituent des variables fréquemment utilisées dans les études et les modèles d'habitat spécifiques aux truites adultes (HALL et KNIGHT 1981). STEWART (1970) propose deux modèles de calcul des abondances de truites de taille supérieure à 180 mm. Il utilise la profondeur moyenne et les caches (surface totale de caches ou surface de sous-blocs). De même, HARSHBARGER et BHATTACHARYA (1981) construisent un modèle statistique de prédiction des biomasses de truites de 2 ans et plus, basé uniquement sur des variables de caches. FAUSH *et al* (1988) recensent 22 modèles d'habitat faisant intervenir la variable cache dans le calcul et 17 faisant intervenir la profondeur. Les caches constituent l'habitat préférentiel des truites lors des périodes de repos ou d'affût (HAURY *et al* 1991). De nombreux auteurs ont montré que l'on pouvait relier leur abondance avec celle des truites, qu'ils s'agissent de caches constituées par des sous-caves (HUNT 1976, WESCHE 1976 et 1980, ENK 1977, FAUSH et WHITE 1981, KOZEL *et al* 1990, JOWET 1992) ou un couvert végétal (WESCHE 1987). La profondeur, joue également un rôle dans le choix de l'habitat de repos particulièrement pour des truites adultes (importance des zones profondes (LEWIS 1969, KOZEL *et al* *ibidem*). KENNEDY et STRANGE (1982) indiquent que 74% des truites adultes sont capturées dans des zones où la profondeur moyenne est supérieure à 20 cm . Elle intervient également dans le choix de l'habitat de nutrition (SHIRVELL et DUNGEY 1983). L'abondance des truites peut être plus ou moins fortement liée à la profondeur moyenne de la station (NIELSEN 1986, KROG et HERMANSEN 1987). Pour la variable vitesse du courant, BOLHIN (1977), EGGLESHAW et SHACKLEY (1977), BAGLINIERE et CHAMPIGNEULE (1982) indiquent que les truites adultes préfèrent des vitesses de courant assez lentes. Comme la profondeur, cette variable intervient dans le choix des différents microhabitats de nutrition, de cache ou de reproduction (SHIRVELL et DUNGEY (*ibidem*), EGGLESHAW et SHACKLEY (*ibidem*)). Elle est même considérée comme le principal facteur responsable de ce choix (BACHMAN 1984, DE GRAAF et BAIN 1986, HEGGENES et SALTVEIT 1990). Les fortes vitesses jouent un rôle de facteur limitant et pourront donc influencer directement l'abondance des truites (LEWIS (*ibidem*), WESCHE (*ibidem*), BOLHIN (*ibidem*). On note, dans le cas de la NESTE du LORON, une diminution très significative des biomasses et des densités de truites lorsque la vitesse moyenne au fond est supérieure à 25 cm/s. En deçà, ce facteur semble moins limitant, les valeurs de biomasses et densités varient de façon plus significative.

Après la recherche de la signification écologique des variables retenues, le test d'un modèle statistique sur des sites n'ayant pas été utilisés dans son élaboration est une étape essentielle dans la validation de ce type d'outil. Pourtant, peu de modèles de calcul de biomasses de truites ont été testés sur différents sites. Seuls, les modèles HQI (BINNS et EISERMAN 1979), WRR1 (WESCHE 1980) ou IFIM (BOVEE 1982) ont

été appliqués sur différentes rivières. L'application des deux modèles statistiques obtenus sur la Neste du Louron à 21 faciès tests n'a pas permis de valider ces outils. Les deux modèles sous-estiment significativement les fortes valeurs de biomasses. Concernant l'influence des stations en réserve de pêche sur ces résultats, il semble que ce mode de gestion ne modifie pas les processus d'élaboration des modèles. On notera cependant que contrairement aux 21 faciès tests, les deux modèles statistiques ont pu être validés lorsqu'ils sont appliqués aux faciès en réserve. La notion de population de truites en équilibre avec une capacité d'accueil physique semble pouvoir être mieux validée sur ces stations. HEALEY (1980), DONALD et ALGER (1989), BRANA *et al* (1992) ne trouvent pas de différences significatives entre les densités de truites pêchables de secteur exploités et de secteurs non exploités par la pêche. Ceci peut être directement lié à une meilleure survie des juvéniles. En effet, la présence de poissons âgés peut entraîner une forte prédation sur les juvéniles ou les obliger à migrer pour occuper des habitats marginaux (HEALEY (*ibidem*), WERNER *et al* 1983 cités par BRANA *et al* *ibidem*). La pêche ne semble donc pas constituer le principal facteur limitant vis-à-vis de l'abondance des truites pêchables.

Des facteurs tels que la température de l'eau ou les conditions trophiques peuvent également jouer un rôle vis-à-vis de la validation des modèles. En effet, ces variables et surtout la température qui n'a pas été intégrée dans l'analyse influence l'abondance des truites (BOWLBY et ROOF 1986). Elle joue un rôle déterminant vis-à-vis de la croissance (ELLIOT 1984, BAGLINIERE et MAISSE 1990). Toutefois, les tailles moyennes à trois ans varient faiblement entre les différentes stations et la taille légale de capture est atteinte à des âges très similaires. L'influence de ces facteurs peut donc être considérée comme relativement similaire entre les neuf stations.

En intégrant le microhabitat comme niveau d'analyse plus fin, le modèle PHBASIM constitue un outil d'étude quantitative des relations entre l'habitat physique potentiel et l'abondance des truites. Sur les 63 faciès d'écoulement l'abondance des truites adultes est significativement corrélée avec la valeur d'habitat. En séparant les faciès selon leur régime de débit (influencé ou naturel), on constate de nettes différences entre ces deux groupes tant au niveau des corrélations entre la valeur d'habitat et les abondances de truites pêchables qu'au niveau de l'occupation de l'habitat physique. Pour un régime de débit régulé donc stable durant la majeure partie de l'année, la valeur d'habitat explique 59% de la variation de biomasses. À l'inverse, pour un débit naturel donc variable dans le temps, la valeur d'habitat calculée à l'étiage n'explique que 20% de la variation de biomasses. Pour les faciès en débit régulé, la valeur d'habitat correspond à une situation de débit médian, c'est-à-dire à la qualité d'habitat physique la plus souvent observée dans le tronçon. À l'opposé, dans le débit naturel, la valeur d'habitat calculée ne reflète qu'une image ponctuelle de la qualité de l'habitat physique. Ces observations confirment le fait que les modèles de microhabitats doivent être utilisés de façon dynamique en fonction du débit. Ils indiquent également que le débit d'étiage bien que représentant la valeur minimale en terme de surface mouillée, ne semble pas correspondre à une valeur limitante en terme de qualité d'habitat physique. En

revanche, calculée pour une valeur de débit médian, la valeur d'habitat semble constituer un bon descripteur de l'habitat physique des truites adultes. LOAR *et al* (1985) indiquent que les meilleures corrélations entre la valeur d'habitat et les abondances de truites communes sont obtenues en considérant la valeur d'habitat minimale sur un cycle annuel de débit. Des corrélations instantanées entre l'abondance des truites et une valeur d'habitat ponctuelle donnent des résultats beaucoup moins satisfaisants. STALNAKER (1979), WESCHE (1980), NEHRING et ANDERSON (1983), FRAGNOUD (1987), SOUCHON *et al* (1989), JOWETT (1992) montrent également que l'abondance des truites et plus particulièrement l'abondance des truites adultes peut être corrélées à la valeur d'habitat calculée par la méthode IFIM. A l'inverse, CONDER et ANNEAR (1983), SHIRVELL et MORANTZ (1983) ou CHAVEROCHE (1990) ne mettent aucune relation en évidence. De nombreuses critiques ont été adressées à cette méthode notamment au niveau de l'utilisation de la valeur d'habitat comme outil de prédiction des abondances de truites (MATHUR *et al* 1985, SHIRVELL 1986). Dans le cas de la Neste du Louron, les faibles corrélations obtenues sur l'ensemble des faciès s'expliquent en grande partie, comme on l'a vu précédemment, par le calcul pour le débit naturel d'une valeur ponctuelle d'habitat. Mais ceci peut être également lié à l'absence de courbes de préférence granulométrique pour les rivières pyrénéennes. Nous avons utilisé les valeurs proposées par BOVEE (1978). La granulométrie joue surtout un rôle particulier vis-à-vis du microhabitat de caches. Hors, la courbe de BOVEE (*ibidem*) propose une valeur de préférence maximale pour les classes granulométriques petits graviers (0.2-2 cm), graviers (2-10 cm) et galets (10-20 cm). Ces classes granulométriques ne peuvent constituer des caches satisfaisantes pour les truites adultes que l'on retrouve de façon nettement plus marquée au niveau des blocs (BAGLINIERE et CHAMPIGNEULE 1982, FRAGNOUD 1987). La méthode des microhabitats appliquée avec les courbes de granulométrie proposée par BOVEE (*ibidem*) ne permet donc pas une estimation satisfaisante du facteur caches qui on l'a vu, joue un rôle prépondérant vis-à-vis des truites adultes. L'estimation de la valeur d'habitat telle qu'elle est définie dans la méthode nécessite donc une meilleure prise en compte des caches, prise en compte qui doit passer par l'établissement de courbes de préférence granulométrique spécifiques aux rivières pyrénéennes. Il est important également de préciser que l'utilisation des microhabitats par la truite varie en fonction de la taille, mais également en fonction du type d'activité (repos, nutrition) et de la saison. En ne considérant qu'une courbe de préférence par stade de développement, la méthode limite la notion et la diversité des microhabitats. Les différents résultats obtenus dans cette étude montrent l'importance de la qualité du milieu physique vis-à-vis de l'abondance des truites. Toute action visant à améliorer ou à dégrader cette qualité aura des répercussions sur les densités de truites pêchables et donc sur la qualité de la pêche. Aux Etats-Unis, de nombreux projets de réhabilitation de milieux dégradés ont permis une très nette amélioration au niveau des populations de Salmonidés (HUNTER 1991). L'action sur le milieu physique doit donc constituer un élément clé dans la gestion des populations de Salmonidés.

L'étude des 63 faciès d'écoulement sur la Neste du Louron permet de constater que l'élaboration d'outil de calcul d'abondance des truites pêchables à partir des données de l'habitat physique peut donner des résultats intéressants. Toutefois, la validation de ce type d'approche est indispensable et nécessite un jeu de données très conséquent. Elle doit tenir compte également de la spécificité régionale des sites étudiés et le cadre de son application doit dans un premier temps, se limiter aux rivières pyrénéennes. A l'avenir, une telle étude doit intégrer un suivi dans le temps des populations de truites. En effet, la validité d'une modélisation statistique repose également sur l'hypothèse d'une stabilité dans le temps des effectifs des populations étudiées lorsque les caractéristiques de l'habitat ne varient pas. Hors, PLATTS et NELSON (1988) montre une forte variabilité dans le temps des abondances de Salmonidés sans modification de la qualité de l'habitat physique. L'équilibre entre la population et les conditions du milieu doit donc être vérifié. Le suivi dans le temps doit également permettre de remplacer les variables de biomasses et de densités qui constituent une image ponctuelle de la population de truite par la production annuelle de poissons pêchables qui constitue elle, une variable plus dynamique.

#### REMERCIEMENTS.

Les auteurs tiennent à remercier pour son aide et sa collaboration la Fédération de pêche des Hautes-Pyrénées et plus particulièrement son conseiller scientifique Dr Noël ABAD ainsi que le Dr. Jean-Luc BAGLINIERE pour ses remarques et la lecture critique du manuscrit.

#### REFERENCES

- BACHMAN (R.A.), 1984. - Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113 (1) : 1-32.
- BAGLINIERE (J.L.) et CHAMPIGNEULE (A.), 1982. - Densité des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.) et de juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) sur le cours principal du Scorff (Bretagne) : préférendums physiques et variations annuelles (1976-1980). *Acta Oecol. Oecol. Appl.*, 3 (3) : 241-256.
- BAGLINIERE (J.L.) et MAISSE (G.), 1990. - La croissance de la truite commune (*Salmo trutta* L.) sur le bassin du Scorff. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 318 : 89-101.
- BELAUD (A.), CHAVEROCHE (P.), LIM (P.) et SABATON (C.), 1989. - Probability-of-use curves applied to brown trout (*Salmo trutta* L.) in rivers of Southern France. *Regulated rivers : Research and management*, Vol 3 : 321-336.
- BINNS (N.A.), 1982. - *Habitat Quality Index : procedure manual*. Wyoming Game and Fish Department, Laramie, 209 p.

- BINNS (N.A.) et EISERMAN (F.M.), 1979. - Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 108 (3) : 215-228.
- BOLHIN (T.), 1977. - Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta L.* *Oikos*, 29 : 112-117.
- BOWLBY (J.N.) et ROOF (J.C.), 1986. - Trout biomass and habitat relationship in Southern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115 : 513-514
- BOVEE (K.D.), 1978. - Probability-of-use criteria for the family salmonidae. *Report U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-78/07*, Fort Collins, Colorado, USA, 80 p.
- BOVEE (K.D.), 1982. - A guide to stream habitat analysis using Instream Flow Incremental Methodology. *Instream Flow Information Paper*, n° 12, FWS/OBS 82/86, 248p.
- BRANA (F.), NICIEZA (A.G.) et TOLEDO (M.M.), 1992.- Effects of angling on population structures of brown trout, *Salmo trutta L.*, in a mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia*, 237 : 61-66.
- CHAUVEROCHE (P.), 1990. - Recherche sur les préférences d'habitat de la truite fario (*Salmo trutta L.*). Aide à la détermination de la valeur d'un débit réservé. Thèse de Dr. Sciences, Université de Provence, Marseille, 214p.
- CLARK (R.D.), ALEXANDER (G.R.) et GOWING (H.), 1980. - Mathematical description of trout-stream fisheries. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 109 (6), 587-601.
- CONDER (A.L.) et ANNEAR (T.C.), 1987. - Test of weighted usable area derived from a PHABSIM model for instream flow studies on trout streams. *North Am. J. Fish. Manage.*, 7 : 339-350.
- DAGNELIE (P.), 1975. - *Analyses statistiques à plusieurs variables*. Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, 362p.
- DECAMPS (H.), 1967. - Ecologie des trichoptères de la vallée d'Aure (Hautes-Pyrénées). *Annls Limnol.*, 3 (3) : 399-577.
- DEGRAAF (D.A.) et BAIN (L.H.), 1986. - Habitat use by and preferences of juveniles Atlantic salmon in two New-foundland rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115 : 671-681.
- DELURY (D.B.), 1951. - On the planning of experiments for estimation of fish populations. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 8 : 211-307.
- DONALD (D.B.) et ALGER (D.J.), 1989. - Evaluation of exploitation as a means improving growth in a stunted population of Brook trout. *North Am. J. Fish. Manage.*, 9 : 177-183.
- EGGLISHAW (H.J.) et SHACKLEY (P.E.), 1982. - Influence of water depth on dispersion of juvenile Salmonids *Salmo salar L.* and *trutta L.* in a Scottish stream. *J. Fish. Biol.* 21 : 141-155.
- ELLIOT (J.M.), 1984. - Growth, size, biomass and production of young migratory *Salmo trutta L.* in a Lake District stream. *J. Anim. Ecol.*, 53 : 979-994.
- ENK (M.D.), 1977. - Instream overhead bank cover and trout abundance in two Michigan streams. M.S. Thesis. Michigan State University, East Lansing, 127p.

- FAUSH (K.D.) et WHITE (R.J.), 1981. - Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a Michigan stream. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 38 : 1220-1227.
- FAUSH (K.D.), HAWKES (C.L.) et PARSONS (M.G.), 1988. - Models that predict the standing crop of stream fish from habitat variables. U.S. Forest Service General Technical Report. PNW-GTR-213, 52p.
- FRAGNOUD (E.), 1987. - Préférence d'habitat de la truite fario (*Salmo trutta fario* L.1758) en rivière. Thèse Doc. Fac. Sci., Univ. Claude Bernard Lyon I, Lyon, 435p.
- HALL (J.D.) et KNIGHT (N.J.), 1981. - Natural variation in abundance of salmonids populations in streams and its implications for design of impacts studies. EPA-600/S3-81-021. Corvallis, OR : U.S. Environmental Protection Agency. 85p.
- HARSHBARGER (T.J.) et BHATTACHARYYA (H.), 1981. An application of factor analysis in an aquatic habitat study. in CAPEN (D.E.) ed. *The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat*. Gen. Tech. Re. RM-87. Fort Collins, CO : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 180-184.
- HAURY (J.), OMBREDANE (D.) et BAGLINIERE (J.L.), 1991. - L'habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) en eaux courantes. in BAGLINIERE (J.L.) et MAISSE (G.) ed. - *La truite, biologie et écologie*. INRA Paris, 47-96.
- HEALEY (M.C.), 1980. - Growth and recruitment in experimentally exploited lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol 37c (2) : 255-267.
- HEGGENES (J.) et SALTVEIT (S.J.), 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and Brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *J. Fish. Biol.*, 36 : 707-720.
- HUNT (R.L.), 1976. - A long-term evaluation of trout habitat development and its relation to improving management-related research. *Trans. Am. Fish. Soc.* 105 (3) : 361-364.
- HUNTER (C.J.), 1991. - *Better trout habitat*. Island Press, Covelo, 320p.
- JOWETT (I.G.), 1992. - Models of the abundance of large brown trout in New Zealand Rivers. *North Am. J. Fish. Manage.*, 12 : 417-432.
- KENNEDY (G.J.A.) et STRANGE (C.D.), 1982. - The dispersion of salmonids in Upland streams in relation to depth and gradient. *J. Fish. Biol.*, 20 : 579-591.
- KOZEL (S.J.), HUBERT (W.J.) et PARSONS (G.P.), 1990. - Habitat features and trout abundance relative to gradient in some Wyoming streams. *Northwest Science*, 63 (4) : 175-182.
- KROG (G.), HERMANSEN (H.), 1986. - Physical structure and brown trout (*Salmo trutta fario*) populations in small danish lowland. *Fish. Magt.*, 17 (4), 216-222.
- LEWIS (S.L.), 1969. - Physical factors influencing fish populations in pool of a trout streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115 : 183-195.

- LOAR (J.M.), SALE (M.J.) et CADA (G.F.), 1985. - Application of habitat evaluation in southern Appalachian trout streams. *Environmental Sciences Division publications*, 2383, ORNL/TM, 9323, 230p.
- MALAVOI (J.R.), 1989. - Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques d'un cours d'eau à haute énergie. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 315 : 189-210.
- MATHUR (D.), BASON (W.H.), PURDY (E.J.) et SILVER (C.A.), 1985. - A critique of instream flow incremental methodology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol 42 : 825-831.
- NEHRING (R.B.) et ANDERSON (R.M.), 1983. - Stream fisheries investigations. Fort Collins CO: Colorado Division of Wildlife, Job Progress Report, Federal Aid Project, F-51-R, 188p.
- NIELSEN (G.) 1986. Dispersion of brown trout (*Salmo trutta L.*) in relation to stream cover and water depth. *Pol. Arch. Hydrobio.*, 33 (3/4) : 474-488.
- PARENT (A.), 1991. - Etude de protocoles expérimentaux d'analyses de la qualité d'habitat piscicole d'un tronçon de rivière à débit réservé. Rapport D.E.R. EDF HE 31/91-05, 54p.
- PLATTS (W.S.) et NELSON (R.L.), 1988. - Fluctuations in trout populations and their implications for land-use evaluation. *North. Am. J. Fish. Manage.*, 8 : 333-345.
- SHIRVELL (C.S.), 1986. - Pitfalls of physical habitat simulation in the Instream Flow Incremental Methodology. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1460, 68p.
- SHIRVELL (C.S.) et DUNGEY (R.G.), 1983. - Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 112 : 355-367.
- SHIRVELL (C.S.) et MORANTZ (D.L.), 1983. - Assessments of instream flow incremental methodology for Atlantic salmon in Nova Scotia. *Trans. Can. Elect. Assoc.*, vol 22, 83-H-108, 22p.
- SOUCHON (Y.), TROCHERIE (F.), FRAGNOUD (E.) et LACOMBE (C.), 1989. - Les modèles numériques des microhabitats des poissons : applications et nouveaux développements. *Rev. Sci. Eau.*, 807-830.
- SPRENT (P.), 1992. - *Pratique des statistiques non paramétriques*. INRA éditions, Paris, 294p.
- STALNAKER (C.), 1979. - The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. in WARD et STANDFORD, *The ecology of regulated streams*, Plenum, New-York, 321-337.
- STEWART (P.A.), 1970. - Physical factors influencing trout density in a small stream. M.S. thesis, Fort Collins, CO: Colorado State University, 78p.
- THIBAUT (M.) 1991. - La gestion des populations naturelles de truites communes en France analysées dans une perspective historique. in BAGLINIERE (J.L.) et MAISSE (G.) ed. - *La truite, biologie et écologie*. INRA Paris, 239-293.

- TOMASSONE (R.), LESQUOY (E.), et MILLIER (C.), 1983. - *La régression, nouveaux regards sur une ancienne méthode statistique*. INRA actualités scientifiques et agnomiques, 13, Masson, Paris, 177p.
- TOMASSONE (R.), DERVIN (C.) et MASSON (J.P.), 1993. - *Biométrie, Modélisation de phénomènes biologiques*. Masson, Paris, 553p.
- VIBERT (R.) et LAGLER (K.F.), 1961. - *Pêches continentales. Biologie et aménagement*, Dunod, Paris, 720p.
- WEISBERG (S.), 1980. - *Applied linear regression*. John Wiley and Sons, New York, 283 p.
- WERNER (E.E.), GILLIAM (J.F.) , HAL (D.J.) et MITTELBAACH (G.G.), 1983. - An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology*, 1540-1548.
- WESCHE (T.A.), 1976. - Development and application of trout cover rating system for IFN determination, *Instream Flow Needs*, vol II : 224-234.
- WESCHE (T.A.), 1980. - The WRRRI cover rating method - development and application. University of Wyoming, Water Resources Research Institute Series Publication 78, Laramie, 46p.
- WESCHE (T.A.), GOERTLER (C.M.) et FRYE (C.B.), 1987. - Contribution of riparian vegetation trout cover in small streams. *North Am. J. Fish. Manage.*, 7 : 151-153.
- WHITE (R.J.), WELLS (J.D.) et PETERSON (M.E.), 1983. - Effects of urbanization on physical habitat for trout in streams. Bozeman, MT: Montana Water Resources Research Center, Montana State University; research project technical completion report A-134- MONT, 41p.



**PRESENTATION ET PREMIERS ELEMENTS DE MISE AU POINT  
D'UNE METHODE SIMPLE D'EVALUATION DU RECRUTEMENT  
EN JUVENILES DE SAUMON ATLANTIQUE (*SALMO SALAR*) DE L'ANNEE  
EN EAU COURANTE**

Etienne Prévost et Jean-Luc Baglinière

*INRA, Laboratoire d'écologie hydrobiologique  
65, rue de St Brieuc, 35042 Rennes cedex, France*

---

**RESUME**

La méthode la plus utilisée (en particulier en France) pour l'évaluation du recrutement en juvéniles de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'année reste l'inventaire par pêche électrique avec passages successifs, sans remise à l'eau des captures entre les passages. Cette approche présente l'inconvénient majeur d'être coûteuse en temps et en personnel, limitant ainsi les possibilités de multiplication des stations échantillonnées, pour aborder des problèmes de distribution spatiale à l'échelle d'un bassin versant par exemple. Une méthode plus "légère", utilisant un équipement de pêche électrique portable et mobilisant une équipe réduite de seulement quatre personnes, est proposée et décrite. Elle fournit des indices d'abondance du type "capture par unité d'effort" : nombre de poissons capturés en cinq minutes de pêche selon un protocole standardisé. Les premiers résultats obtenus en automne 1992 sur le Scorff (Morbihan, Bretagne sud) sont présentés. La validité et l'intérêt de la méthode sont discutés.

**ABSTRACT**

The method most commonly used (especially in France) for assessment of young of the year recruitment in Atlantic salmon (*Salmo salar*) is still electrofishing with successive removals, without putting the fish back to the water between removals. The major disadvantage of this approach is its high cost, both in time and in staff, thus limiting the ability of increasing the number of sites sampled to address problems such as spatial distribution on a scale of a stream drainage area. A "lighter" method, using a portable electrofishing equipment and mobilizing a small team of only four people, is proposed and described. It provides abundance indices which are "catch per unit of effort": number of fish caught in five minutes of fishing according a standardized protocol. The first results gathered on the Scorff (Morbihan, Southern Brittany, France) in autumn 1992 are presented. Validity and interest of the method are discussed.

## INTRODUCTION

Chez le saumon atlantique (*Salmo salar*), l'abondance des juvéniles de l'année (âge 0+) est un indicateur important d'évaluation des stocks. En effet, c'est un indice de recrutement récolté après les phases de développement embryon-larvaire sous graviers et d'adaptation au milieu ouvert des alevins émergents, deux périodes au cours desquelles les taux de mortalité sont très variables. En outre, dans le Massif Armoricain, et plus généralement dans le sud de l'aire de répartition du saumon atlantique en Europe, la distribution des tailles des juvéniles 0+ en automne est bimodale, ce qui permet d'utiliser les abondances automnales de tacons de l'année pour prédire la production de smolts dévalant vers la mer au printemps suivant (Baglinière et Champigneulle, 1986 ; Baglinière et al., 1993).

En eau continentale courante, la pêche électrique est sans conteste le mode d'échantillonnage des juvéniles le plus utilisé, en particulier pour les salmonidés. Classiquement, on procède par passages successifs sur un même secteur, sans remise à l'eau des captures entre les passages. Les données ainsi récoltées permettent, sous certaines hypothèses, d'estimer la population en place sur le secteur prospecté (Bohlin *et al.*, 1990), et connaissant sa surface, d'exprimer un indice d'abondance sous la forme d'une densité (nombre d'individus par unité de surface). Outre les problèmes de précision d'estimation et de biais (Zalewski, 1985), cette méthode est coûteuse en temps et/ou en personnel. A titre d'illustration, sur une rivière telle que le Scorff (Bretagne sud, Morbihan), la réalisation d'inventaires par pêche électrique sur le cours principal (largeur moyenne : 14 m sur la zone d'étude ; Champigneulle, 1978) mobilise au minimum une quinzaine de personnes pour quatre stations par jour de quelques centaines de m<sup>2</sup>. Plusieurs auteurs proposent de privilégier des techniques plus "légères" à mettre en oeuvre sur le terrain (Nelva *et al.*, 1979 ; Kennedy, 1981 ; Zalewski, 1985 ; Copp et Penáz, 1988 ; Strange *et al.*, 1989 ; Crozier et Kennedy, 1991 ; Büttiker, 1992 ; Lobón-Cerviá et Utrilla, 1993), particulièrement quand l'objectif est de préciser la distribution spatiale des juvéniles sur une large étendue géographique et de comparer le niveau du recrutement suivant l'année (Bohlin *et al.*, 1990).

En s'inspirant largement de celle mise au point par Crozier et Kennedy (sous presse), un premier essai d'une nouvelle méthode de quantification des abondances de tacons automnaux a été mené sur le Scorff en 1992. Le présent article a pour objet de la décrire précisément, d'exposer les premiers résultats obtenus, avant de discuter leur validité tout en appréciant le gain en terme d'effort par rapport à la technique "classique" par épuisement des populations.

## MATERIEL ET METHODES

Le matériel de pêche utilisé est composé de :

- un appareil de pêche électrique portable (modèle : Martin Pêcheur, fabricant : Dream électronique - St Germain du Puch - France), alimenté par une batterie Ni-Cd 24 V et d'une puissance maximale de 200 W. Le courant utilisé est impulsionnel (fréquence 400 Hz), la tension de sortie étant ajustée en fonction des conditions du milieu, pour fonctionner à environ 50% de la puissance maximale. L'anode est un cercle d'aluminium de diamètre 35 cm fixé au bout d'un manche de 1,5 m de long.

- deux épuisettes à cadre métallique de 60 cm et 75 cm de largeur, pour respectivement 40 cm et 50 cm de hauteur. Elles sont équipées de filet à maille fine (4 mm de coté). L'existence d'un bord inférieur droit permet d'appuyer les épuisettes sur le substrat pour éviter le passage de poissons entre le cadre et le fond de la rivière.

- une petite épuisette à main (même type de filet), munie d'un cadre de forme ovoïde de 24 cm de large.

- un seau (profondeur ~ 40 cm et diamètre ~ 30 cm).

La récolte des données sur le terrain nécessite une équipe de quatre personnes : une en charge du "Martin Pêcheur", deux munies d'épuisettes - celle qui utilise la plus petite des deux épuisettes à cadre métallique est en outre équipée de l'épuisette à main - et un porteur de seau. L'ensemble du matériel et du personnel loge dans un seul véhicule.

Les opérations de pêche électrique se déroulent de la façon suivante :

- (1) les épuisettes à cadre métallique sont placées face au courant, appuyées sur le fond, en position fixe. L'utilisation de cadres de tailles différentes permet de mieux s'adapter à la topographie locale du fond.

- (2) l'anode balaye une zone d'environ 4-5 m en amont des épuisettes, dans la veine d'eau filtrée par celles-ci.

- (3) les poissons attirés par l'anode puis "choqués" descendent dans les épuisettes à la fois guidés par l'électrode et entraînés par le courant.

- (4) si besoin est, les poissons bloqués sur le fond ou dans la végétation aquatique sont récupérés grâce à l'épuisette à main.

- (5) les individus capturés sont transférés dans le seau.

- (6) l'ensemble de l'équipe se déplace latéralement de quelques mètres (le porteur du "Martin pêcheur" prenant soin de ne pas marcher sur la zone qu'il va ensuite prospecter avec l'anode), pour sortir de la région qui vient d'être perturbée par le champ électrique, puis les étapes 1 à 5 sont répétées. Quand une des rives est atteinte, la progression se fait de quelques mètres vers l'amont. L'échantillonnage d'une station s'arrête au bout de cinq minutes de temps de pêche effectif - c'est à dire durant lequel le courant électrique passe dans l'eau - mesuré directement sur le compteur de l'appareil de pêche électrique. L'abondance des juvéniles est quantifiée par le nombre d'individus capturés pour une unité d'effort (cinq minutes de pêche dans les conditions précisées ci-dessus).

Dans un but de standardisation de l'efficacité de pêche, toutes les stations étudiées sont relativement homogènes du point de vue l'habitat. En effet, la capturabilité des poissons varie en fonction des conditions du milieu (Zalewski et Cowx, 1990). Seuls des radiers/rapides (granulométrie grossière, profondeur < 40 cm et vitesse de courant > 40 cm/s) sont pris en compte, car ils renferment en moyenne près de 90% de la population de juvéniles de l'année en automne sur le cours principal du Scorff (Baglinière et Champigneulle, 1986), et ils se prêtent bien, en outre, à la pêche électrique à pied. Pour les sites où l'on rencontre une mosaïque faites de "plaques" imbriquées de différents types d'habitat - chacune étant trop petite pour permettre de réaliser cinq minutes de pêche en continu - on explore successivement celles (et uniquement celles) de type radier/rapide, jusqu'à atteindre cinq minutes de temps de pêche effectif.

La méthode qui vient d'être décrite est dérivée de celle utilisée par le Department of Agriculture for Northern Ireland sur la rivière Bush (Crozier et Kennedy, sous presse). Elle s'en distingue principalement par l'utilisation de deux grandes épuisettes (plus une épuisette à main), au lieu d'une seule de taille plus réduite. Cette modification a pour but essentiel d'augmenter l'efficacité de capture, pour s'adapter à des densités de populations de tacons 0+ plus faibles sur le Scorff (maximum observé de 1975 à 1983 : 48 ind./100 m<sup>2</sup>) que sur la Bush (une densité entre 40 et 70 ind./100 m<sup>2</sup> est considérée comme moyenne ; Crozier et Kennedy, sous presse).

Durant la première quinzaine d'octobre 1992, 23 stations ont été pêchées selon la méthode précédemment décrite sur le cours principal du Scorff (longueur totale : 75 km, surface bassin versant 480 km<sup>2</sup>, débit moyen : 5 m<sup>3</sup>/s). Pour chaque station, les saumons capturés ont été dénombrés, mesurés (longueur fourche, mm) et des écailles ont été prélevées sur les plus grands (longueur fourche > 100-110 mm) pour détermination de leur âge (les plus petits étant obligatoirement des 0+). Tous les poissons pêchés sont ensuite remis à l'eau.

Pour apprécier la reproductibilité des mesures quatre stations ont été répliquées, soit en re-pêchant la même station à une date ultérieure (10 jours après), soit en pêchant une zone contiguë le même jour. L'erreur relative de mesure d'abondance a été calculée selon la formule :  $|m_1 - m_2| / ((m_1 + m_2) / 2)$ ,  $m_1$  = première mesure,  $m_2$  = deuxième mesure (réplicat). L'égalité des distributions des tailles des tacons 0+ entre les répliqués a été évaluée en utilisant le test non-paramétrique de Komolgorov - Smirnov (Scherrer, 1984).

**RESULTATS**

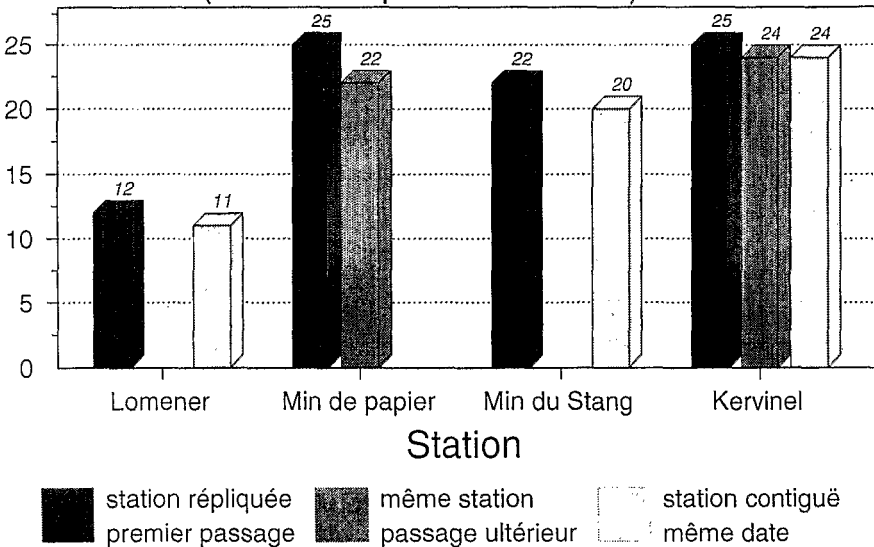
Une fois le personnel "rodé" à la nouvelle méthode de pêche électrique, sept à huit stations par jour ont été échantillonnées.

Les mesures d'abondance des juvéniles de l'année se sont révélées reproductibles, l'erreur relative entre les différents réplicats variant de 0 à 12.8 % (figure 1). En revanche, concernant les distributions de taille, des différences significatives ( $p < 0.01$ ) ont été observées entre réplicats pour deux sites (Lomener et du Moulin du Stang), alors que pour les autres aucune variation significative au seuil de 5% n'apparait (figure 2). Dans les deux cas en cause où des divergences ont été constatées, les secteurs répliqués étaient contigus.

Les mesures d'abondance en tacons 0+ varient de 0 à 25 ind./5 mn. Leur profil de distribution le long du cours principal du Scorff (figure 3) met en évidence :

- l'absence de juvéniles de l'année en amont du Moulin de Penvern (39 km de l'estuaire),
- une réduction sévère des niveaux d'abondance en aval des piscicultures ainsi qu'à l'extrémité amont de la zone colonisée par le Saumon atlantique (station du Moulin de Penvern),
- une abondance globalement plus faible sur les trois stations les plus en aval, parmi celles non perturbées directement par les piscicultures.

Abondance (nb. ind. capturés en 5 mn)



**Figure 1** : Indices d'abondance en juvéniles de saumon atlantique de l'année pour les stations répliquées.

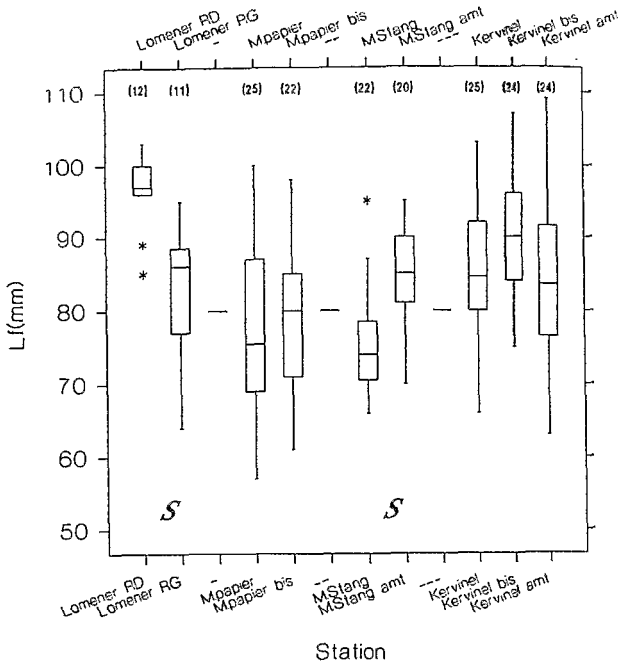


Figure 2 : Boîtes de dispersion (box plots ; Wilkinson, 1990) des longueurs fourche (Lf) des juvéniles de saumon atlantique de l'année pour les stations répliquées. S indique des différences significatives de distribution entre répliqués et les effectifs des échantillons sont mentionnés entre parenthèse.

Abondance (nb. ind. capturés en 5 mn)

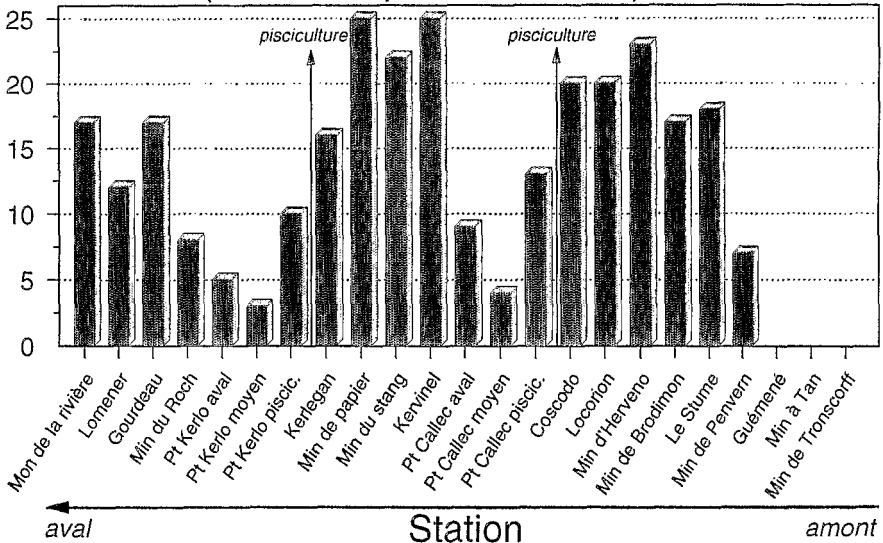


Figure 3 : Profil de distribution amont-aval des abondances de juvéniles de saumon atlantique de l'année sur le cours principal du Scorff à l'automne 1992.

## DISCUSSION

La méthode présentée dans cet article fournit un indice d'abondance sous la forme d'une capture par unité d'effort. La validité d'un tel indice dépend à la fois de la standardisation de l'unité d'effort et de la constance de la capturabilité des poissons (Bohlin et al., 1990). Le respect précis du protocole décrit dans la section "Matériel et méthodes" est le garant de la normalisation de l'unité d'effort contre tout aléas, y compris les différences d'habileté du personnel. Pour ce qui est de la capturabilité, à défaut de pouvoir assurer sa constance, un certain nombre d'éléments contribue à en minimiser la variabilité (Zalewski et Cowx, 1990) :

- l'approche est mono-spécifique (Saumon atlantique) et concerne une seule classe d'âge, ce qui réduit la gamme de taille des individus échantillonnés.
- les tacons sont territoriaux.
- seules des stations homogènes du point de vue de l'habitat sont pêchées.
- les poissons ne sont exposés qu'une seule fois au champ électrique, ce qui évite les problèmes de diminution de capturabilité lors de passages successifs.

Outre ces arguments reposant sur des éléments d'ordre théorique ou bibliographique, la faiblesse des erreurs relatives observées entre les répliquats (pour les mesures d'abondance) conforte la validité de la méthode (figure 1).

Néanmoins, il est illusoire de penser que toutes les sources d'erreurs puissent être maîtrisées. En conséquence, suivant en cela d'autres auteurs (Strange et al., 1989 ; Crozier et Kennedy, sous presse), on peut se restreindre à une approche semi-quantitative basée sur une échelle à cinq niveaux. Que ce soit pour des objectifs d'évaluation des stocks à des fins de gestion ou pour des analyses reposant sur des comparaisons (spatiales ou temporelles), des informations semi-quantitatives sont très généralement suffisantes. Sur la base des premières informations récoltées en 1992 sur le Scorff, on peut proposer les classes d'abondance suivantes : 0 à 4 ind./5 mn = très faible, 5 à 9 ind./5 mn = faible, 10 à 14 ind./5 mn = moyenne, 15 à 19 ind./5 mn = élevée, 20 ind./5 mn et plus = très élevée.

Si les mesures d'abondance se sont montrées reproductibles, des différences significatives ont été constatées à deux reprises entre répliquats pour les distributions de tailles (figure 2). Ceci suggère qu'il pourrait parfois exister une certaine ségrégation spatiale intra-station des juvéniles de saumon en fonction de leur longueur fourche. En effet, dans chacun des deux cas observés, les répliquats étaient des secteurs contigus, pêchés successivement le même jour, et qui en fait, faisaient partie d'une même station, correspondant à un habitat de type radier/rapide d'un seul tenant, dont la superficie totale pouvait permettre plus de 5 mn de pêche selon le protocole utilisé. Si l'on veut minimiser le risque d'obtention d'échantillons biaisés du point de vue de la répartition des longueurs, on peut recommander d'augmenter au maximum la distance entre les "coups" d'électrodes, dans les limites permises par la surface totale de la station concernée, compte tenu de la contrainte d'avoir à réaliser 5 mn de pêche. On

cherchera ainsi à prospecter l'intégralité de chaque station. En effet, dans le cas où une ségrégation spatiale des individus en fonction de leur taille existe, concentrer l'effort d'échantillonnage d'une station sur une portion limitée de celle-ci, pourrait conduire à récolter des poissons dont la gamme de longueurs ne serait pas représentative de sa population totale.

Par rapport à la méthode qui est toujours utilisée en routine en France pour évaluer les abondances de juvéniles de saumon, celle présentée ici permet de faire des économies substantielles en temps x personnes. L'échantillonnage des 23 stations, a nécessité trois jours de travail pour une équipe de quatre personnes, soit 12 jours x personnes, en ne mobilisant qu'un seul véhicule. La même couverture géographique par la méthode "classique", représenterait environ 90 jours x personnes (15 personnes - soit 4 véhicules - à raison de 4 stations par jour). En outre, l'utilisation d'un matériel portable a permis en 1992 d'étudier des stations du Scorff jamais explorées jusqu'alors, faute d'accès possible pour des véhicules transportant un équipement plus lourd.

A partir d'une méthodologie très similaire à celle essayée sur le Scorff en automne 1992, Crozier et Kennedy (sous presse), Chaput et Jones (1992) et Mullins (Pêches et Océans, Canada, données non publiées) ont montré l'existence d'une bonne correspondance entre les abondances mesurées en nombre de poissons capturés en cinq minutes et par la méthode "classique" de pêche par passages successifs. D'autres auteurs (Strange et al., 1989 ; Büttiker, 1992 ; Lobón-Cerviá et Utrilla, 1993) ont aussi mis en évidence une concordance entre la méthode "classique" et des indices d'abondance (en truite commune, *Salmo trutta*, ou saumon) exprimés en nombre d'individus capturés par unité de surface lors d'un seul passage. L'ajustement d'une relation entre la méthodes décrite dans cet article et celle d'épuisement des populations employée en routine en France, est certainement le premier prolongement à donner au présent travail. En effet cela permettrait à la fois, une validation croisée des deux méthodes, et une inter-calibration permettant de raccorder les données qui seront collectées par la nouvelle méthode avec l'importante base de données récoltée depuis les années 70 par la technique "classique".

## REMERCIEMENTS

Il nous est agréable de remercier Frédéric Marchand et Agnès Bardonnnet pour leur collaboration technique, Thierry Guigue pour son aide dans la saisie et le traitement des données, et les membres de l'AAPP de Plouay pour leur participation au travail de terrain.



## REFERENCES

- Baglinière J.-L. et Champigneulle A., 1986. Population estimates of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, as indices of smolt production in the R. Scorff, Brittany. *J. Fish Biol.*, 29, 467-482.
- Baglinière J.-L., Maisse G. et Nihouarn A., 1993. Comparison of two methods of estimating Atlantic salmon (*Salmo salar*) wild smolt production, pp. 189-201. In, Gibson R.J. et Cutting R.E. (Eds), Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters, Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 118.
- Bohlin T., Heggberget T.G. et Strange C., 1990. Electric fishing for sampling and stock assessment, pp. 112-139. In, Cowx I.G. et Lamarque P. (Eds), Fishing with electricity, Fishing News Books, Oxford.
- Büttiker B., 1992. Electrofishing results corrected by selectivity functions in stock size estimates of brown trout (*Salmo trutta* L.) in brooks. *J. Fish Biol.*, 41, 673-684.
- Chaput G. et Jones R., 1992. Evaluating recent spawning escapements using juvenile densities. CAFSAC Working Paper 92/224, 10 p.
- Champigneulle A., 1978. Caractéristiques de l'habitat piscicole et de la population de juvéniles sauvages de saumon atlantique (*Salmo salar* L.) sur le cours principal du Scorff (Morbihan). Thèse 3ème cycle Biol. Anim., Fac. Sci., Univ. Rennes, 92 p.
- Copp G.H. et Penáz M., 1988. Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia*, 169 : 209-224.
- Crozier W.W. et Kennedy G.J.A., 1991. Salmon research on the R. Bush, pp. 29-46. In, Steer M.W. (Ed.), Irish rivers: biology and management, Royal Irish Academy, Dublin.
- Crozier W.W. et Kennedy G.J.A., sous presse. Application of semi-quantitative electrofishing to juvenile salmonid stock surveys. *J. Fish. Biol.*
- Kennedy G.J.A., 1981. The reliability of quantitative juvenile salmon estimates using electro-fishing techniques. Atlantic Salmon Trust Workshop on Data Acquisition, Atlantic Salmon Trust, 8 p.
- Lobón-Cerviá J. et Utrilla Carmen G., 1993. A simple method to determine stream trout (*Salmo trutta* L.) densities based on one removal with electrofishing. *Fish. Res.*, 15, 369-373.
- Nelva A., Persat H. et Chessel D., 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichthyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *C.R. Acad. Sci. Paris t. 289, Série D* : 1295-1298.
- Strange C.D., Aprahamian M.W. et Winstone A.J., 1989. Assessment of a semi-quantitative electric fishing sampling technique for juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and trout, *Salmo trutta* L., in small streams. *Aquacult. Fish. Mgmt*, 20, 485-492.
- Scherrer B., 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin éditeur, Boucherville (Canada), 850 p.

*Premier Forum Halieumétrique, Rennes.*

Wilkinson L., 1990. SYGRAPH: The system for graphics. SYSTAT Inc., Evanston IL (USA), 547 p.

Zalewski M., 1985. The estimate of fish density and biomass in rivers on the basis of relationships between specimen size and efficiency of electrofishing. *Fish. Res.*, 3, 147-155.

Zalewski M. et Cowx I.G., 1990. Factors affecting the efficiency of electric fishing, pp. 89-111. In, Cowx I.G. et Lamarque P. (Eds), *Fishing with electricity*, Fishing News Books, Oxford.

**INTERACTION ENTRE PROCESSUS PHYSIQUES ET COMPORTEMENT  
INDIVIDUEL : CONSEQUENCES SUR L'ORGANISATION ET LE  
FONCTIONNEMENT DU STOCK DE SOLE (*SOLEA SOLEA* L.)  
DU GOLFE DE GASCOGNE**

Constantin Koutsikopoulos <sup>(1)</sup>, Didier Dorel <sup>(1)</sup> Yves Desaunay <sup>(1)</sup>  
Bernard Le Cann <sup>(2)</sup>, et André Forest <sup>(3)</sup>

(1) Laboratoire ECOHAL - IFREMER - B.P. 1049 - 44037 Nantes cedex 01

(2) Laboratoire de Physique des Océans - U.B.O - 6 Av. Le Gorgeu - B.P. 425 - 29285 Brest cedex

(3) IFREMER - Place du Séminaire - B.P. 7 - 17137 L'Hourmeau

---

**RESUME**

Plusieurs études en mer et au laboratoire ont été réalisées entre 1986 et 1989 dans le cadre des recherches sur les mécanismes qui déterminent le recrutement de la Sole (*Solea solea*, L.) dans le golfe de Gascogne (PNDR : Programme National sur le Déterminisme du Recrutement). L'objectif final étant la modélisation du recrutement, deux voies de recherche ont été suivies. D'une part l'approche empirique, avec l'étude des caractéristiques de la série du recrutement en parallèle avec les séries temporelles des paramètres de l'environnement et d'autre part l'approche analytique avec étude fine des mécanismes qui influencent le recrutement. Dans la présente étude l'approche analytique a été privilégiée. Les études concernent trois niveaux d'organisation du stock de sole du golfe : l'individu, la sous-population (zone atelier, unité ou composante du stock identifiable par sa localisation et sa dynamique) et la population (l'unité de gestion). L'attention est surtout portée sur les processus spatiaux tout en considérant quelques éléments sur des liaisons potentielles entre la présence des jeunes stades de sole et l'aspect trophique de leur environnement. Une présentation rapide d'une partie des résultats est proposée dans le but de définir des points importants et des futures voies de recherche. Des publications antérieures présentent les détails des points précis et la seule ambition de ce travail est de présenter une synthèse de points clés du cycle de la vie de la sole du golfe de Gascogne.

**ABSTRACT**

In the context of the French National Program on Recruitment processes (PNDR, Programme National sur le Déterminisme du Recrutement) many studies focused on the recruitment of the Bay of Biscay sole (*Solea solea*, L.) have been realized between 1986 and 1989. The main objective was a model describing the fundamental mechanism determining the year class strength and its temporal fluctuations. Both empirical and analytical approaches have been developed. The first one was based on the study of recruitment series in parallel with time series of environmental parameters. The analytical approach was based on many field and laboratory experiments carried out to improve understanding of key processes. The present article contain the main results of these field experiments. Individual behaviour, elements on sub-population units (stock components with particular geographic characteristics and temporal dynamic) and the entire stock as a functional unit will be considered.

Spatial processes are principally concerned with some references to trophic and growth considerations. The main objective of this work is to present key points of the life cycle of the Bay of Biscay sole useful for the definition of future research. The most part of these elements have been published in specialized articles.

## INTRODUCTION

Le niveau de variabilité du recrutement et les caractéristiques des fluctuations d'abondance sont des informations importantes pour le suivi des ressources marines exploitées. Les études comparatives restent une approche efficace pour la compréhension de la variabilité spatio-temporelle de la ressource. Elles permettent de tester des hypothèses sur le rôle de l'environnement en considérant de vastes échelles et par conséquent d'importantes gammes de variation des paramètres. Dans cette optique Rijnsdorp et al. (1992) ont comparé les caractéristiques du recrutement de différents stocks de sole (*Solea solea* L.) dans l'Atlantique Nord Est. Il observe ainsi une relation positive entre la surface des nourriceries disponibles associées aux stocks et leur niveau d'abondance. En termes de variabilité la température hivernale explique une partie des fluctuations du stock de la Mer du Nord mais pas celles du stock de la Mer d'Irlande. Ils ont également remarqué que les profils des fluctuations étaient peu similaires sauf pour des stocks voisins. Si nous considérons la relation moyenne-variance pour les séries de recrutement disponibles pour les différents stocks nous observons que le stock du Golfe de Gascogne se caractérise par une faible variabilité (fig. 1), même si, de temps à autres, une forte classe d'âge peut apparaître, comme ce fut le cas en 1977 (Forest, 1988), il est intéressant d'examiner les caractéristiques et les processus qui se trouvent à la base de cette relative stabilité. Une présentation rapide d'une partie des travaux effectués dans le cadre du PNDR est proposée dans cette optique.

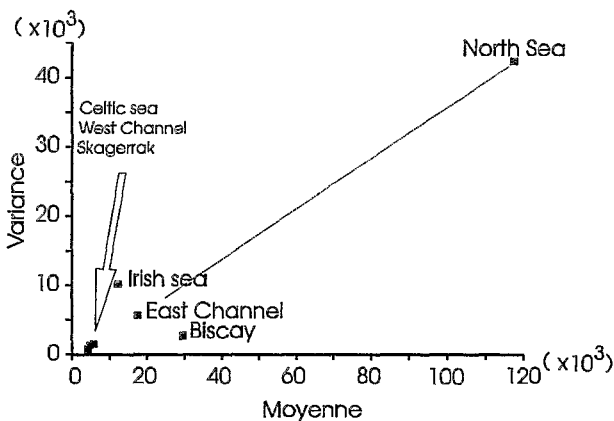


Figure 1 : Relation moyenne-variance calculée à partir de séries disponibles sur le recrutement des différents stocks suivis au sein du CIEM

Des pertes importantes peuvent intervenir à plusieurs niveaux avant le recrutement, d'autant plus que des processus complexes interviennent dans le cycle de vie de la sole. Il s'agit de la survie des stades pélagiques (oeufs et larves), des pertes dues au transport des frayères du large vers les nourriceries côtières, des accidents de croissance et de mortalité durant la phase de croissance des juvéniles dans l'environnement côtier réputé variable, et enfin des pertes à la sortie des nourriceries et la migration vers le large.

## **DISTRIBUTION ET ABONDANCE DES OEUFS ET LARVES DE SOLE DANS LE SECTEUR NORD GASCOGNE**

La reproduction de la sole à lieu de janvier à mai sur l'ensemble du plateau du Golfe de Gascogne (Arbault et al. 1984). La figure 2 présente l'évolution temporelle de la ponte dans trois régions du golfe ainsi que les principaux facteurs qui influencent l'hydrologie sur le plateau. Un décalage de un à deux mois apparait entre le Sud et le Nord Gascogne. La remontée des eaux océaniques le long de la côte espagnole influence l'hydrologie de la partie Sud du Golfe. Les grands fleuves Gironde et Loire conditionnent l'hydrologie sur le nord et le centre du plateau en période printanière. Ainsi les stades pélagiques se développent sous l'influence des structures régionales avec des caractéristiques et des dynamiques différentes. Deux foyers importants se trouvent au NW de la Gironde et au large de l'estuaire de la Loire. Pour l'étude de processus nous allons nous limiter à cette dernière zone.

De 1986 à 1989 treize campagnes ont été réalisées de mars à la fin avril pour le suivi des stades pélagiques. La méthodologie suivie, les détails de la procédure d'échantillonnage ainsi que les résultats obtenus sont exposés dans Koutsikopoulos et Lacroix (1992). Nous résumons dans ce paragraphe les points pertinents.

Durant les 4 années de l'étude plusieurs campagnes par an ont été réalisées pour estimer l'abondance et étudier la répartition spatiale des stades pélagiques. La conservation de la même grille d'échantillonnage lors des campagnes de prospection facilite le calcul de la distribution spatiale moyenne pour les différents stades de développement (fig. 3). Deux points caractérisent ces distributions. D'une part les structures sont assez nettes et ressemblent beaucoup aux distributions relevées sur le terrain campagne par campagne (Koutsikopoulos et Lacroix 1992) et d'autre part les différences entre les stades de développement sont faibles. Les structures hydrologiques étant différentes entre les années, seuls les facteurs topographiques pouvaient expliquer la stabilité des distributions. Cette remarque est particulièrement vraie pour les espèces démersales et benthiques. En effet comme le montre la figure 4 la nature du fond et la profondeur déterminent en grande partie la distribution des oeufs au stade I (age moyen 24 heures) : les oeufs se trouvent principalement dans le secteur entre Belle-Ile et l'île d'Yeu, au-dessus des fonds sableux allant de 50 à 100 m

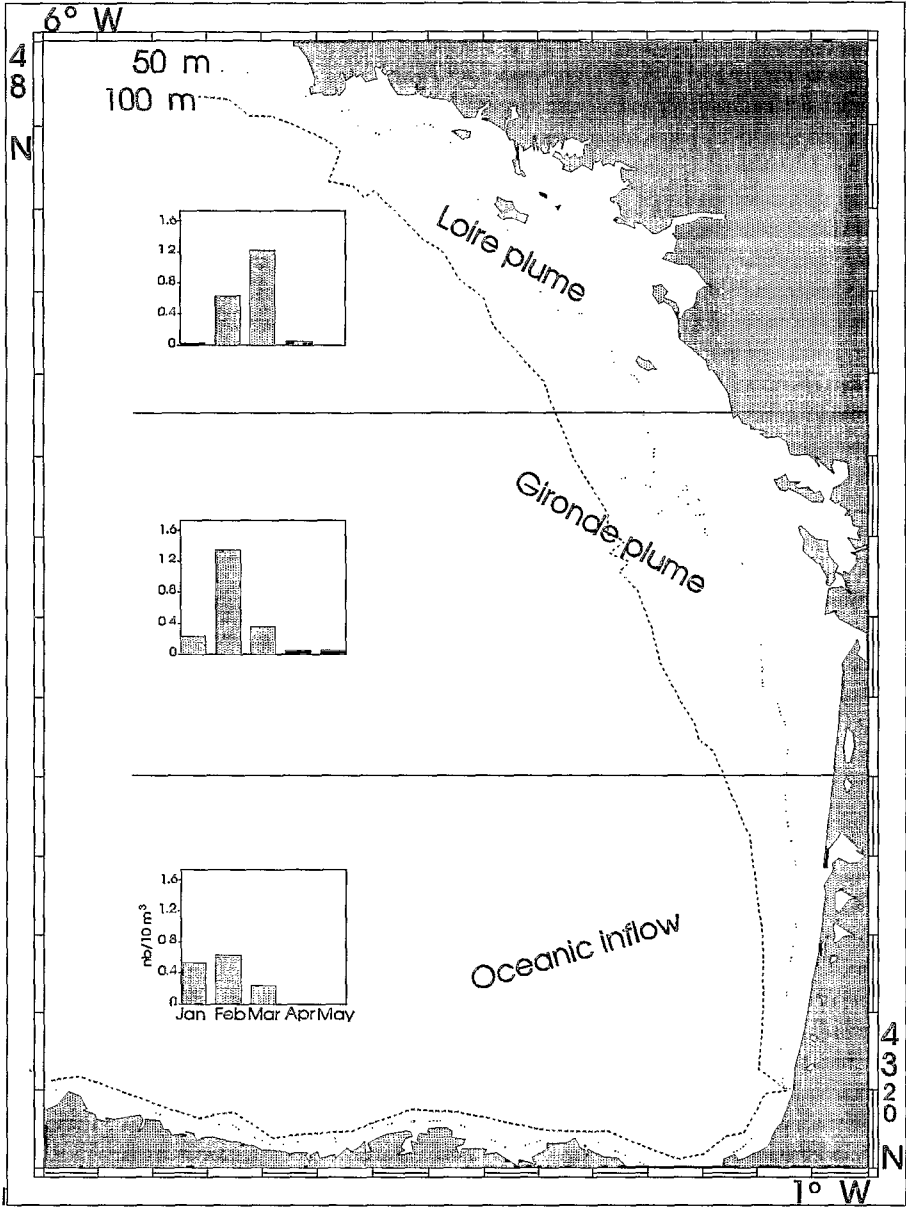
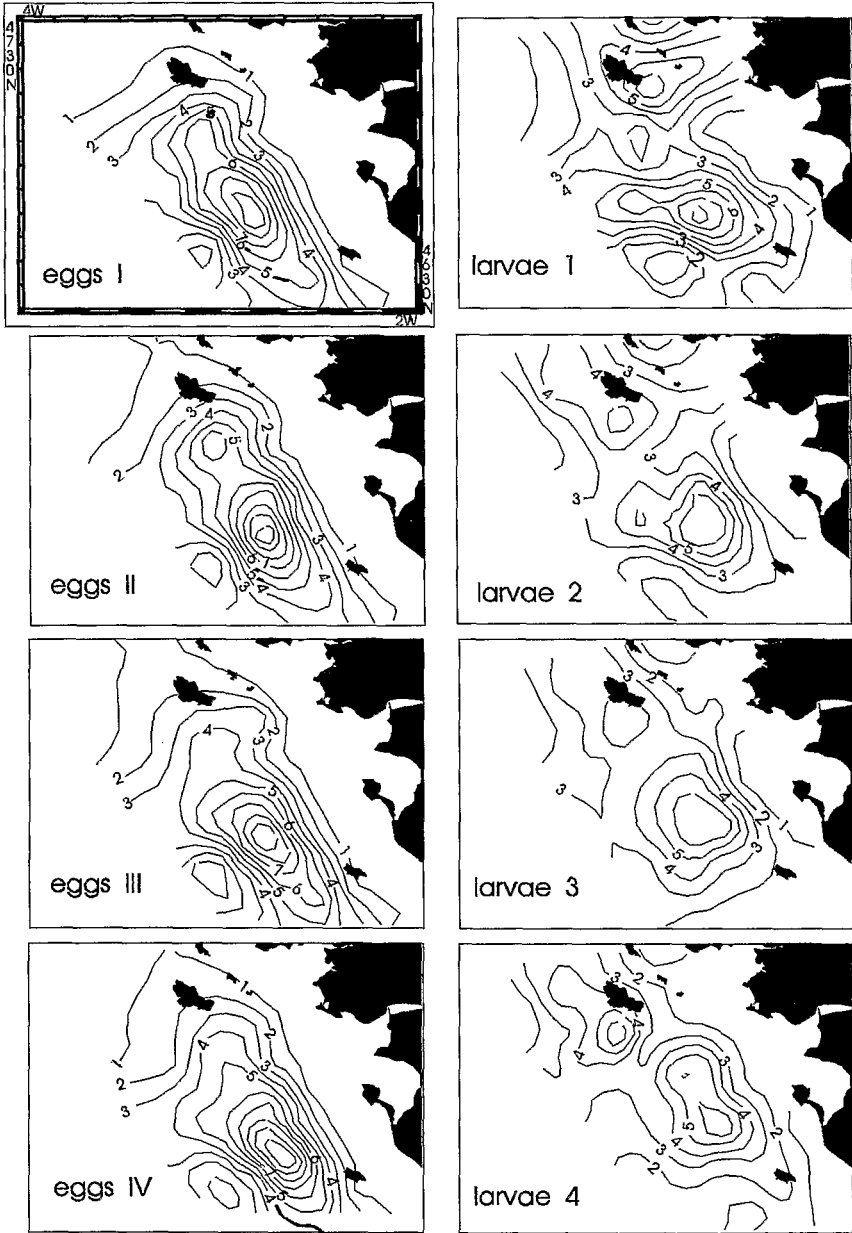


Figure 2 : Evolution temporelle de la ponte dans trois régions du golfe de Gascogne. Les densités moyennes par zone et par mois des oeufs au stade I (âge moyen 24 heures) proviennent des campagnes EUSOL 82. Les principaux facteurs influençant l'hydrologie des zones sont également indiqués.



**Figure 3 :** Distribution spatiale moyenne pour les différents stades d'oeufs et larves de sole basée sur les quatre années d'observation. Les isoplèthes représentent le poids (importance relative) des secteurs.

de profondeur (40 à 80 km de la côte), avec les densités maximales au niveau de l'isobathe de 60 m. La distribution a la forme d'un dôme avec l'axe principal parallèle à la côte. Il est important de noter que les différences aussi bien au niveau de la température moyenne que de la distribution des masses d'eau n'ont pas affecté la répartition des produits de la ponte.

La forme de la distribution initiale des produits de la ponte est maintenue tout au long du développement embryonnaire et larvaire (âge moyen des larves au stade 3: 32 jours). Le centre de la distribution est toujours au même endroit et l'axe principal des distributions est parallèle à la côte. Les distributions des larves sont un peu moins claires que la distribution des oeufs et les gradients moins marqués. Trois phénomènes contribuent à cela. Tout d'abord l'influence de l'hydrodynamisme, qui avec le temps, disperse de plus en plus les individus, ensuite le fait que la variabilité d'échantillonnage est plus grande pour les larves car elle est fonction de leur distribution verticale et de leur comportement et enfin le faible nombre des larves capturées dans les échantillons. La forte mortalité des oeufs (Koutsikopoulos 1991) peut aussi contribuer à cette dégradation des structures.

La même stabilité caractérise aussi l'abondance des oeufs et larves durant les quatre années d'étude (fig. 5), elle est à rapprocher de la très faible variabilité de la biomasse des géniteurs telle qu'elle est obtenue par les méthodes de la dynamique des populations (C.U. : 6%, Anonyme, 1994). Durant la période d'observation les plus fortes densités d'oeufs ont été relevées au début mars. L'abondance des larves a été plus élevée vers la mi-avril. Les variations interannuelles d'abondance sont très faibles pour les oeufs du stade I et elles ne dépassent pas un facteur de deux pour les larves au stade 2. Ces résultats doivent être examinés avec précaution, car toute la période de présence des différents stades n'a pas été couverte et pour certaines années peu d'observations dans le temps existent. Ainsi l'interprétation doit être faite en termes de rythme d'évolution des abondances (pentes) ou en niveau d'abondance à une date fixe (voir discussion dans Koutsikopoulos et Lacroix 1992). La température moyenne observée dans le secteur en mars 1988 et 1989 a été atteinte seulement à la mi-avril dans les années 1986 et 1987. Malgré cet écart, il n'y a pas de différence, ni entre les niveaux d'abondance, ni entre les rythmes d'évolution (pas de décalage dans le temps). L'évolution de la ponte est similaire à celle observée en 1982 dans le golfe de Gascogne par Arbault et al. (1984). Une telle stabilité interannuelle a déjà été observée pour d'autres espèces. Cushing (1969) a calculé un écart-type de 7 jours concernant le pic de la ponte de la plie en mer du Nord. Cette relative stabilité caractérise aussi l'évolution et le niveau d'abondance des organismes zooplanctoniques dans le secteur. La biomasse de zooplancton semble peu variable d'une année à l'autre et son augmentation de mars à avril coïncide avec les changements observés dans l'abondance des larves de sole (Koutsikopoulos et Lacroix 1992).



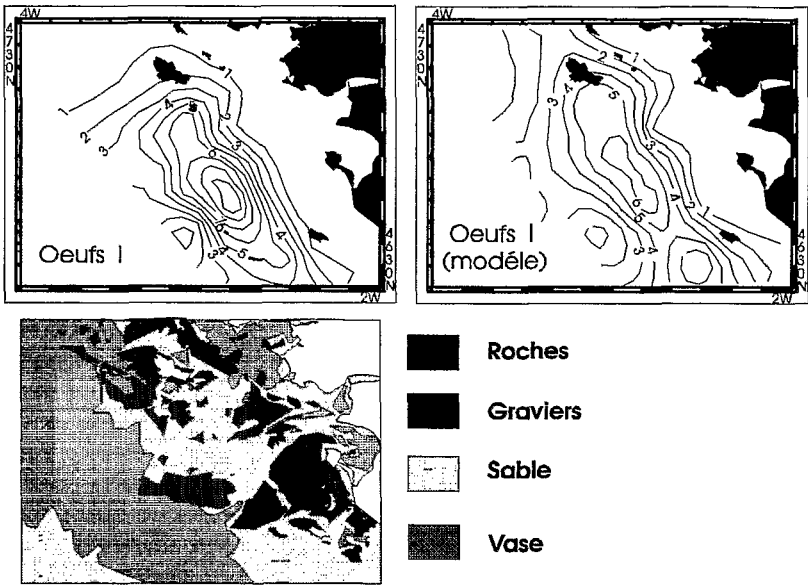


Figure 4 : Distribution spatiale moyenne des oeufs de sole au stade I, résultats du modèle la décrivant et nature du fond dans la zone correspondante.

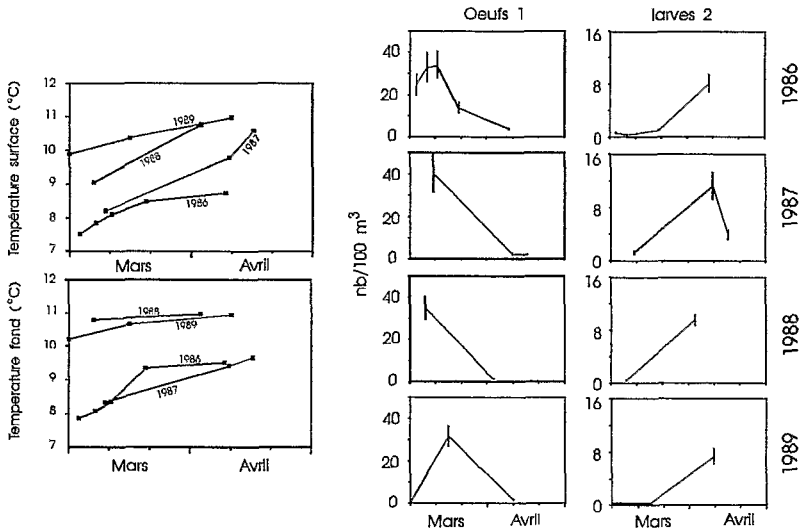


Figure 5 : Evolution saisonnière des densités des oeufs et larves de sole et des températures dans la frayère au large de la Loire (modifié d'après Koutsikopoulos et Lacroix 1992).

Durant le développement embryonnaire et larvaire les conditions hydrologiques dans le golfe de Gascogne se situent au milieu de la gamme des conditions environnementales supportées par l'espèce (salinité de 30 à 40<sup>0</sup>/oo et température de 7 à 16°C, Fonds 1975 et 1979). Irvin (1974) a observé que les changements de température dans la gamme de 7 à 16°C n'affectent pas significativement la mortalité des jeunes stades. Par conséquent, comme il est peu probable que les fluctuations des paramètres dans cette zone atteignent les limites létales, elles n'ont pas d'incidence grave sur le cycle de vie de l'espèce. La variabilité durant les jeunes stades est relativement faible et reste en accord avec les faibles fluctuations du recrutement. Sous réserve que la dynamique de l'ensemble des frayères du Golfe soit homogène, l'existence des mécanismes de régulation ("compensatoires") durant les stades ultérieurs n'est pas nécessaire pour expliquer la relative stabilité du recrutement. Les fluctuations des processus de transport des stades pélagiques vers la côte ou des juvéniles à la sortie des nourriceries pourraient perturber cette stabilité.

## **TRANSPORT DES LARVES DE SOLE DE LA FRAYERE DU LARGE AUX NOURRICERIES COTIERES**

La principale caractéristique de la frayère de sole du secteur Nord Gascogne est son éloignement des nourriceries côtières. Rogers (1989) en faisant une synthèse bibliographique des travaux concernant les stades de prérecrutement de la sole a noté le manque de connaissances sur les mécanismes de transport des jeunes stades.

Les postlarves et les jeunes juvéniles de plusieurs espèces pondus au large pénètrent dans les baies et estuaires du secteur côtier. Ce transport vers la côte des jeunes stades peut être décomposé en deux phases. Dans la première, les oeufs et larves sont transportés de la frayère du large vers la côte. Dans la seconde, les postlarves et les juvéniles nouvellement posés sur le fond, près de la côte, pénètrent dans les baies et les estuaires abrités. Cette deuxième étape est bien documentée (voir introduction dans Koutsikopoulos et al. 1991). Le transport de la frayère vers la côte des stades pélagiques est nettement moins bien connu. La circulation résiduelle, le transport d'Ekman et les ondes internes ont été proposés comme responsables présumés du transport. Celui-ci est dans certains cas passif, basé sur l'advection, et dans d'autres cas actif, basé sur le comportement des individus qui interviennent pour exploiter la bonne composante du courant les transportant vers la côte (principe de "selective tidal transport" Rijnsdorp et al. 1985, Weihs 1978). La grande importance potentielle de ce transport pour le recrutement de la sole dans cette partie du Golfe de Gascogne, a conduit à la réalisation de l'opération CIRE SOL (Circulation et REcrutement de la SOLe) au printemps 1987. Dans cette étude, l'observation simultanée des courants, des structures hydrologiques, de la distribution et du comportement des stades

pélagiques a permis l'évaluation de l'importance relative de l'advection résiduelle et du comportement des individus dans l'accomplissement de ces déplacements (opération réalisée avec la collaboration du laboratoire d'Océanographie Physique de l'Université de Bretagne Occidentale, l'Université Laval et l'Institut Maurice Lamontagne, Québec Canada).

## LE TRANSPORT PASSIF

La circulation Lagrangienne a été étudiée à l'aide des mouillages dérivants équipés des balises "Argos". Les voiles des balises (ou drogues) ont été ancrées à diverses profondeurs dans le but d'effectuer un suivi de la circulation à différents niveaux. Les gradients verticaux de densité dus aux eaux de la Loire ou à la thermocline saisonnière peuvent provoquer des divergences de courants sur la verticale. En parallèle avec l'étude de la circulation Lagrangienne, des mesures Euleriennes de la vitesse des courants à différentes profondeurs ont été enregistrées sur trois points placés le long d'une radiale côte-large traversant le centre de la frayère. La structure hydrologique a été étudiée par les profils verticaux de température et de salinité enregistrés au niveau des réseaux d'observation réalisés au cours des campagnes SOLDET (les détails de l'opération sont exposés dans Koutsikopoulos et al., 1991).

Au début mars 1987 le secteur était marqué par le gradient côte-large de températures de surface (7 à la côte et 10°C au large). En avril, le réchauffement des eaux de surface élimine les gradients horizontaux thermiques. Les gradients de salinité de surface varient entre 4 et 6‰. L'influence des eaux de la Loire est plus importante dans la partie Nord du secteur. Les dériveurs positionnés au milieu de la frayère suivent des trajectoires similaires quelque soit leur profondeur d'immersion. Cette observation est confirmée par les enregistrements des courantomètres (Fig. 6), mais également par les trajectoires des balises "Argos" suivies en 1986 (Koutsikopoulos et Herbland 1987). La circulation est parallèle aux isobathes et elle a un caractère barotrope. Elle est marquée par des périodes de mouvements forts suivies par des périodes de relative stabilité. L'influence du vent est nette. Les vents du SW induisent des courants forts vers le NW tandis que les vents de NE n'arrivent pas à renverser la circulation (Pingree et Le Cann 1989). Les courants de marée sont faibles et aucun courant important et stable en direction de la côte n'a été observé. Les dériveurs placés dans la même masse d'eau et avec le même point de départ divergent progressivement avec le temps. Le mouvement net des balises vers le NW est de l'ordre de 50 à 100 km entre le 10 mars et le 17 avril.

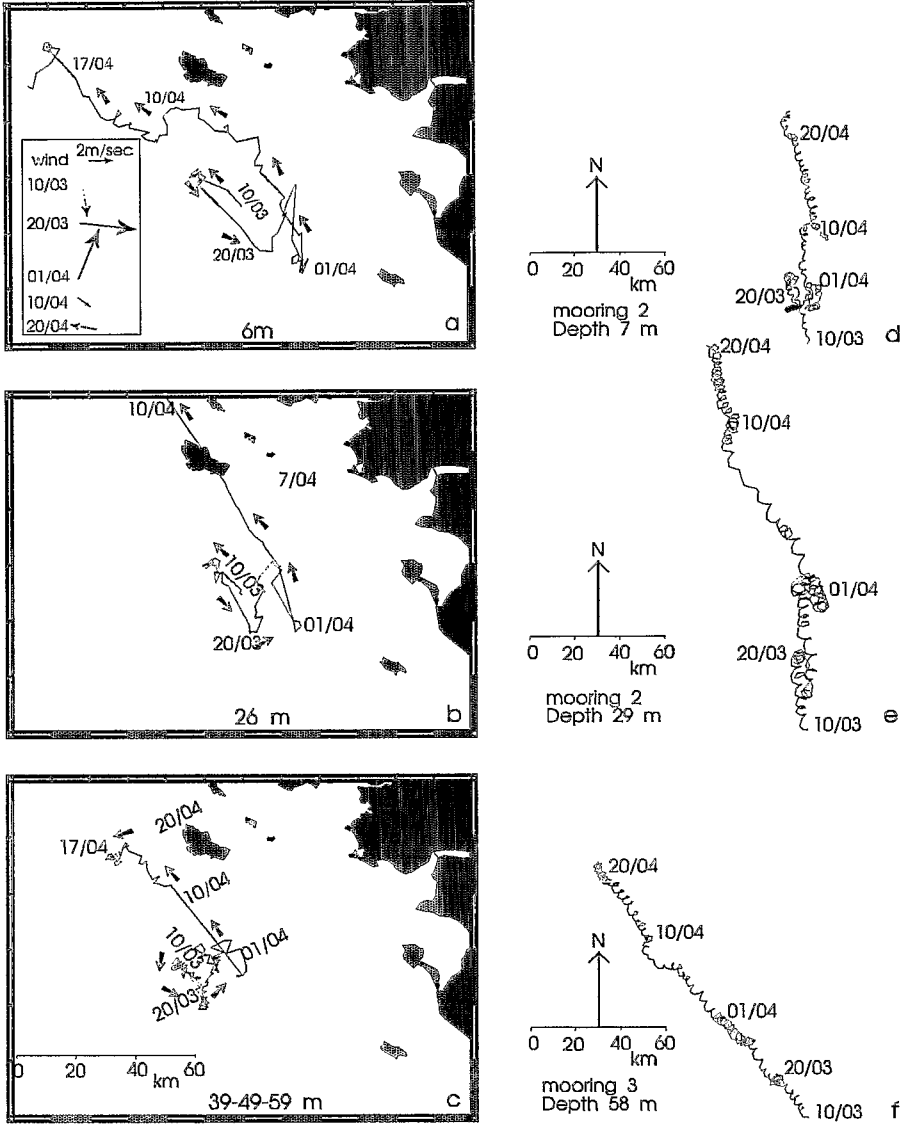


Figure 6 : Trajectoire moyenne des dériveurs (barycentre des positions des trois balises) entre le 10 mars et le 17 avril dans la couche de surface (a), la couche intermédiaire (b) et les couches profondes (c). Les hodographes de courants correspondants ont été enregistrés à une profondeur de 7 m au point 2 (d), à 29 m au point 2 (e) et à 58 m au point 3 (f) (d'après Koutsikopoulos et al., 1991). Dans la figure (a) le vent moyen par décade est également présenté.

## LE COUPLAGE COMPORTEMENT - HYDRODYNAMISME (TRANSPORT ACTIF)

Les observations sur l'hydrodynamisme de la zone n'ont pas mis en évidence l'existence d'un courant vers la côte important et stable qui pourrait transporter les larves de façon passive. Ainsi, l'existence d'un comportement de la part des larves, leur permettant d'exploiter la bonne composante des courants de marée, devient un mécanisme potentiellement important. L'étude de la distribution verticale à un point fixe au milieu de la frayère (série de prélèvements de 72 h avec un pas de 2 h) n'a pas révélé de composante "tidale" de comportement.

La figure 7 présente l'évolution ontogénique de la distribution verticale. Les oeufs après la ponte (stade I) se trouvent répartis dans toute la colonne d'eau. Durant le développement embryonnaire une légère tendance de montée vers la surface apparaît (stades II et III). Juste avant l'éclosion, les oeufs du stade IV montrent une tendance à se déplacer vers le milieu de la colonne d'eau. Après l'éclosion, les jeunes larves vitellines (stade 1) sont presque exclusivement dans la moitié profonde de la colonne d'eau. Ceci peut expliquer aussi bien la limitation des déplacements des individus par rapport aux dériveurs que les effectifs remarquablement plus faibles estimés lors de l'évaluation de la mortalité, (biais d'échantillonnage près du fond). Les larves du stade 2 se trouvent de nouveau dans toute la colonne et ensuite il y a apparition des migrations verticales liées à l'alternance jour-nuit qui s'amplifient avec l'âge (stades 3 et 4). Mais comme Hill (1991a et 1991b) l'a suggéré l'interaction entre la composante solaire (S2) de la marée et les migrations nyctémérales est capable de provoquer un déplacement net. Dans le cadre de la sole du golfe de Gascogne cette éventualité a été examinée par Le Cann et al. (1992). Nous présentons ici rapidement une version plus spécifique liée aux conditions tidales de la frayère Nord Gascogne (fig. 8). Trois points intéressants apparaissent: l'importance relative des déplacements est faible, les périodes de vive eau favorisent le transport vers la côte et le déplacement net est orienté vers le SE (direction opposée au courant résiduel général).

Considérant la rotation des courants de marée sur la verticale, le profil des vitesses et des mouvements verticaux des stades pélagiques plus réalistes nous espérons estimer l'importance relative du transport tidal et son évolution dans le temps, dans la mesure où le rythme de migrations verticales change avec la durée du jour durant la saison. C'est dans cette optique qu'un modèle de la distribution verticale des stades pélagiques en fonction de l'âge des individus et en fonction des paramètres d'environnement qui semblent gouverner le rythme des migrations (notamment la lumière) a été élaboré (fig. 9). Ce modèle sera couplé avec un modèle analytique des courants de marée sur la verticale.

Avec ces produits, le couplage des modèles physiques et biologiques non seulement apportera des réponses aux questions citées précédemment, mais il ouvre des perspectives intéressantes. Il peut apporter une réponse à la question concernant la stabilité de la frayère qui semble plus grande que celle prévue par les caractéristiques

de la circulation des masses d'eau. Nous espérons également examiner l'avenir de l'individu (sa position dans l'espace) en fonction de la date de la ponte, sachant que la température de l'eau évolue en cours de saison, influençant la durée du développement et que les courants de marée et la luminosité changent également. Y-a-t-il une période plus favorable pour le transport large-côte ?

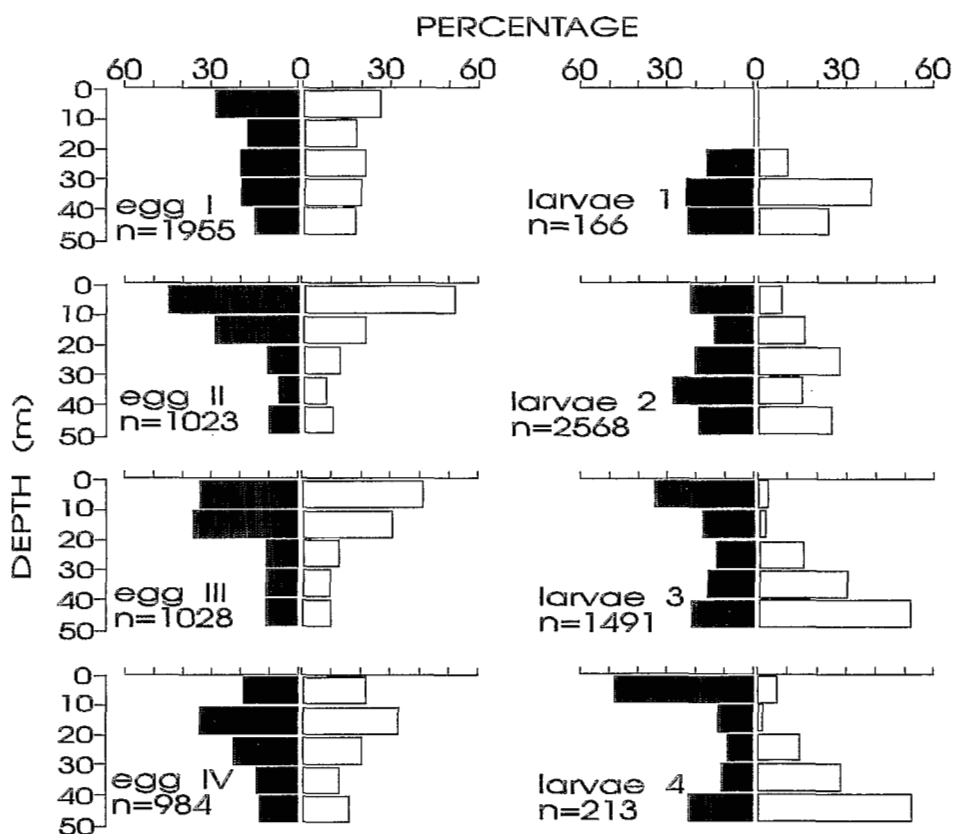


Figure 7 : Distribution verticale moyenne des oeufs et larves de sole observée sur un point fixe au milieu de la frayère durant 72 h (moyenne de 33 profils). La hauteur de la colonne d'eau à ce point varie de 47 à 49 m en fonction de la marée. Barres blanches: jour, barres noires: nuit (d'après Koutsikopoulos et al. 1991).

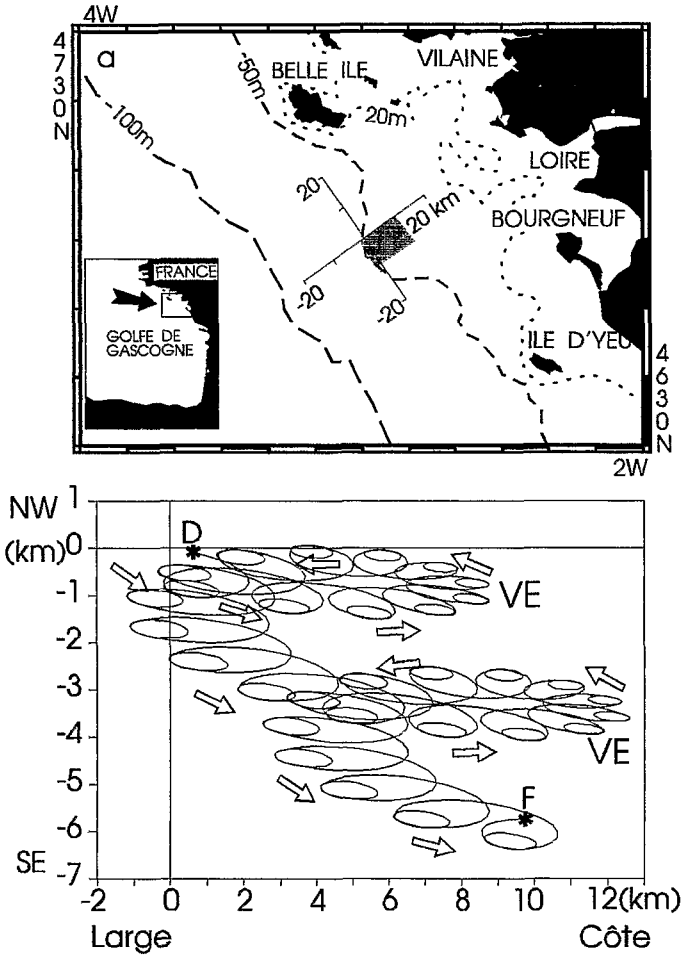


Figure 8. Trajectoire d'un organisme effectuant des migrations nyctémérales pendant 30 jours dans un champs de courants de marée avec les caractéristiques suivantes :

de 21 h à 5 h en surface et le reste de la journée au fond

les caractéristiques des courants de marée sont:

$M_2$  Demi grand axe =  $26.5 \text{ cm s}^{-1}$ , demi petit axe =  $-5.7 \text{ cm s}^{-1}$ , Orientation Nord =  $59.5^\circ$ , Phase =  $3.6^\circ$

$S_2$  Demi grand axe =  $7.5 \text{ cm s}^{-1}$ , demi petit axe =  $-2.0 \text{ cm s}^{-1}$ , Orientation Nord =  $62.2^\circ$ , Phase =  $39.8^\circ$

le courant de surface est 3 fois plus important qu'au fond.

D : position de départ, F : position à l'arrivée.

Le diagramme du haut présente le système d'axes de référence ainsi qu'une indication de l'étendue de la zone définie par la trajectoire de l'individu.

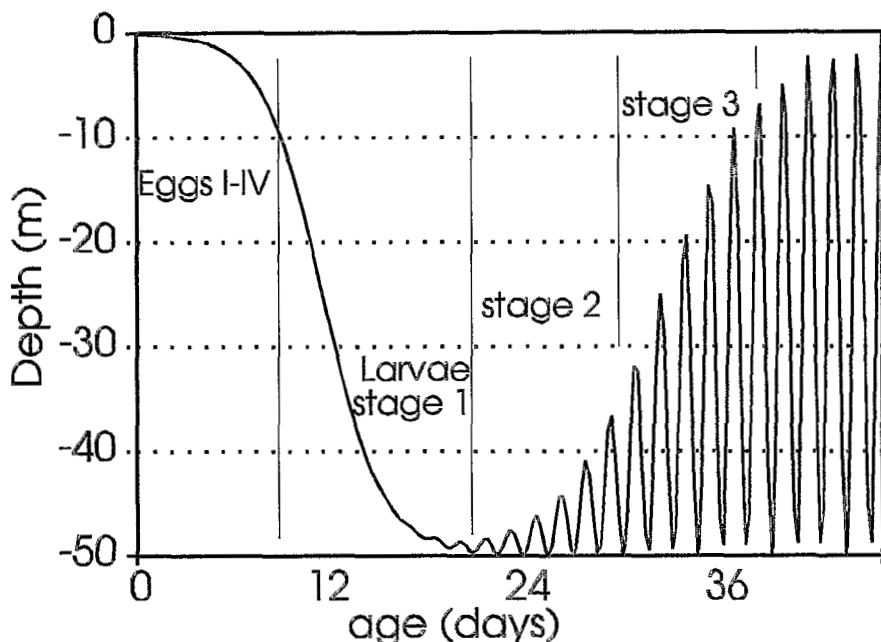


Figure 9 : Modèle décrivant l'évolution du centre de gravité de la distribution verticale des stades pélagiques de la sole en fonction de l'âge et de la luminosité.

### L'importance de la diffusion

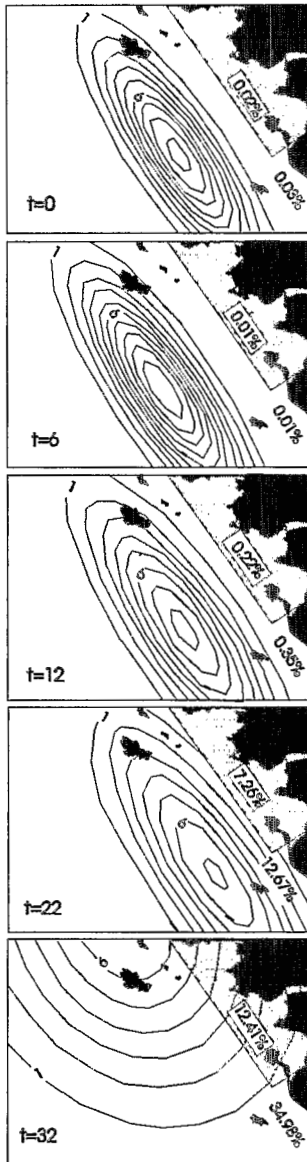
Les études concernant la circulation des masses d'eau dans le secteur de la frayère de sole n'ont pas mis en évidence des courants orientés vers la côte. Aucun élément supportant l'hypothèse de transport lié au comportement des larves n'a été mis en évidence. La stabilité des distributions, observée tout au long du développement, suggère que la diffusion turbulente peut être proposée comme mécanisme de liaison frayère-nourricerie. Les phénomènes diffusifs sont primordiaux dans le cycle de la vie de plusieurs espèces (revue faite par Okubo 1980). Talbot (1974) a examiné les études de la diffusion dans le contexte des pêcheries. Nous avons donc tenté d'évaluer la plausibilité d'une telle hypothèse pour le transport large-côte en utilisant les données des trajectoires des dériveurs de l'opération CIRE SOL. La motivation était d'autant plus grande qu'un des neuf dériveurs a échoué sur les îles qui délimitent l'entrée de la baie de Vilaine, sans que l'ensemble montre des signes de déplacement systématique vers la côte (Koutsikopoulos 1991).



Pour chaque groupe nous avons calculé le centre de gravité défini par la position des dériveurs à un moment précis et leur dispersion autour de ce barycentre. Nous pouvons considérer que ces deux estimations représentent l'advection et la diffusion. Ces estimations ont été utilisées pour simuler l'évolution dans le temps d'un patch d'oeufs au stade I. Les détails de la simulation sont présentées dans Koutsikopoulos (1991) et Le Cann *et al.* (1992). Les distributions obtenues par simulation sont très proches des distributions moyennes jusqu'au 22<sup>ème</sup> jour. La stabilité des structures est confirmée par le déplacement limité des dériveurs. La figure 10 montre les distributions binormales et à chaque distribution un calcul par intégration de la fraction de la population du stade concerné pénétrant dans le secteur côtier. Les simulations suivent les distributions obtenues jusqu'au 22<sup>ème</sup> jour. A ce moment 7% des individus du stade 2 arrivent dans le secteur côtier entre Quiberon et Noirmoutier et de façon générale les effectifs qui arrivent à la côte (même en dehors de ces limites) atteignent 13%. Ce chiffre ne peut qu'augmenter par la suite avec le temps. L'ampleur du phénomène de diffusion doit être sous estimée car le nombre de dériveurs est faible pour l'estimation de la variance (donc de la dispersion). En plus les balises ont été relâchées au même point et la théorie de la diffusion montre clairement que l'importance de la diffusion augmente avec la taille des structures (l'échelle spatiale, Okubo 1980). Par conséquent la diffusion doit être considérée comme une voie importante de transport de larves vers la côte.

Du 22<sup>ème</sup> au 32<sup>ème</sup> jour est survenu un déplacement important des dériveurs vers le NW principalement dû au forçage du vent. La distribution des larves n'a pas suivi ce mouvement. La rétention de la majorité des individus au niveau de la frayère montre que leur comportement est bien adapté pour résister à ces accidents advectifs et augmente ainsi leurs chances de diffuser vers les nourriceries. Cet aspect est d'ailleurs en accord avec les résultats présentés dans le paragraphe précédent et les études sur le comportement réalisées au laboratoire (Champalbert et Castelbon 1989, Champalbert *et al.* 1989).

D'après la distribution des larves au stade 4 la métamorphose a lieu entre 20 et 90 km au large des côtes pour la grande majorité des individus. Amara *et al.* (sous presse) arrivent également à la même conclusion. Hormis le développement d'un comportement tidal pendant la métamorphose (les éléments dans la littérature ne supportent pas cette hypothèse) la majorité des individus ne rentre pas dans le secteur côtier. Une fois posés sur le fond au large, leur avenir est incertain car aucun juvénile du groupe 0 n'a été capturé en dehors des nourriceries (Desaunay *et al.* 1981, Koutsikopoulos *et al.* 1989a). Le recrutement dans les nourriceries sera donc basé sur une fraction de la population des stades pélagiques qui diffusent vers la côte. Dans le cas de la sole du Golfe, la diffusion turbulente, les mouvements aléatoires des larves et aussi leur distribution verticale en interaction avec le profil des courants contribuent à la dispersion des individus (ces deux derniers processus sont appelés *biodiffusion* par Okubo 1980). Nous appelons diffusion l'effet combiné de ces trois mécanismes.



**Figure 10 :** Evolution dans le temps des lois binormales et estimation de la fraction de la population présente dans le secteur côtier. Les isoplèthes correspondent au poids de différents secteurs. Les pourcentages présentés correspondent à la fraction qui se trouve près des nurseries de la région (zone grisée) et à la fraction de la population du stade concerné qui arrive sur la côte du golfe de Gascogne en général (détails dans Koutsikopoulos 1991).

## LA DISTRIBUTION DES JUVENILES DES GROUPES 0, 1 ET 2 DANS A BAIE DE VILAINE

L'apparition des post-larves et des juvéniles nouvellement posés sur le fond dans les nourriceries côtières commence à la fin avril et elle est tributaire des conditions hydroclimatiques. Leur abondance augmente lorsque la température et la salinité dans l'estuaire sont proches des conditions marines et elle diminue si des conditions hivernales apparaissent de nouveau (Marchand et Masson 1989). Dans ce dernier cas leur croissance en est également affectée (Koutsikopoulos et al. 1989b).

Les études sur les nourriceries du secteur Nord Gascogne ont montré que la sole a tous les caractères des espèces dépendantes des estuaires. En effet, les juvéniles du groupe 0 sont exclusivement présents dans les estuaires et les baies (Desaunay et al. 1981, Koutsikopoulos et al. 1989a). Les informations sur la distribution des juvéniles de sole proviennent de deux études distinctes. La première regroupe l'ensemble des campagnes focalisées sur l'évaluation de l'abondance de juvéniles des espèces présentes dans la baie de Vilaine (campagnes NURSE). Ces campagnes fournissent deux évaluations par an (été et automne) depuis 1981. L'évaluation est basée sur un échantillonnage stratifié qui couvre la majeure partie de la baie de Vilaine (détails dans Koutsikopoulos et al. 1989a). La deuxième étude analyse la distribution fine des juvéniles sur une radiale qui part de l'estuaire pour aller jusqu'à l'isobathe de 50 m (65 km de la côte). Pour cela, des campagnes bimensuelles ont été réalisées en 1988 et 1989. Nous disposons ainsi d'une estimation de la distribution spatiale par groupe d'âge et par saison. La figure 11 montre un exemple typique de la distribution des différents groupes d'âge. En été le groupe 0 occupe l'estuaire et une faible partie de la baie à proximité de la côte. Des individus du groupe 0 n'ont été capturés à des profondeurs supérieures à 15 m que très rarement. Ceci conforte l' "estuarine-dépendant concept" de Miller et al. (1984). En automne les individus commencent à émigrer vers les secteurs plus profonds de la baie où ils passent l'hiver. L'été suivant, les juvéniles du groupe 1 remontent vers la côte mais, leur distribution est plus étalée et plus au large que l'été précédent. Ces mouvements progressifs vers le large avec l'âge et les migrations saisonnières se confirment pour le groupe 2.

Trois points marquent la distribution spatiale des juvéniles dans la nourricerie de la baie de Vilaine : le mouvement ontogénique des individus vers le large, les migrations saisonnières et l'augmentation de la dispersion des individus avec l'âge.

Une périodicité saisonnière peut être détectée aussi dans l'évolution de la dispersion. La dérive progressive vers le large avec l'âge est une illustration de la loi de Heincke : les individus âgés se trouvent dans les secteurs profonds. Les migrations périodiques suggèrent que les juvéniles quittent le secteur côtier afin d'éviter les conditions stressantes qui dominent en hiver dans les zones peu profondes. Ils s'abritent donc dans les eaux plus stables du large. Cette évolution de la distribution spatiale est confirmée par les observations effectuées sur la radiale dont les résultats sont plus

détaillés. Ils indiquent qu'il s'agit de mouvements progressifs ontogéniques. La périodicité saisonnière, quant à elle, est en accord avec l'évolution de l'hydrologie dans la baie. En effet, entre septembre et décembre on constate une inversion des gradients horizontaux de température, les eaux côtières devenant plus froides. Cette situation hivernale dure jusqu'en avril au moment où s'établit la thermocline saisonnière. Les fluctuations de salinité sont dues à l'apport d'eau douce et sont plus marquées au printemps. La comparaison de l'ampleur des fluctuations entre les différents secteurs montre que sur l'ensemble des deux années, la température dans l'estuaire varie de 5 à 23°C tandis qu'en dehors de la baie, au large, elle ne varie que de 11 à 13°C (Dorel *et al.*, 1991). C'est un point essentiel pour la compréhension des mouvements.

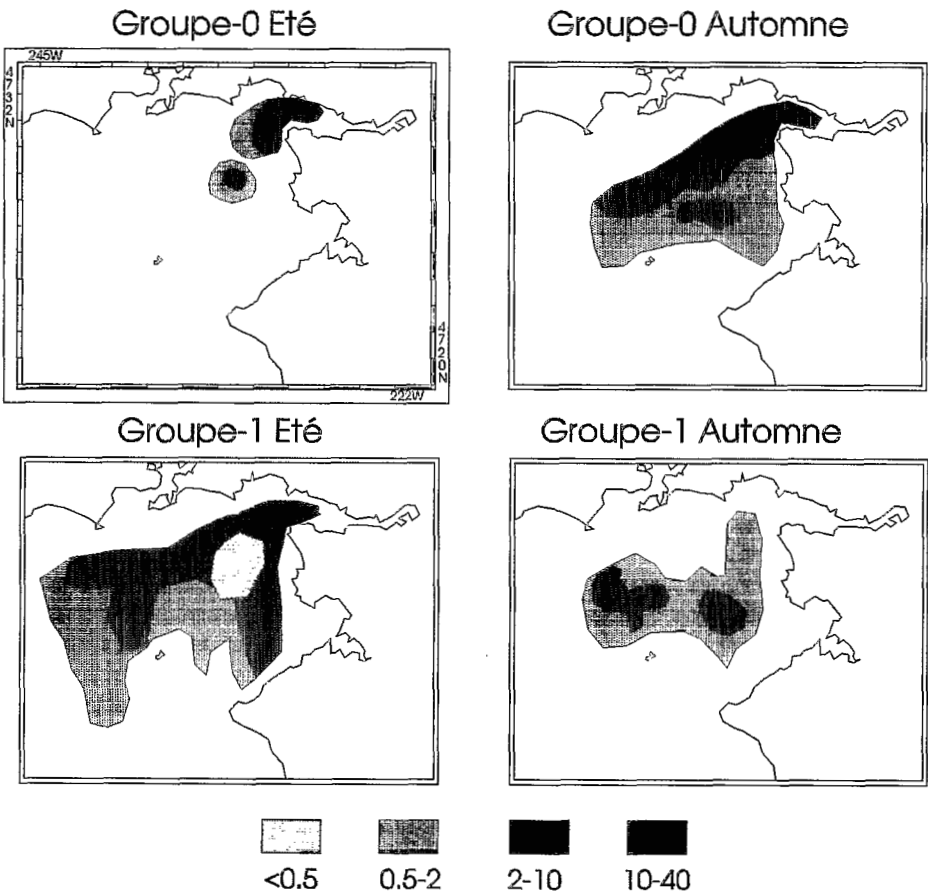
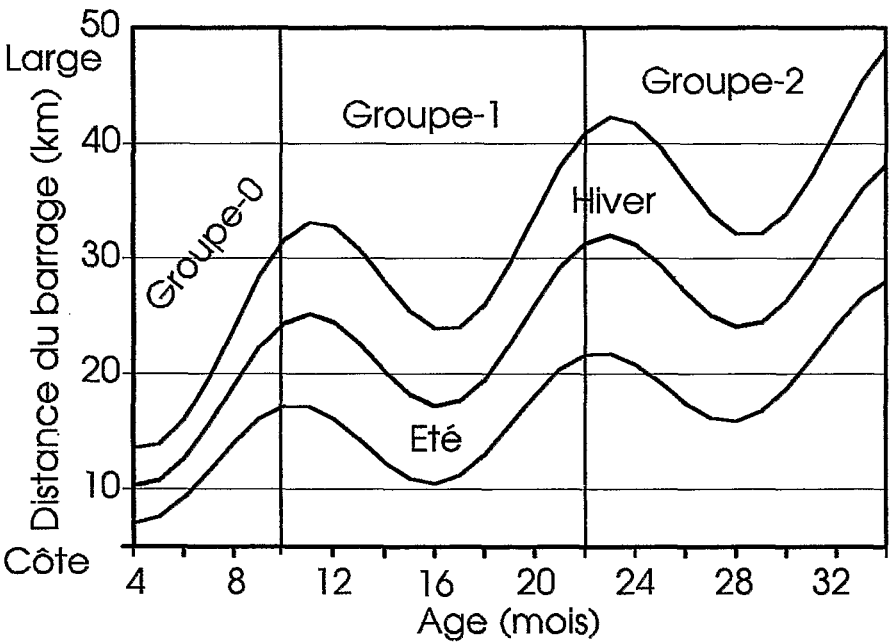


Figure 11 : Distribution spatiale des juvéniles de sole dans la baie de Vilaine observée durant les prospections d'été et d'automne 1984 (nb/1000 m<sup>2</sup>) (modifiée d'après Koutsikopoulos *et al.* 1989a).

Pour résumer les informations contenues dans les distributions obtenues sur la radiale côte-large, à travers la baie de Vilaine, nous avons calculé le barycentre de chaque distribution et la dispersion des individus autour de ce centre. Ces paramètres peuvent être considérés comme des estimations de la position moyenne et de l'étendue de la distribution. Les détails des calculs sont présentés dans Dorel et al. (1991). La figure 12 montre l'évolution de la position des barycentres et de la dispersion dans le temps. Un mouvement alternatif entre la zone côtière en été (mai à septembre) et les secteurs du large en hiver (décembre à février) est combiné avec la tendance générale de déplacement vers le large avec l'âge. Jusqu'à l'âge de 19-20 mois, les juvéniles sont repartis dans l'estuaire et la baie. La validité de ces modèles a été testée avec les données des campagnes d'évaluation des abondances dans la baie de Vilaine.

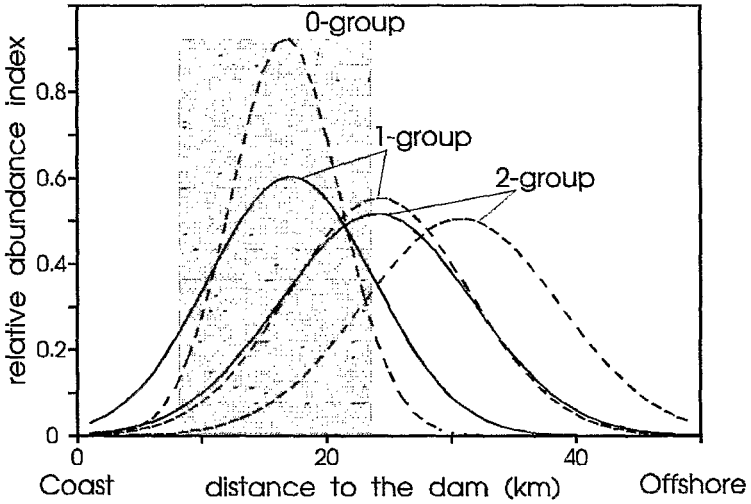


**Figure 12 :** Evolution du centre de gravité et de la dispersion des juvéniles de sole dans la nurserie de la baie de Vilaine en fonction de l'âge et de la saison. Le 1er Mars est considéré comme date de naissance. Les intervalles correspondent à +/- l'écart type qui est un indice de la dispersion des individus autour du centre de gravité (Modifié d'après Dorel et al. 1991).

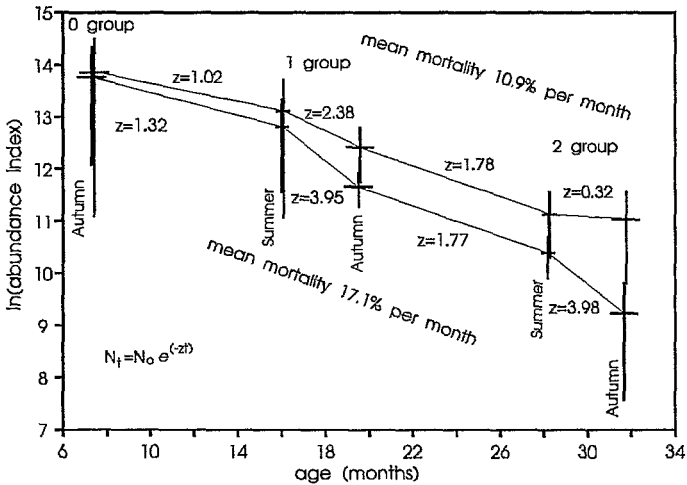
Les déplacements des juvéniles avec l'âge et la saison introduisent des biais dans les estimations d'abondance. En général les plans d'échantillonnage sont assez rigides et une partie de l'aire de répartition n'est pas couverte (Miller et al. 1984, Poxton et al. 1982). Cushing (1983) souligne que le rythme de diminution des effectifs dépend à la

fois de la mortalité et des déplacements des individus. Beverton et Holt (1983) suggèrent l'établissement d'une famille d'équations qui décrivent le rythme d'entrée et sortie des individus dans le secteur étudié. Ensuite l'estimation d'abondance doit tenir compte de ces flux. Pendant les évaluations d'abondance des juvéniles, seul le secteur de la baie a été prospecté. Les résultats obtenus sur la radiale de référence montrent que les individus dépassent les limites de la baie. La figure 13 montre l'évolution de la distribution spatiale moyenne des juvéniles en fonction de leur âge et de la saison et elle indique aussi l'étendue de celle-ci par rapport à la zone habituellement prospectée. Ces distributions sont les prédictions des modèles définis dans le paragraphe précédent. Il est évident qu'un modèle simple basé sur le principe de la dispersion aléatoire ne peut pas reproduire l'hétérogénéité des distributions réelles. Mais en tant que modèle moyen, il peut nous fournir pour chaque groupe d'âge une estimation de la fraction de la population qui dépasse les limites de la baie. Ces distributions théoriques concordent d'ailleurs avec celles obtenues sur la radiale côte-large. Les mouvements sont également marqués par les migrations saisonnières. Ainsi la fraction de la population effectivement présente dans l'aire échantillonnée varie avec la saison. Ceci peut expliquer en partie les fortes valeurs et le caractère saisonnier de la mortalité des stades juvéniles détectés lors d'une étude préliminaire. La figure 14 montre cette évolution du rythme de la mortalité avec l'âge et la saison. La forte diminution des effectifs entre été et automne a été interprétée comme une mortalité estivale, principalement liée à la densité des individus.

Les modèles décrits précédemment permettent l'estimation de la fraction de la population qui n'était pas considérée dans l'évaluation des abondances pour chaque groupe et chaque saison. Le déplacement du barycentre correspond aux pertes par émigration et l'augmentation de l'écart-type donne une estimation des pertes par diffusion. Les corrections ainsi apportées diminuent considérablement cette composante saisonnière dans l'évolution de la mortalité. La mortalité moyenne entre le groupe 0 d'automne et le groupe 2 d'automne passe ainsi de 17.1 à 10.9% par mois. Cette dernière valeur est proche de la mortalité moyenne (10%) proposée par Cushing (1983) pour les juvéniles six mois après la métamorphose. C'est une première étape pour l'évaluation de l'importance relative de la mortalité et des migrations, dans la diminution des effectifs durant les stades du prérecrutement. La valeur élevée du taux de mortalité peut être due en partie à la modification de l'efficacité de l'engin de pêche avec l'âge des individus. Mais cet exemple montre que l'interaction entre migration et estimation d'abondance est un point crucial pour la compréhension des mécanismes qui déterminent l'avenir des individus dans les nourriceries. Les mouvements continus des individus et la modification des distributions spatiales font que la définition des populations échantillonnées est souvent vague. L'ajustement des plans d'échantillonnage en fonction de ces mouvements est une opération lourde. L'évaluation des flux à l'échelle de la nourricerie constitue en revanche une alternative attrayante.



**Figure 13 :** Evolution de la distribution des juvéniles de sole sur l'axe côte-large. Les lois normales correspondent à la distribution théorique de la "cohorte moyenne". La diminution des effectifs avec l'âge n'a pas été considérée. Trait plein: été (date 1er juillet), trait pointillé: automne (10 octobre). L'aire grisée indique le secteur prospecté durant les campagnes d'évaluation d'abondance de juvéniles de sole.



**Figure 14 :** Diminution des effectifs de juvéniles de sole avec l'âge. La courbe du bas est calculée sur les résultats des estimations d'abondance et celle du haut après correction des pertes par émigration et dispersion (modifiée d'après Desaunay et al. 1987).

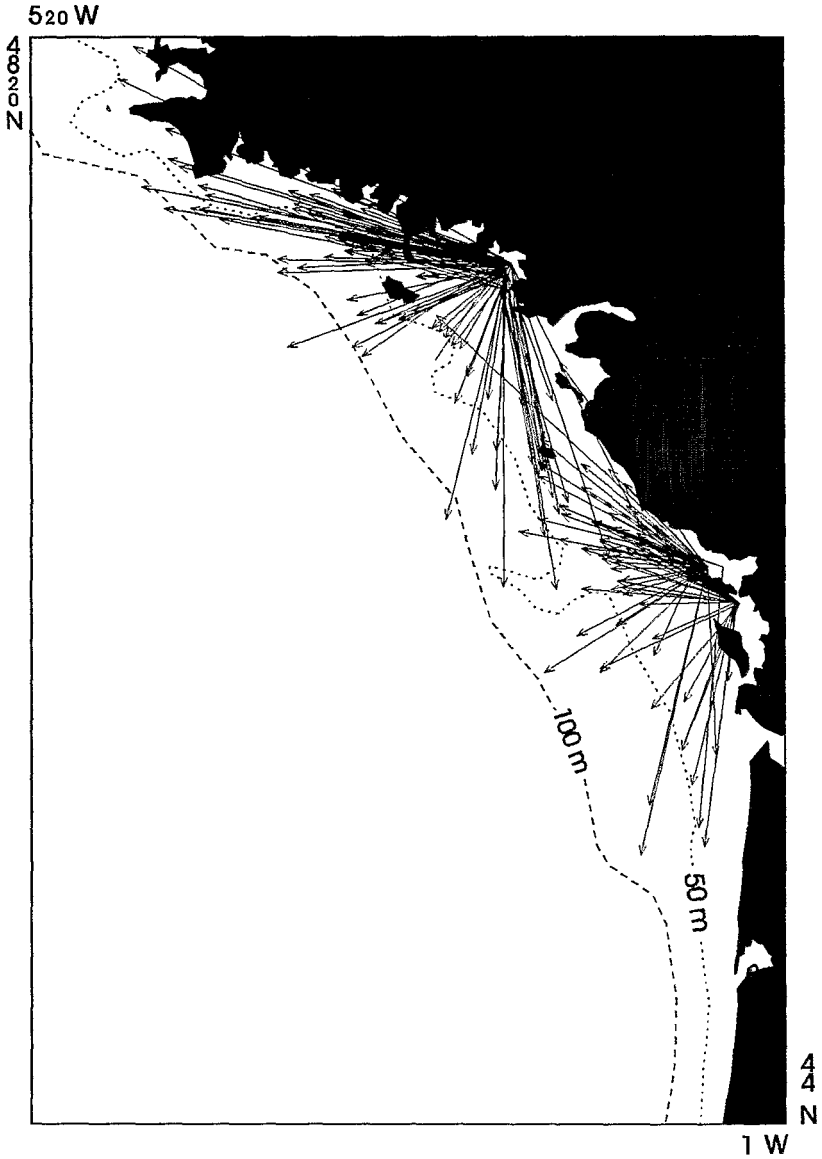
## **MIGRATION DE LA NOURRICERIE VERS LES FRAYÈRES**

Avec l'âge les juvéniles ont tendance à quitter les zones côtières. Une importante opération de marquage a été réalisée en automne 1992 dans les nourriceries de la baie de Vilaine et des Pertuis charentais pour l'étude de la liaison nourricerie-frayère. Les premiers résultats des recaptures parmi les quelques 5000 soles marquées de l'opération "SIDON", confirment les résultats des années 1980-81 (Desaunay et al. 1981., Koutsikopoulos et al., 1989a). Il ne semble pas y avoir de direction privilégiée à la sortie des nourriceries vers les frayères. Ceci met également en évidence un processus diffusif à ce niveau. En quittant la nourricerie les individus des groupes 2 et 3 se dispersent de manière aléatoire sur l'ensemble du golfe de Gascogne. Aucun mouvement directionnel précis n'a pu être détecté (Fig. 15). Un modèle basé sur le mouvement aléatoire est le plus approprié pour décrire les positions des recaptures. Ces résultats nous permettent de penser qu'il n'y a pas de liaison particulière entre une frayère et une nourricerie. Les juvéniles de la baie de Vilaine peuvent coloniser un autre endroit de la frayère et participer à la reproduction dans l'ensemble du Golfe de Gascogne. Une même frayère est donc composée des individus des différentes nourriceries. Ainsi la force de la classe d'âge ne semble pas être liée au succès d'une migration particulière au moment de la reproduction, migration qui pourrait être affectée par des variations des conditions du milieu. D'après ces éléments, la sole du Golfe apparaît comme un stock homogène. Une étude préliminaire sur les caractéristiques génétiques des juvéniles des nourriceries du golfe ne le contredit pas (Autem et Kotulas 1987). La diffusion semble donc être un phénomène d'une grande importance dans le cycle de la vie de la sole du Golfe de Gascogne et ses conséquences sur le fonctionnement de la population seront examinées dans le paragraphe suivant.

## **ORGANISATION ET FONCTIONNEMENT DU STOCK DE SOLE DU GOLFE DE GASCogne**

Les processus diffusifs durant la phase pélagique sur le plateau du golfe de Gascogne ont tendance à lisser les anomalies locales. A la sortie de la nourricerie et au moment de la maturation, les juvéniles migrent vers les frayères du large. Durant cette migration les individus se dispersent dans l'ensemble du golfe de Gascogne, autre étape dans laquelle la diffusion joue un rôle important. Son avantage est de mélanger les individus issus des différentes nourriceries et de diminuer ainsi l'influence des phénomènes locaux (accidents de croissance et de mortalité survenus dans les nourriceries). Qu'il s'agisse de la diffusion turbulente au niveau des oeufs et larves ou des mouvements aléatoires des juvéniles, le transport se fait toujours à partir des zones à forte densité vers les secteurs à faible concentration. Ainsi une tendance à l'homogénéisation des structures existe et elle tend à augmenter l'inertie du système, en plus, les mécanismes diffusifs sont en général très robustes.





**Figure 15** : Résultats de l'opération de marquage effectué dans la baie de Vilaine et le secteur des Pertuis en 1992. Les flèches indiquent la position de marquage et de recapture

Cette remarque, ajoutée à l'isolement relatif des nourriceries qui semblent par ailleurs avoir des dynamiques spécifiques, l'évolution de la ponte qui n'est pas synchrone sur l'ensemble du golfe de Gascogne et l'hétérogénéité de l'environnement posent la question des conséquences de cette organisation sur le fonctionnement de la population. La dispersion des individus à la sortie des nourriceries a-t-elle pour effet de lisser les anomalies locales? Le décalage temporel de la ponte est-il provoqué par l'hétérogénéité de l'environnement et est-il adapté pour diminuer les risques globalement et/ou maximiser localement la survie?

La population n'est pas uniquement la somme des individus. Des structures fonctionnelles jouent des rôles importants pour le déterminisme du niveau d'abondance et de la variabilité. En effet, la probabilité d'une vaste perturbation modifiant de façon importante l'environnement abiotique du golfe de Gascogne dans son ensemble est très faible. Mais des années particulières au niveau de l'abondance du stock peuvent apparaître à la suite d'une succession d'anomalies locales qui coïncident avec les saisons de fortes abondances des différents stades dans les différentes localités ou régions. Après les étapes de la définition des structures, de l'étude du comportement individuel et de la mise en évidence des processus nous arrivons au niveau supérieur d'intégration et des questions se posent sur la fragmentation de la population, le rôle de l'hétérogénéité environnementale et les conséquences des processus diffusifs dans le déterminisme du niveau d'abondance et de variabilité du stock.

## REFERENCES

- Amara R., Lagardère F., Desaunay Y. (sous presse). Seasonal distribution and duration of the planktonic stage of Dover sole (*Solea solea*, L.) larvae in the Bay of Biscay: an hypothesis. (Journal of Fish Biology).
- Anonyme, 1994. Report of the working group on the assessment of southern shelf demersal stocks. ICES, CM 1994/Assess : 3, 44 p.
- Arbault S., Camus P., Le Bec C., 1984. Estimation du stock de sole (*Solea vulgaris*, Quensel) dans le golfe de Gascogne à partir de la production d'oeufs. J. Appl. Ichthyol. 4 : 145-156.
- Autem M., Kotulas G., 1987. Hétérogénéité et évolution estivale des pools génétiques de *Solea vulgaris* en baie de Vilaine et dans les Pertuis Charentais. Rapport IFREMER - Univ. de Montpellier.
- Beverton R.J.H., Holt S.J., 1983. The theory of fishing. In Key papers on fish populations (Cushing D.H., ed.) IRL press.
- Champalbert G., Castelbon C., 1989 - Swimming activity rhythms in *Solea vulgaris* (Q.) juveniles. Mar Behav. Physiol., 14: 201-209.

- Champalbert G., Bourdillon A., Castelbon C., Chikhi D., Le Direach-Boursier L., Macquart-Moulin C., Patriti G., 1989 - Déterminisme des migrations des larves et juvéniles de soles. *Océanis*, 15 (2): 171-180.
- Cushing D.H., 1969 - The regularity of the spawning season of some fishes. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 33 : 81-92.
- Cushing D.H., 1983. Stock and recruitment. In *Key papers on fish populations* (Cushing D.H., ed.) IRL press :376-405.
- Desaunay Y., Perodou J.B., Beillois P., 1981 - Etude des nurseries de poissons du littoral de la Loire-Atlantique. *Sciences et Pêche, Bull. Inst. Pêches Marit.*, no 319 : 1-23.
- Desaunay Y., Koutsikopoulos C., Dorel D., 1987. Evaluation de la mortalité saisonnière des jeunes soles durant la phase de pre-recrutement. *ICES C.M.* 1987/G:46, 8 p.
- Dorel D., Koutsikopoulos C., Desaunay Y., Marchand J., 1991. Seasonal distribution of young sole (*Solea solea* L.) in the nursery ground of the bay of Vilaine (Northern Bay of Biscay). *Neth. J. Sea Res.* 27 (3-4) : 297-306.
- Fonds M., 1975 - The influence of temperature and salinity on growth of young sole *Solea solea* L. 10th European Symposium on Marine Biology, Ostend, Belgium, 17-23 sept 1975, 1 : 109-125.
- Fonds M., 1979 - Laboratory observations on the influence of temperature and salinity on development of the eggs and growth of larvae of *Solea solea*. *Mar. Ecol. Prog. ser.* 1 : 91-99.
- Forest A., 1988. La sole, in : *Les pêcheries du Golfe de Gascogne, bilan des connaissances. Rapp.Scient.Tech. IFREMER n°9* : 91-105.
- Hill A.E., 1991a. A mechanism for horizontal zooplankton transport by vertical migration in tidal currents. *Marine Biology*, 111 : 485-492.
- Hill A.E., 1991b. Vertical migration in tidal currents. *Marine Ecology Progress Series*, 75 : 39-54.
- Irvin, D.N. 1974 - Temperature tolerance of early development stages of Dover sole, *Solea solea* L. In : Blaxter J.H.S. (ed.) *The early life history of fish*. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, p. 449-463.
- Koutsikopoulos C., Herbland A., 1987 - The stability of the spatial distribution of the pelagic stages of sole as explained by the trajectories of "Argos" satellite tracked buoys. Mini-symposium on Recruitment Processes in Marine Ecosystems" C.M. 1987/Mini n°4.
- Koutsikopoulos C., Desaunay Y., Dorel D., Marchand J., 1989a - The role of coastal areas in the life history of sole (*Solea solea* L.) in the Bay of Biscay. *Topics in Marine Biology*, Ros J. (ed.), *Scient. mar.* 53 (2-3): 567-575.
- Koutsikopoulos C., Karakiri M., Desaunay Y., Dorel D., 1989b - Response of juvenile sole (*Solea solea*, L.) to environmental changes investigated by otolith microstructure analysis. *Rapp. P.-v. Réun. CIEM* 191: 281-286.

- Koutsikopoulos C., 1991. Recrutement de la sole (*Solea solea*, L.) du Golfe de Gascogne : influence de l'hydrologie et de l'hydrodynamisme. Thèse Université de Bretagne Occidentale, 215 pp.
- Koutsikopoulos C., Fortier L., Gagné J.A., 1991. Cross-shelf dispersion of Dover sole eggs and larvae (*Solea solea*) in Biscay Bay and recruitment to inshore nurseries. *Journal of Plankton Research* 13 (5) :923-945.
- Koutsikopoulos C., Lacroix N., 1992. Distribution and abundance of sole (*Solea solea*, L.) eggs and larvae in the Bay of Biscay between 1986 and 1989. *Neth. J. Sea Res.* 29 (1-3) : 81-91.
- Le Cann B., Koutsikopoulos C., Lacroix N., Champalbert G., 1992 - Interactions des processus physiques et biologiques dans la dynamique des stades pélagiques de la sole, *Solea solea* (L.), sur le plateau continental du golfe de Gascogne, France. *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, 68 (1-2) : 107-115.
- Marchand J., Masson G., 1989 - Process of estuarine colonization by 0-group sole (*Solea solea*): Hydrological conditions, behaviour and feeding activity in the Vilaine estuary. *Rapp. P.-v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer*, 191: 287-295.
- Miller J.M., Reed J.P., Pietrafesa J.L., 1984 - Patterns, mechanisms and approaches to the study of migration of estuarine-dependent fish larvae and juveniles. In Mc Cleave, J.D. Arnold G.P., Dobson J.J. and Neill W.H. (eds). *Mechanisms of Migration in Fishes*. Plenum Press, New York, pp. 209-225.
- Okubo A., 1980 - Diffusion and ecological problems: Mathematical models. *Biomathematics* vol. 10, 254 p.
- Pingree R.D., Le Cann B., 1989 - Celtic and Armorican slope and shelf residual currents. *Progr. Oceanogr.* 23: 303-338.
- Poxton M.G., Eleftheriou A., McIntyre A.D., 1982. The populations dynamics of 0-group flatfish on Nursery grounds in the Clyde Sea area. *Estuar. Cstl. Shelf Sci.* 14 : 265-282.
- Rijnsdorp A.D., van Stralen M., van der Veer H.W., 1985 - Selective tidal transport of North Sea plaice larvae *Pleuronectes platessa* in coastal nursery areas. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 114 : 461-470.
- Rijnsdorp A.D., Van Beek F.A., Flatman S., Millner R.M., Riley J.D., Giret M., De Clerck R., 1992. Recruitment of sole stocks (*Solea solea* L.) in the northeast Atlantic. *Neth. J. Sea Res.*, 29 (1-3) : 173-192
- Rogers S.I. 1989 - The ecology of juvenile Dover sole (*Solea solea* L.) : a review of the literature. *Progress in Underwater Science* 14 : 53-66.
- Talbot J.W. 1974 - Diffusion studies in fisheries biology. In: *Sea Fisheries Research*, Hardén Jones F.R. (ed.) 31-54, J. Wiley & Sons, New York.
- Weilhs D. 1978 - Tidal stream transport as an efficient method for migration. *J. Cons. Explor. Mer*, 38 (1): 92-99.

**MODELES MATHEMATIQUES DE CROISSANCE  
D'UNE ESPECE STRUCTUREE EN DEUX STADES  
DANS UN ENVIRONNEMENT VARIABLE**

Jean-Louis Durand (†) et Claude Lobry<sup>(1)</sup>

(1) *Station Zoologique - URA 716 - B.P. 28 - 06230 Villefranche-sur-Mer*

---

**RESUME**

Les auteurs décrivent les conditions de croissance d'une population structurée en 2 classes d'âge et soumise à des conditions environnementales variables.

La dynamique d'une population structurée en 2 stades est représentée par un système de 2 équations différentielles dépendant explicitement du temps et les variations environnementales sont simulées par 2 jeux de paramètres de ce système.

On montre que pour des conditions environnementales défavorables à la croissance de la population décrite (i.e. qui sont susceptibles de provoquer son extinction), des oscillations suffisamment rapides entre ces deux conditions permettent à la population de croître. La réciproque est également vraie.

**SUMMARY**

The authors describe the growth conditions of a population structured into 2 age classes and bounded by fluctuating environmental conditions.

The dynamics of such a population is modelled by a system of two differential equations depending on time and the environmental fluctuations are simulated by 2 sets of parameters.

It is demonstrated that, although the weather conditions are adverse for the growth of the population (i.e. the population may collapse), some sufficiently swift oscillations between the two environments allow the population to grow. The reciprocal is also true.

## 1 - INTRODUCTION

Il existe assez peu de modèles mathématiques consacrés à la croissance des espèces dans un environnement variable, ce qui se traduit mathématiquement par des équations différentielles (pour les modèles continus que nous envisageons ici) dépendant explicitement du temps. Dans la note [4], il est proposé une méthode permettant d'analyser ce genre de systèmes. Nous appliquons cette méthode à un modèle de population structurée en deux stades (larves et adultes avec coefficient de natalité dépendant de la densité des adultes. Nous montrons que deux conditions environnementales (c'est-à-dire deux jeux de paramètres du modèle) tous deux défavorables à la croissance, peuvent être favorables lors d'oscillations suffisamment rapides entre les deux environnements. La réciproque est également vraie.

Basés sur des considérations mathématiques totalement différentes, nos modèles conduisent à des observations semblables à celles faites dans [3].

## 2 - UN MODELE ELEMENTAIRE DE CROISSANCE D'UNE ESPECE STRUCTUREE EN DEUX STADES

Nous considérons une population structurée en deux stades : par exemple, des larves et des adultes. Nous désignons par  $x$  la quantité de larves et par  $y$  la quantité d'adultes et nous supposons que la dynamique obéit au système différentiel :

$$\begin{aligned}x'(t) &= -A \cdot x(t) + V \cdot y(t) / (E + y(t)) \\y'(t) &= A \cdot P \cdot x(t) - M \cdot y(t)\end{aligned}$$

où  $x'(t)$  et  $y'(t)$  désignent les dérivées par rapport au temps de  $x(t)$  et de  $y(t)$ .

Le coefficient  $P$ , compris entre 0 et 1, est la proportion des larves qui deviennent adultes,  $M$  est la mortalité des adultes et  $V \cdot y / (E + y)$  est une natalité dépendante de la densité des adultes. Pour la simplicité de notre discussion nous supposons que  $A$  et  $E$  sont égaux à 1.

Pour connaître les positions d'équilibre de ce système, il faut résoudre :

$$\begin{aligned}0 &= -x(t) + V \cdot y(t) / (1 + y(t)) \\0 &= P \cdot x(t) - M \cdot y(t)\end{aligned}$$

ce qui donne  $x = y = 0$   
et aussi  $x = (M/P) \cdot y$  ;  $(M/P) \cdot y = V \cdot y / (1 + y)$

qui n'admet de solution possible que si  $M/P$  est plus petit que  $V$ , soit encore  $P \cdot V > M$ . L'examen des valeurs propres du linéarisé du système (où une analyse par isoclines)

permet de connaître la stabilité de ces positions d'équilibre [1]. Une fois les calculs faits, nous concluons à l'existence de deux situations :

- Condition 1 :  $P.V < M$  extinction de la population
- Condition 2 :  $P.V > M$  existence d'un équilibre stable.

Comme  $V$  est le taux de natalité maximal de la population, approché pour les très faibles valeurs de  $y$ , nous voyons qu'il y a extinction lorsque la mortalité est trop forte et le taux de passage du stade larvaire au stade adulte trop faible.

### 3 - LE MODELE ELEMENTAIRE EN ENVIRONNEMENT VARIABLE

Les conditions environnementales de la population étudiée définissent les valeurs de certains paramètres du système différentiel. Nous désignons respectivement par :

	P1	M1	V1
et	P2	M2	V2

ces valeurs pour deux états différents de l'environnement. Nous supposons maintenant que l'environnement varie de telle manière que les paramètres oscillent entre les valeurs extrêmes ci-dessus. Ceci peut être traduit par l'existence d'une fonction  $a(t)$  variant entre 0 et 1 telle que les paramètres  $P$ ,  $M$  et  $V$  soient donnés par :

$$\begin{aligned}
 P(t) &= a(t).P1 + (1-a(t)). P2 \\
 M(t) &= a(t).M1 + (1-a(t)). M2 \\
 V(t) &= a(t).V1 + (1-a(t)). V2
 \end{aligned}$$

Notre population évolue donc selon le système différentiel :

$$\begin{aligned}
 x'(t) &= -x(t) + V(t) \cdot y(t) / (1+y(t)) \\
 y'(t) &= P(t).x(t) - M(t).y(t)
 \end{aligned}$$

### 4 - LE MODELE ELEMENTAIRE POUR DES FLUCTUATIONS RAPIDES DE L'ENVIRONNEMENT

Nous allons supposer que  $a(t)$  est une fonction périodique, de période  $T$ , qui vaut 0 sur l'intervalle  $0, T/2$  qui vaut 1 sur l'intervalle  $T/2, T$ . Pour une telle fonction les paramètres environnementaux basculent instantanément d'un extrême à l'autre. Une telle fonction peut être, par exemple, une idéalisation d'un cycle jour-nuit.

Les méthodes classiques de "moyennisation" (voir [1] et [2]) permettent d'affirmer que plus T est petit plus l'évolution du système est proche de celle du système obtenu en remplaçant a(t) par la constante 1/2 qui est la moyenne de a(t) sur sa période. Tout se passe comme si on "faisait la moyenne" entre les deux équations extrêmes.

Pour l'équation "moyennisée" la condition de non extinction de la population est :

$$\frac{P1+P2}{2} \cdot \frac{V1+V2}{2} > \frac{M1+M2}{2}$$

Il se trouve que les conditions :

$$\begin{cases} P1.V1 < M1 \\ P2.V2 < M2 \end{cases} \quad \text{et} \quad \frac{P1+P2}{2} \cdot \frac{V1+V2}{2} > \frac{M1+M2}{2}$$

sont compatibles, ainsi que les conditions :

$$\begin{cases} P1.V1 > M1 \\ P2.V2 > M2 \end{cases} \quad \text{et} \quad \frac{P1+P2}{2} \cdot \frac{V1+V2}{2} < \frac{M1+M2}{2}$$

Dans le premier cas, les deux jeux de conditions environnementales sont défavorables à l'espèce, mais une variation assez rapide entre les deux donnera des conditions favorables. Dans le second cas, ce sont les conditions extrêmes qui sont favorables alors que dans le cas d'oscillations assez rapides, il y a extinction. Ce dernier cas possède l'interprétation suivante :

Nous pouvons imaginer que les termes de mortalité M1 et M2 se décomposent en une somme :

$$M1 = \mu1 + E1 \qquad M2 = \mu2 + E2$$

où  $\mu$  représente une mortalité naturelle et E un effort de pêche. Les deux efforts de pêche E1 et E2 peuvent très bien avoir été déterminés de manière à ce que, à l'équilibre, la population soit préservée mais les coefficients peuvent être dans la zone défavorable où des oscillations rapides entre ces deux conditions conduiront à une extinction. Ceci doit être compris comme une mise en garde par rapport aux calculs faits pour des situations "à l'équilibre".

Des techniques de moyennisation un peu plus récente [5] et [6] que celle qui sont exposées dans [1] permettent de montrer que la périodicité de a(t) n'est pas nécessaire aux résultats ci-dessus. Ce qui importe c'est que la moyenne de a(t), sur des intervalles assez petits, soit proche de 1/2. Dans ce cas nous dirons que a(t) "fluctue rapidement".



Que la fonction soit "rapidement" périodique ou "fluctue rapidement", des expériences numériques sont nécessaires pour déterminer la fréquence à partir de laquelle le phénomène est observable.

## 5 - DEUX EXEMPLES

Nous proposons des jeux de paramètres qui satisfont le premier, puis le second système d'inégalités.

### Exemple 1

#### **Conditions environnementales 1 :**

$$x'(t) = -x(t) + 0.9 y(t) / (1+y(t))$$

$$y'(t) = x(t) - y(t)$$

$$V.P = 0.9$$

$$M = 1$$

Disparition

#### **Conditions environnementales 2 :**

$$x'(t) = -x(t) + 1.9 y(t) / (1+y(t))$$

$$y'(t) = 0.6x(t) - 1.2 y(t)$$

$$V.P = 1.14$$

$$M = 1.2$$

Disparition

#### **Oscillations rapides :**

$$x'(t) = -x(t) + 1.4 y(t) / (1+y(t))$$

$$y'(t) = 0.8x(t) - 1.1 y(t)$$

$$V.P = 1.12$$

$$M = 1.1$$

Equilibre durable

### Exemple 2

#### **Conditions environnementales 1 :**

$$x'(t) = -x(t) + y(t) / (1+y(t))$$

$$y'(t) = x(t) - 0.9 y(t)$$

$$V.P = 1$$

$$M = 0.9$$

Equilibre durable

#### **Conditions environnementales 2 :**

$$x'(t) = -x(t) + 0.3 y(t) / (1+y(t))$$

$$y'(t) = 0.3x(t) - 0.08 y(t)$$

$$V.P = 0.09$$

$$M = 0.08$$

Equilibre durable

**Oscillations rapides :**

$$x'(t) = -x(t) + 0.65 y(t) / (1+y(t))$$

$$y'(t) = 0.65x(t) - 0.49 y(t)$$

$$V.P = 0.4225$$

$$M = 0.49$$

Disparition

Les figures 1 à 6 illustrent ce dernier exemple.

## 6 - DISCUSSION

Nous ne prétendons pas décrire ce qui se passe dans la réalité mais nous disons simplement que de tels effets peuvent exister. Si nous cherchons à comprendre quelle est l'origine de ces paradoxes, nous pouvons avancer l'explication suivante. Les études "à l'équilibre" nous renseignent sur le comportement à long terme. Si les fluctuations sont assez rapides pour que les équilibres ne soient jamais atteints ces études ne nous apprennent rien.

Le phénomène que nous avons prouvé par un calcul de stabilité, repose en fait sur une propriété géométrique des trajectoires des systèmes considérés (l'existence de "fleuves", cf [4]) On sait que les trajectoires des équations différentielles se déforment continûment en fonction des fonctions qui définissent l'équation. La conséquence de ceci est que si nous perturbons un peu nos équations le phénomène subsistera.

Les simulations montrent que le phénomène est observé même lorsque les oscillations ne sont pas très rapides; dans les exemples simulés il y a de l'ordre de 10 oscillations pendant la demie vie des larves.

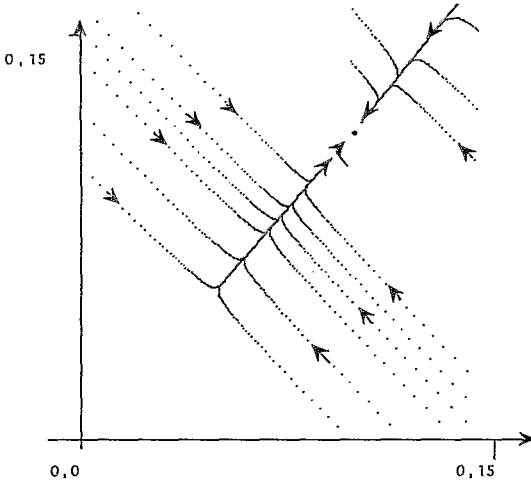
A notre connaissance, les idées, présentées ici, se trouvaient déjà en filigrane dans [7].

## REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un projet pluridisciplinaire soutenu par le programme "Environnement".

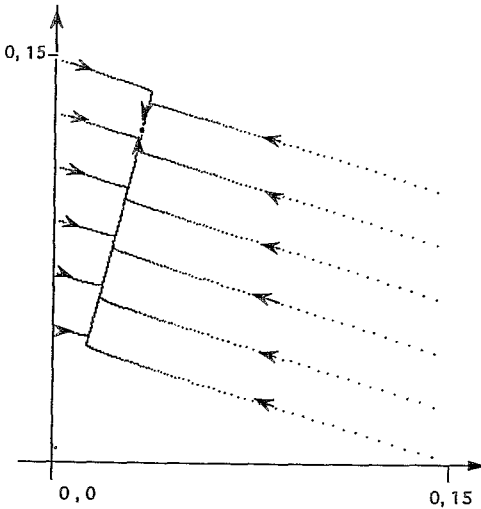
## REFERENCES

- [1] Arnold V., 1988. Equations différentielles ordinaires. Edit. Mir, Moscou, 4e édit.
- [2] Brunovsky P., C. Lobry, 1975. Contrôlabilité Bang Bang, contrôlabilité différentiable et perturbation des systèmes non linéaires, Annali di Matematica pura ed applicata, Serie IV, T.CV, p 93-119.
- [3] Cushing J. M., 1980. Two Species Competition in a Periodic Environment. J. Math Biology 10, pp. 385-400.
- [4] Lobry C., A. Sciandra, P. Nival. Effets paradoxaux des fluctuations de l'environnement sur la croissance des populations et la compétition entre espèces. Soumis aux comptes rendus de l'Académie des Sciences.
- [5] Lobry C. Moyennisation dans les systèmes à entrées fluctuantes. (En préparation).
- [6] Callot J.L., T. Sari, 1983. Stroboscopie infinitésimale et moyennisation dans les systèmes d'Equations Différentielles à solutions Rapidement Oscillantes. Dans Outils et Modèles Mathématiques pour l'Automatique, l'Analyse de Systèmes et le Traitement du Signal, Vol. 3. Edit. du CNRS, pp. 345-356.
- [7] Stewart F., B. Levin, 1973. Partitioning of resources and the outcome of interspecific competition : A model and some general considerations. The American Naturalist, Vol. 107, n°954.



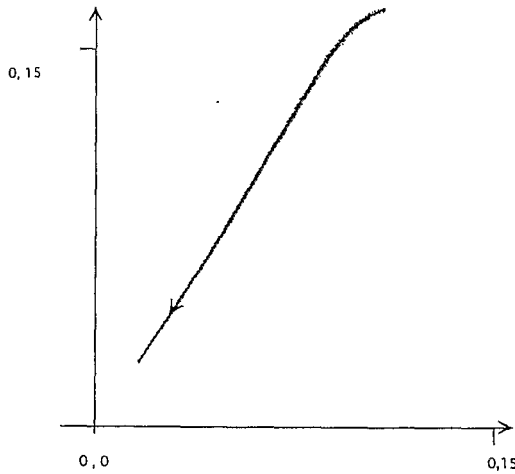
**Figure 1.** Trajectoires dans l'espace  $[x(t), y(t)]$  du système :  $x'(t) = -x(t) + y(t) / (1+y(t))$   
 $y'(t) = x(t) - 0.9 y(t)$

L'équilibre stable a pour coordonnées (0.99... , 0.11...)



**Figure 2.** Trajectoires dans l'espace  $[x(t), y(t)]$  du système :  $x'(t) = -x(t) + 0.3 y(t) / (1+y(t))$   
 $y'(t) = 0.3 x(t) - 0.08 y(t)$

L'équilibre stable a pour coordonnées (0.01, 0.125)

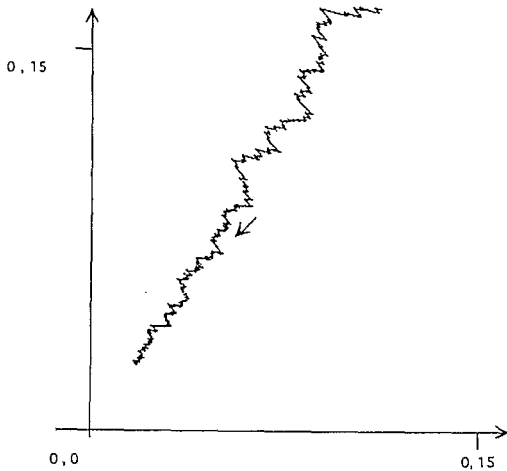


**Figure 3.** Trajectoires dans l'espace  $[ x(t) , y(t) ]$  du système :

$$x'(t) = a(t) [ -x(t) + y(t)/(1+y(t)) ] + (1 - a(t)) [ -x(t) + 0.3 y(t)/(1+y(t)) ]$$

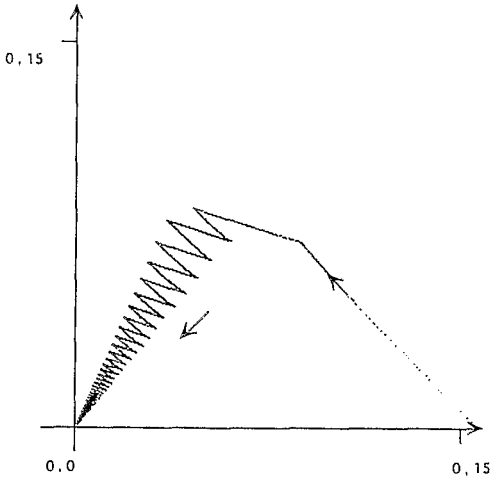
$$y'(t) = a(t) [ x(t) - 0.9 y(t) ] + (1 - a(t)) [ 0.3 x(t) + 0.08 y(t)/(1+y(t)) ]$$

La fonction  $a(t)$  prend **alternativement** les valeurs 0 ou 1 toutes les 0.03 unités de temps. Les trajectoires tendent vers (0,0) en suivant de très près la "moyenne" des deux systèmes des figures 1 et 2.



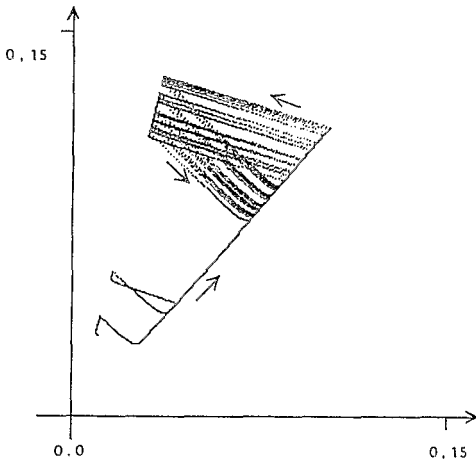
**Figure 4.** Trajectoires dans l'espace  $[ x(t) , y(t) ]$  du système défini à la figure 3.

La fonction  $a(t)$  prend **aléatoirement** les valeurs 0 ou 1 (avec une probabilité 1/2) toutes les 0,03 unités de temps. Comme dans la simulation précédente, les trajectoires tendent vers (0,0) mais avec une allure plus "erratique". Cette simulation montre que la condition de périodicité n'est pas requise.



**Figure 5.** Trajectoires dans l'espace  $[x(t), y(t)]$  du système défini à la figure 3.

La fonction  $a(t)$  prend **alternativement** les valeurs 0 ou 1 toutes les 1 unité de temps. Comme dans la simulation de la figure 3, les trajectoires tendent vers (0,0) mais avec des oscillations bien marquées. Cette simulation montre que l'inversion de stabilité peut être observée pour les périodes "assez" grandes : ici, durant une unité de temps, 63% des larves d'une quantité donnée disparaissent.



**Figure 6.** Trajectoires dans l'espace  $[x(t), y(t)]$  du système défini à la figure 3.

La fonction  $a(t)$  prend **aléatoirement** les valeurs 0 ou 1 (avec une probabilité 1/2) toutes les 6 unités de temps. On observe une stabilisation vers des oscillations (non périodiques) entre les deux équilibres des figures 1 et 2.

**ANALYSES RETROSPECTIVES  
DES RESULTATS D'EVALUATIONS DE STOCKS**

**- Ou les raisons d'un acharnement -**

Benoît Mesnil

IFREMER  
BP 7 - 17137 L'Hourmeau

---

**RESUME**

Les analyses rétrospectives sont un moyen pratique pour évaluer ou comparer les performances de diverses méthodes possibles d'estimation sur des jeux de données réels dont on ne peut savoir *a priori* s'ils respectent les hypothèses requises par les méthodes d'estimation considérées. La procédure est illustrée dans le cas des analyses de cohortes avec calibration, où elle sert à sélectionner la méthode ou les options annexes donnant les résultats les plus stables. Elle peut être utilisée dans tout contexte où des paramètres halieutiques sont estimés sur la base de séries pluri-annuelles de données.

**ABSTRACT**

Retrospective analyses are a pragmatic means of evaluating the properties of alternative assessment methods, or options thereof, on actual data sets whenever one cannot know whether the data comply with the underlying assumptions of the estimation methods. The procedure is exemplified with the case of VPA tuning, where it is commonly used to guide the final choice of method and options, but can also be applied in a variety of contexts where fishery or stock parameters are estimated using time series of data.

## INTRODUCTION.

Les évaluations de stocks halieutiques en zones tempérées reposent encore largement sur les analyses de cohortes, tant pour l'analyse des évolutions historiques que pour l'ajustement des paramètres des modèles de simulation. Pour ce dernier objectif en particulier, il importe de disposer de la meilleure estimation possible des effectifs aux âges du stock présents en fin de la dernière année d'analyse, ce que ne permet pas par elle même la procédure classique d'analyse de cohortes n'utilisant que les matrices de captures aux âges.

On a donc assisté, au cours de la dernière décennie, au développement de diverses méthodes dites de calibration ("tuning") destinées à affiner les estimations en tirant parti d'informations supplémentaires disponibles, le plus souvent, sous forme de séries d'indices d'abondance; on peut citer par exemple les méthodes dites "ad hoc" du CIEM (Pope et Shepherd, 1985), CAGEAN (Deriso *et al*, 1985), ADAPT (Gavaris, 1988), XSA (Shepherd, ms, extension de Survivors de Doubleday, 1981), Stock Synthesis (Methot, 1990). Ces méthodes diffèrent surtout par la forme du modèle de capturabilité sous-jacent, la procédure d'estimation, le type d'erreurs prises en compte et les variables affectées (captures ou cpues, dernière année ou toutes), les contraintes. On notera que la plupart visent à combiner les informations fournies par plusieurs séries d'indices.

En principe, la meilleure façon d'évaluer les performances de ces méthodes consiste à les appliquer à des jeux de données générées artificiellement, avec des structures d'erreur ou de biais prédéterminées, puis à comparer les résultats aux "vraies" valeurs. Ceci fut fait, par exemple, lors d'un atelier CIEM en 1988 (CIEM, 1993) où il fut conclu que, parmi les 18 méthodes ou variantes testées, aucune ne pouvait prétendre être LA méthode universelle applicable en toutes circonstances. Elles ont toutes pu donner des résultats plus ou moins gravement erronés sur certains jeux, dès lors que les modèles et hypothèses utilisés pour la génération des données différaient significativement de ceux qui les sous-tendent.

Dans la réalité, le jeu de données relatif à chaque stock, voire à chaque année ou série d'indices additionnelle, constitue un cas particulier dont on ne sait jamais, au moment du traitement, s'il satisfait ou non les conditions requises par les méthodes d'estimation. La conséquence pratique est qu'il faut tester les méthodes d'évaluation et leurs diverses options sur chaque cas réel traité, et définir des critères pour sélectionner la méthode la plus appropriée au problème. Ceci peut être fait en procédant à des analyses rétrospectives, qui font désormais partie des protocoles réguliers des groupes de travail CIEM ou CAFSAC.



## PROCEDURE.

Etant donné une méthode (*i.e.*, un modèle + une technique avec ses options) d'estimation de paramètres halieutiques et les données requises étant disponibles pour les années 1 à Y, la démarche générale consiste à appliquer la méthode à des séries temporelles de longueur croissante, en considérant successivement les années 1 à X, 1 à X+1, ..., 1 à Y, et à examiner comment les estimations successives des paramètres varient à mesure que l'on ajoute une année de données. Autrement dit, on compare les estimations basées sur la série de données complète à celles que l'on aurait obtenues avec la même méthode si l'évaluation avait été réalisée N années auparavant à partir des données supposées disponibles alors. Il faut noter toutefois que l'on ne simule pas exactement les circonstances d'une analyse faite il y a N années : dans la réalité, les données relatives à l'année terminale (X par exemple) sont souvent provisoires et mises à jour par la suite tandis que, dans les analyses rétrospectives, on utilise des sous-ensembles du jeu de données mais dans l'état où celui-ci est connu à ce jour. On supprime ainsi une des causes de déviation d'avec les estimations obtenues dans le passé pour s'attacher aux performances de chaque méthode dans l'utilisation d'un fonds de données dont une partie au moins est commune.

Le plus souvent, cette procédure est utilisée pour aider au choix d'une méthode de calibration des analyses de cohortes et à la sélection des paramètres optionnels, mais on peut aussi l'appliquer à toute technique d'estimation de paramètres à partir de séries temporelles de données, comme par exemple celles de prévision du recrutement (Anon., 1993b) ou d'ajustement de modèles globaux.

Normalement, on s'attend à ce que les estimations successives soient relativement stables mais, selon les circonstances (combinaisons données+méthodes+options), il se peut que différents types d'"effets rétrospectifs" se manifestent :

- des biais systématiques, lorsque les estimations relatives aux années "communes" sont toujours réévaluées dans le même sens à mesure que l'on allonge la série de données. On est généralement amené alors à remettre en cause la méthode utilisée, ou du moins le respect des hypothèses sous-jacentes. Il est clair, par exemple, qu'une flottille dont les capturabilités évoluent au fil du temps (ce qui est très difficile à évaluer en temps réel) pose des problèmes aux méthodes qui supposent une constance des capturabilités ; il faut alors éliminer cette flottille du jeu de données ou changer de méthode. Toutefois, certaines options telles que le rétrécissement vers la moyenne ("shrinkage") avec un poids approprié ou l'imposition de contraintes sur la forme des diagrammes d'exploitation peuvent modérer l'impact du biais.

- les déviations entre estimations successives sont de signe variable et l'on oscille entre sur-estimation et sous-estimation. Le plus souvent, cela traduit des incohérences dans les données (mauvaise quantification des captures ou de l'effort certaines années, par exemple). Plusieurs méthodes supposent que les indices relatifs à l'année terminale de l'analyse sont exacts; il est évident qu'elles sont particulièrement sensibles à des erreurs sur les indices d'une année lorsque celle-ci est la dernière traitée, alors que l'impact est moindre lorsque l'année en question est "banalisée".

## EXEMPLE

Lors de sa réunion de 1992, le groupe de travail CIEM sur l'Evaluation des Stocks Démersaux du Plateau Sud (Anon., 1993a) a cherché à systématiser le recours aux analyses rétrospectives afin de choisir, pour chaque stock, la méthode de calibration des analyses de cohortes qui paraissait la plus pertinente. Ainsi, pour le stock nord de merlu, il disposait des données de captures aux âges pour les années 1978 à 1991 et de 5 séries d'indices d'abondance (4 basées sur les cpue de flottilles professionnelles, 1 sur des campagnes scientifiques). Chaque méthode de calibration a été appliquée en prenant successivement les années 1986 à 1991 comme années terminales de l'analyse. Chaque réplication fournit de nouvelles estimations des mortalités par pêche et des effectifs aux âges pour la période historique s'étendant de 1978 à l'année terminale considérée. Pour simplifier, on ne considèrera que les séquences des mortalités par pêche moyennes calculées entre les âges 1 à 4; on sait que, dans une analyse de cohortes, une sous-estimation des mortalités par pêche se traduit par une sur-estimation des effectifs (dont le recrutement des cohortes) et des biomasses, et vice-versa.

L'analyse rétrospective des estimations obtenues par la méthode de Laurec et Shepherd (1983) est illustrée sur la figure 1. Cette méthode suppose que les capturabilités aux âges pour chaque série d'indices sont constantes, et que les captures aux âges ainsi que les indices d'abondance relatifs à l'année terminale sont connus sans erreur. On remarque que la prise en compte de données additionnelles entraîne une remise en cause souvent notable des estimations obtenues précédemment. Ainsi, l'estimation de la mortalité par pêche moyenne pour 1989 passe d'environ 0,1 lorsque cette année est prise comme année terminale à environ 0,2 puis 0,25 lorsque l'on utilise le jeu de données complet. Par ailleurs, les estimations réalisées en partant des années 1986 à 1988 traduisent une forte instabilité qui, du fait de la faible convergence (mortalités par pêche proches de la mortalité naturelle supposée de 0,2) se répercute sur toute la série historique. Ici, l'analyse rétrospective a surtout confirmé l'existence de graves incohérences dans les données de captures aux âges disponibles pour les années 1985 et 1986; tant qu'elles ne sont pas corrigées, ces anomalies empêchent toute utilisation raisonnable de procédures basées sur les analyses de cohortes. On aurait pu, cependant, en réduire les effets en utilisant des pondérations appropriées.

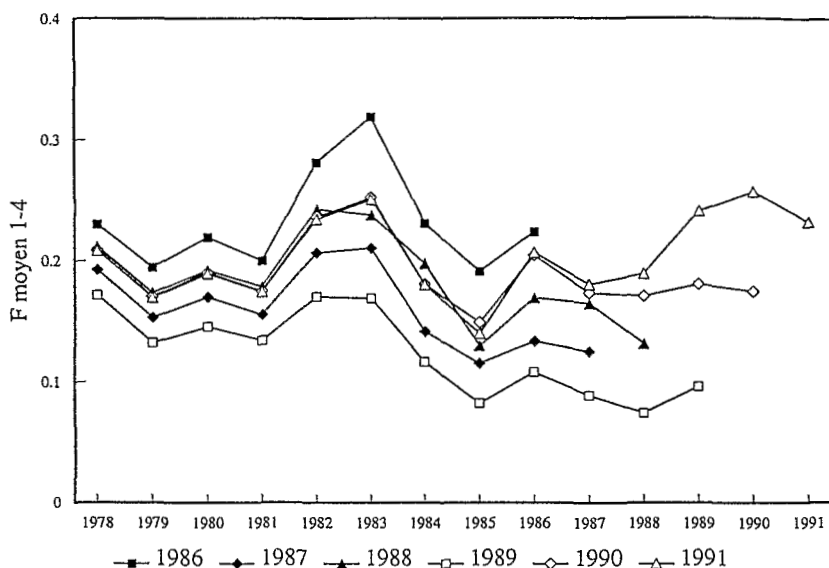


Figure 1 : Analyses rétrospectives des mortalités par pêche moyennes (âges 1 à 4) estimées par analyse de cohortes. Calibration par la méthode de Larec et Shepherd.

Le même exercice a été réalisé en utilisant la méthode XSA ("eXtended Survivors Analysis") qui diffère de la précédente en particulier par le fait qu'elle utilise une plus grande part de l'information contenue dans la matrice des captures et ne suppose pas que les indices relatifs à l'année terminale sont connus exactement. Deux variantes ont été utilisées, tenant compte ou non d'un rétrécissement vers la moyenne "historique" des mortalités par pêche estimées pour chaque âge (figures 2a et 2b). On remarque que les estimations sont plus durablement affectées par l'anomalie des données relatives à 1985 et 1986, surtout si l'on incorpore la moyenne historique. En revanche, les estimations obtenues en incluant progressivement les années 1989 à 1991 ne diffèrent pas significativement. Ceci a conduit à adopter cette méthode pour l'évaluation finale.

Cet exemple a été choisi délibérément pour illustrer la gravité potentielle des effets rétrospectifs lorsqu'ils surviennent. On doit toutefois à la vérité de signaler que l'évaluation de ce stock conduite en 1993 sur une base de données révisée, avec une meilleure définition des flottilles fournissant les indices d'abondance, a produit des analyses rétrospectives moins pathologiques, en particulier lorsque l'on assignait des valeurs appropriées au rétrécisseur. Ce n'est pas le moindre intérêt des analyses rétrospectives problématiques de 1992 que d'avoir suscité cette révision des données.

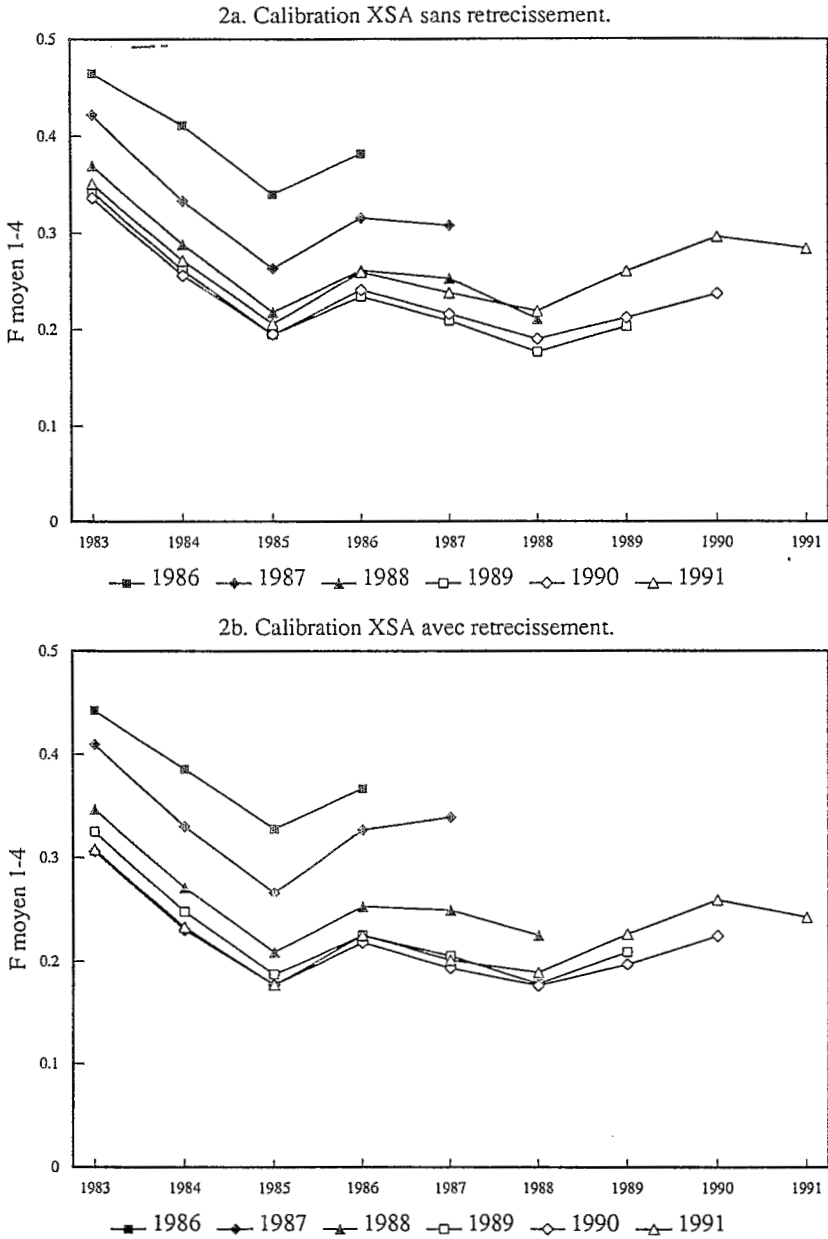


Figure 2. Analyses rétrospectives des mortalités par pêche moyennes (âges 1 à 4) estimées par analyse de cohortes. Calibration par la méthode XSA avec et sans rétrécissement vers la moyenne historique.

## DISCUSSION

Du fait que l'adéquation entre les caractéristiques statistiques des données et les exigences des méthodes d'estimation ne peut être testée *a priori*, les analyses rétrospectives semblent être un des seuls moyens pratiques d'évaluer sur des cas concrets la validité des procédures couramment utilisées pour les évaluations de stocks halieutiques. De fait, plus elles sont appliquées, à des données de pêcheries plus diverses, plus elles mettent en évidence le fait que toutes les méthodes connues, aussi bien fondées soient-elles au plan théorique, peuvent buter sur des problèmes dans certaines circonstances. Aucune n'est suffisamment robuste pour admettre de graves violations des hypothèses qui la sous-tendent.

La démarche reste toutefois empirique et ne permet pas toujours d'identifier les causes d'effets rétrospectifs ou d'estimations aberrantes. Dans le cas des analyses de cohortes, celles-ci peuvent résulter de :

- la spécification du modèle: capturabilité constante ou variable au fil du temps, séparabilité des mortalités par pêche en effet-âge \* effet-année, uniformité de la distribution du stock et des efforts de pêche, stabilité des mortalités naturelles,
- la structure des erreurs: origine (mesure ou processus), loi de distribution, type (systématique ou aléatoire),
- des erreurs sur certains paramètres clés (mortalité naturelle, migration).

Le plus souvent, hélas, on est amené à mettre en cause la qualité des données : erreurs d'âgeage ou de mesure de l'effort variables d'une année sur l'autre, incohérences diverses. On constate en effet que les effets rétrospectifs graves sont moins souvent un problème attaché à une méthode qu'à un jeu de données sur lequel ils tendent à persister quelle que soit la méthode d'estimation utilisée. Les analyses rétrospectives aident d'ailleurs, en complément des diagnostics (résidus, variances, etc.) fournis par les logiciels, à localiser les données anormales. Il suffit parfois de supprimer certaines séries d'indices ou de les restreindre à une partie des groupes d'âge pour améliorer notablement la stabilité des estimations. Il faut toutefois remarquer, comme on le fait pour certaines analyses de sensibilité ou de risque, que les analyses rétrospectives ne devraient pas s'arrêter à la phase d'estimation (l'analyse de cohortes) mais devraient s'intéresser aux résultats des simulations comme l'ont fait Rivard et Foy (1987) : en dernier ressort, c'est la stabilité des prévisions de capture qui importe. Soulignons enfin que l'absence de dérive rétrospective ne prouve aucunement que les estimations sont justes !

A l'expérience, il apparaît donc que l'on n'a pas tant besoin de développer des méthodes hyper-sophistiquées que d'améliorer la robustesse et les propriétés opérationnelles de celles qui existent, d'autant que ces dernières ont fini par converger sur des principes communs. C'est pourquoi tant d'efforts restent mobilisés au sein des commissions scientifiques pour introduire, puis valider expérimentalement, des options (pondérations, contraintes, rétrécisseurs, etc.) permettant de modérer l'impact de certaines violations des hypothèses par les données disponibles. Dans le même temps, il faut éviter que cela n'aboutisse à une trop grande flexibilité des procédures qui obligerait les pauvres utilisateurs, dans le contexte stressant d'un groupe de travail, à choisir parmi une débauche d'options dont ils auraient des difficultés à maîtriser les implications. On retrouve là un des problèmes fondamentaux de l'halieutique quantitative : les méthodes d'évaluation doivent à la fois posséder de sérieuses bases théoriques, être robustes aux imperfections des données, et être utilisables sans grand risque par les halieutes "de terrain".

## REFERENCES

- Anonyme, 1993a. Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Demersal Stocks. Cons. int. Explor. Mer, CM 1993/Assess:3, 393 p.
- Anonyme, 1993b. Report of the Working Group on Methods of Fish Stock Assessment. Cons. int. Explor. Mer, CM 1993/Assess:3, 393 p.
- CIEM, 1993. Report of the Working Group on Methods of Fish Stock Assessment (1987, 1988, 1989). Cons. int. Explor. Mer, Coop. Res. Rep., 191: 249 p.
- Deriso, R.B., Quinn, T.J. II et Neal, P.R., 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42(4): 815-824.
- Doubleday, W.G., 1981. A method of estimating the abundance of survivors of an exploited fish population using commercial catch at age and research vessel abundance indices. In: Doubleday, W.G. et Rivard, D. (Ed.), Bottom trawl surveys. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 58: 273 p.
- Gavaris, S., 1988. An adaptive framework for the estimation of population size. CAFSAC Res. Doc. 88/29: 12 p.
- Laurec, A. et Shepherd, J.G., 1983. On the analysis of catch and effort data. J. Cons. int. Explor. Mer, 41: 81-84.
- Methot, R., 1990. Synthesis model: an adaptable framework for analysis of diverse stock assessment data. Int. N. Pacific Fish. Comm. Bull., 50: 259-277.
- Pope, J.G. et Shepherd, J.G., 1985. A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. J. Cons. int. Explor. Mer, 42: 176-184.
- Rivard, D. et Foy, M.G., 1987. An analysis of errors in catch projections for Canadian Atlantic fish stocks. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44: 967-981.

## **EVALUATION DES RESSOURCES RECIFALES AUX ANTILLES : LE DEFI DE LA MULTISPECIFICITE**

Bertrand Gobert

ORSTOM  
BP 8006, 97259 Fort-de-France Cedex

---

### **RESUME**

Dans les milieux récifaux, le nombre très élevé d'espèces exploitées s'ajoute aux obstacles généralement rencontrés dans l'évaluation des pêcheries artisanales. L'étude de la pêche démersale martiniquaise, où plus de 150 espèces sont exploitées, illustre les limites et les dangers du recours aux seules approches monospécifiques. La quasi-impossibilité de prendre en compte explicitement les interactions biologiques et technologiques entre autant d'espèces ne permet pas d'envisager l'application des extensions multispécifiques les plus directes des modèles analytiques et globaux. Les approches faisant appel, d'une manière ou d'une autre, à l'aspect fonctionnel de la dynamique de la ressource semblent constituer une voie plus prometteuse.

### **ABSTRACT**

In the coral reef ecosystems, the very high number of exploited species makes even more difficult the assessment of artisanal fisheries. The case of the demersal fishery of Martinique, where more than 150 species are caught, shows the limits and the dangers of using only single-species analyses. It is almost impossible to take into account explicitly the interactions, both biological and technological, between so many species ; therefore the direct multispecies extensions of the analytical and surplus-production models is of little interest in this context. Considering, in a way or an other, the functional aspect of the dynamics of the resource seems to be a more promising approach.

## INTRODUCTION

Dans la région antillaise, les pêcheries artisanales reposent essentiellement sur deux grands types de ressources : les espèces démersales du plateau insulaire (espèces dites "récifales" car inféodées aux récifs ou aux biotopes associés) et les espèces pélagiques hauturières. D'un accès facile de par l'étroitesse des plateaux insulaires, les ressources récifales ont été exploitées dès l'époque précolombienne, au moins pour certaines espèces, et sont actuellement l'objet d'une pêche intensive ; le sentiment général qui prévaut dans toutes les îles est qu'elles sont pleinement exploitées, voire souvent surexploitées. En réalité, si le "sens commun" n'a sans doute pas tort de dresser un bilan plutôt alarmiste de l'état de ces ressources, aucune approche scientifique n'a jusqu'ici pu l'analyser de façon objective et quantitative ni, par conséquent, fournir aux décideurs les éléments techniques nécessaires à la gestion de ces pêcheries.

Cette lacune peut s'expliquer notamment par le fait que les potentiels scientifiques les plus importants sont généralement situés dans des régions où les pêcheries récifales peuvent n'exploiter qu'un petit nombre d'espèces, soit parce que le marché est très ouvert à d'autres sources d'approvisionnement, soit parce que la population est peu importante ou peu consommatrice de poisson (SE des USA, Australie, TOM français du Pacifique). À l'opposé, dans la région Caraïbe, la demande en poisson frais est généralement très forte et pratiquement toutes les espèces sont consommables et/ou vendables, indépendamment du contexte économique : dans les Grandes Antilles (Haïti, Jamaïque), c'est une source de protéines importante pour les populations urbaines ou côtières pauvres, dans les Antilles Françaises, la place du poisson dans l'alimentation traditionnelle se mesure par les prix très élevés au débarquement.

Les travaux menés depuis quelques années sur la pêcherie martiniquaise permettent d'explorer les problèmes spécifiques posés par la multiplicité des espèces capturées. En 1987, environ 1200 t d'espèces démersales ont été débarquées en Martinique. La pêche s'effectue à partir de canots non pontés équipés d'un moteur hors-bord, au cours de sorties de courte durée (quelques heures). Les principaux engins de pêche utilisés sur le fond sont les casiers (62 % des prises démersales), les filets maillants (14 %), les trémails (8 %), et diverses autres techniques (lignes à main, palangres, petites nasses appâtées, etc). Tous les milieux sont exploités avec les techniques appropriées, depuis les baies bordées de mangrove jusqu'aux fonds de 60 m ou plus, aux accores du plateau insulaire. Les nasses et filets (trémails surtout) sont assez peu sélectifs, et le nombre d'espèces capturées est très élevé (plus de 150), sans dominance d'un petit groupe d'espèces : l'espèce la plus importante ne représente que 5 % de la prise démersale totale. La multispécificité de la pêcherie ne peut donc être ignorée.



## 1 - L'EXPERIENCE D'EVALUATION DE LA RESSOURCE DEMERSALE EN MARTINIQUE

En 1986 a démarré un programme d'étude des pêcheries artisanales en Martinique, à partir d'un acquis probablement représentatif d'un bon nombre de pêcheries récifales : connaissance minimale de la pêche et de la biologie des espèces. En dehors de quelques travaux de prospection (Farrugio et Saint-Félix, 1975 ; Saint-Félix, 1979) ou de biologie (Farrugio, 1975, 1976 ; Clairouin, 1980), la connaissance quantitative de la pêche était pratiquement nulle. En particulier, aucune série temporelle fiable de données de prises et d'effort n'existait. Les moyens disponibles ont cependant permis la mise en place d'un recueil de données intensif sur un cycle annuel, portant sur les nombres de sorties, les efforts de pêche, les captures (volume, composition spécifique, structures de taille) (Gobert, 1988 ; Chevaillier, 1990). La connaissance de la biologie des espèces n'est pas très poussée : des estimations des paramètres de croissance sont disponibles pour certaines espèces ; quelques estimations de mortalité naturelle ont été avancées ; la reproduction d'un certain nombre d'espèces a été décrite, parfois de façon approfondie, rien n'est cependant connu sur les relations stock-recrutement.

Outre la description de la pêche (Gobert, 1989), le programme avait pour objectif d'apporter des éléments de réponse aux interrogations des professionnels et des décideurs sur l'état d'exploitation des ressources.

En l'absence de séries historiques, les valeurs observées en 1987 pour la prise, l'effort de pêche ou la PUE ne sont pas utilisables dans le cadre d'un modèle global type Schaeffer. En revanche, l'étude des prises et des efforts rapportés à l'unité de surface dans les principaux secteurs et tranches bathymétriques du plateau insulaire, suggère que la ressource est exploitée d'autant plus intensivement (en termes d'effort ou de prise par unité de surface) que le secteur est biologiquement plus productif (Gobert, 1990). Bien évidemment ce constat ne permet pas de conclure à un quelconque "optimum" d'exploitation de la ressource récifale résultant d'un compromis idéal entre pression halieutique et productivité biologique. La comparaison avec d'autres résultats de production ou de potentiel par unité de surface est une voie apparemment prometteuse, mais son application est très limitée s'il n'est pas fait référence explicite aux contextes écologique et halieutique des régions comparées.

Dès la conception du programme, les principaux espoirs en matière d'évaluation reposaient sur l'utilisation de modèles structuraux comme indicateurs de l'état du stock, tout en reconnaissant que les conditions étaient peu favorables à cette approche : une seule année de données, beaucoup d'espèces, paramètres biologiques mal connus, etc. Seules quelques espèces ont rempli les critères minimaux (taille de l'échantillon, connaissance des paramètres de croissance) requis pour donner lieu à une analyse quantitative reposant sur l'analyse de pseudo-cohortes de la structure de taille suivie de simulations de rendement par recrue. Une analyse de sensibilité rudimentaire a

systématiquement été effectuée en donnant plusieurs valeurs aux paramètres les moins certains ; des analyses de sensibilité plus élaborées auraient été inutiles dans un contexte exploratoire où le but recherché était l'ordre de grandeur du résultat, ou le sens de la conclusion.

Dans aucun cas les simulations de rendement par recrue pour les espèces de poissons ne conduisirent à un diagnostic de surexploitation nette du potentiel de croissance ("growth overfishing"), comme ce fut le cas sans ambiguïté pour la langouste *Panulirus argus* (Gobert, 1991a). Selon les valeurs ou intervalles retenus pour les paramètres de croissance et/ou de mortalité (et notamment pour le rapport  $M/K$ ), l'analyse indiquait un niveau actuel de mortalité par pêche dans la plupart des cas proche, ou plutôt inférieur à celui qui aurait donné le maximum de rendement/recrue, et des conclusions globalement similaires étaient atteintes en ce qui concerne les tailles de première capture (Gobert, 1991b).

Les conditions optimales n'étant pas remplies pour des analyses monospécifiques, il va de soi qu'aucune modélisation portant sur plusieurs espèces n'a été tentée ; cependant, l'information recueillie sur l'ensemble de la capture (composition spécifique, structure de taille) a été utilisée afin de replacer ces analyses dans leur contexte multispécifique. Cette démarche était d'autant plus nécessaire que l'absence de diagnostic de surexploitation manifeste constituait un paradoxe pour une pêcherie considérée comme une des plus intensives de la Caraïbe (Munro, 1983 ; Gobert, 1990). Dans cette optique d'évaluation émergent notamment deux constats importants (Gobert, 1993) :

- les prises sont dominées par les espèces de taille moyenne (atteignant de 20 à 50 cm en longueur totale, LT) qui représentent plus de 60 % en poids et près de 90 % en nombre.

- les prises sont constituées d'individus d'autant plus petits relativement à leur taille potentielle ( $L_{max}$ ) qu'ils appartiennent à des espèces de grande taille. Ceci s'explique par le fait que la sélectivité en taille des principaux engins (et notamment des nasses) s'opère sur des intervalles de taille voisins (15-20 cm environ) pour la plupart des espèces (Chevaillier, 1990).

Les résultats des analyses monospécifiques se comprennent mieux à la lumière de ces deux constats : étant parmi les plus abondantes, toutes les espèces analysées (sauf une) font partie de ces espèces de taille moyenne. Celles-ci sont recrutées dans les captures à une taille qui n'est pas incompatible avec l'exploitation optimale de leur potentiel de croissance. A l'inverse, les grandes espèces ( $L_{max} > 50$  cm) sont capturées à partir de tailles relatives très petites, ce qui nuit aussi bien à la production des populations (surexploitation du potentiel de croissance) qu'à leur reproduction (risques de chute du recrutement). Ceci est confirmé par la raréfaction (voire la disparition) des grands Serranidae depuis la généralisation de la pêche aux nasses (Gobert, sous

presse) et, a contrario, par l'absence de surexploitation de la seule espèce de grande taille analysée (*Ocyurus chrysurus*, Lutjanidae,  $L_{max}=75$  cm environ), qui se distingue par une capturabilité moindre du fait de son mode de vie (habitat, alimentation) beaucoup moins inféodé au fond.

Les conséquences de cet élargissement du point de vue sont très importantes :

- les conclusions des quelques analyses monospécifiques possibles sont peut-être généralisables aux espèces de taille moyenne, mais en aucun cas applicables à l'ensemble du peuplement exploité, et sont donc trompeuses si elles ne sont pas replacées dans ce contexte d'ensemble.

- la notion de surexploitation, telle qu'elle est définie pour une population monospécifique, perd son sens si on cherche à l'étendre à un grand nombre d'espèces. Dans le cas présent, la pêcherie repose, schématiquement, sur une gamme d'espèces déterminée par le maillage et l'effort de pêche des principaux engins, avec un gradient de degrés d'exploitation selon la taille maximale des espèces et, secondairement, leur capturabilité (morphologie, comportement, etc).

- La juxtaposition d'analyses monospécifiques est un outil d'évaluation utile à très court terme, mais perd tout intérêt (et devient même dangereux) dès que le spectre d'espèces exploitées varie. Le domaine de validité de ses conclusions couvre seulement de faibles variations des paramètres du système autour de son état actuel, ce qui exclut toute analyse d'importantes variations de la sélectivité ou de l'effort de pêche.

En conclusion, le type d'approche adoptée a permis d'apporter un premier niveau de compréhension de la pêcherie démersale martiniquaise, dont on ignorait tout, et de formuler des recommandations de gestion à court terme. Les limites de cette tentative d'évaluation proviennent moins des données biologiques ou de l'échantillonnage (bien que ces facteurs ne soient pas négligeables) que de l'absence d'un cadre théorique et d'outils appropriés pour comprendre et interpréter l'évolution à long terme d'une pêcherie de ce type.

## 2 - LES OUTILS D'EVALUATION DES PECHERIES COMPOSITES

S'il se pose avec une acuité particulière dans les milieux récifaux des Antilles, le problème de l'évaluation des pêcheries composites (définies par la multiplicité des espèces et/ou l'hétérogénéité de l'effort de pêche) est loin d'être nouveau, et plusieurs voies ont jusqu'ici été explorées, dont l'applicabilité aux pêcheries récifales est très brièvement passée en revue, sans détail bibliographique. A l'exception des modèles dits "plurispécifiques" qui traitent essentiellement des interactions technologiques sans

considération des interactions biologiques, la plupart des voies explorées consistent en des extensions des approches classiques de l'halieutique monospécifique.

### **2.1. Les modèles analytiques multispécifiques**

Ces modèles incorporent aux équations de chaque espèce des termes qui décrivent explicitement les interactions entre espèces, notamment la mortalité par prédation. Diverses variantes ont été élaborées, dont le degré de complexité croît beaucoup plus vite que le nombre d'espèces décrit (qui ne dépasse en général pas une dizaine). En raison de la masse considérable de données biologiques qu'il serait nécessaire de recueillir, de la complexité des réseaux trophiques, et du nombre d'espèces impliqué, il semble exclu d'espérer un jour appliquer ce type de modèle à des ressources récifales, où plusieurs dizaines d'espèces devraient être incorporées.

### **2.2. Les modèles globaux multispécifiques**

Dans le même esprit, le principe du modèle global de production a été étendu à plusieurs espèces, par un système d'équations propres chacune à une population mais incorporant des termes décrivant l'effet global de l'interaction avec chacune des autres espèces. A la différence des modèles analytiques, ces termes n'ont pas de signification biologique explicite et doivent être estimés empiriquement, ce qui peut poser divers problèmes statistiques, notamment liés au grand nombre de paramètres à estimer. Là encore, le nombre de paramètres nécessaires pour une pêcherie récifale est prohibitif, d'autant plus que les données de captures, quand elles existent, ne sont jamais ventilées par espèce de façon fiable.

### **2.3. Les modèles globaux à l'échelle du peuplement**

Le principe du modèle de production a été étendu à la relation entre effort total et prise totale toutes espèces confondues : dans ce cas toutes les interactions intra- et inter-spécifiques sont implicitement prises en compte. Ce type de modèle est relativement séduisant sur le plan pratique car les données qu'il exige correspondent au produit minimum de tout système de statistiques de pêche, et ses résultats sont très parlants pour les décideurs. De plus, dans un cas comme la Martinique, où pratiquement toutes les espèces sont commercialisées, et à des prix élevés, le volume global de la production est sans doute plus important que sa ventilation en espèces plus ou moins "nobles". L'application d'un tel modèle soulève les difficultés bien connues des modèles globaux : impossibilité de prendre en compte l'impact de la sélectivité (le débat sur le maillage des nasses est parfois très vif aux Antilles) ou de changements d'engins de pêche (substitution des nasses aux lignes), difficulté de standardiser l'effort de pêche exercé par des engins passifs (les seuls utilisables en milieu récifal). En outre, la détermination des paramètres ne peut se faire que par

l'ajustement du modèle à une série d'observations, et rien ne permet d'affirmer que l'extension multispécifique suit la même forme mathématique que le modèle monospécifique. Malgré ces limites, cette approche minimale, associée avec d'autres types d'analyses, devrait apporter des éléments importants pour comprendre l'évolution des pêcheries récifales. Ceci renforce la nécessité d'un recueil de données de base permettant d'estimer au moins prises et efforts totaux, qui fait encore trop souvent défaut.

#### **2.4. Les modèles globaux "réduits"**

Une version particulière du modèle précédent consiste à ajuster un modèle à des observations de prises et d'effort d'origines différentes, mais toutes rapportées à l'unité de surface. Cette étape importante permet de se libérer, au moins en partie, de la contrainte très forte d'existence d'une série d'observations qui fait presque toujours défaut. Théoriquement, si un nombre suffisant de points est disponible par ailleurs, un premier jugement pourrait ainsi être porté sur une pêcherie dont une seule estimation de prises et d'effort serait disponible (c'est le cas de la Martinique). En réalité, cette approche ne peut être adoptée et suivie qu'avec prudence. En effet, elle se heurte aux mêmes obstacles que l'estimation du potentiel halieutique des récifs coralliens, qui alimente depuis de nombreuses années un débat dans la communauté scientifique sans que des conclusions autres que très générales puisse en être tirées. Pour être valable, la comparaison, ou la modélisation, doit porter sur des données estimées selon des procédures identiques, et relatives à des contextes écologiques similaires ; c'est rarement le cas des données publiées, soit parce que les systèmes comparés sont vraiment trop différents, soit parce qu'aucune information n'est fournie sur les modes de calcul des productions et des surfaces, sur les biotopes exploités, et sur les techniques de pêche utilisées. Pour autant qu'elle repose sur une évaluation critique de la comparabilité des données, cette approche semble très prometteuse ; la modélisation quantitative sensu stricto ne peut d'ailleurs qu'être enrichie d'une approche comparative plus large de l'ensemble des systèmes, portant sur d'autres caractéristiques comme la composition spécifique et la structure de taille des prises, les stratégies de pêche, les aspects socio-économiques, etc.

#### **2.5. Les modèles de flux trophiques**

Dans ces modèles, qui ne relèvent pas à proprement parler de l'halieutique, l'ensemble des espèces présentes dans l'écosystème est réparti en un nombre limité de compartiments (espèces, groupes d'espèces, ou niveaux trophiques) dont les relations sont quantifiées par les flux de matière qui transitent entre eux. A partir d'informations comme la matrice de préférence alimentaire (prédateurs/proies) et du rapport production/biomasse de chaque composante, il est possible d'estimer les biomasses et les flux trophiques correspondants. L'application du modèle ECOPATH

en milieu corallien est restée jusqu'ici trop limitée pour faire l'objet d'une évaluation critique. A priori, on pourrait craindre qu'une représentation réaliste (et utilisable à des fins appliquées) des flux et des biomasses nécessite une compartimentation suffisamment fine (notamment selon la taille, pour les poissons) pour que le problème de l'estimation des paramètres prenne des proportions démesurées. N'étant pas conçu comme outil d'évaluation halieutique, ce type d'approche ne peut pas fournir de résultats concernant directement la gestion de l'effort de pêche ou la sélectivité. Néanmoins il paraît évident que cette perspective écologique globale est indispensable à la maîtrise des aspects strictement halieutiques. Il s'agit donc d'une voie à développer, parallèlement aux études classiques sur les pêcheries.

## **2.6. Perspectives**

Indépendamment du type de modélisation (plus ou moins analytique), les trois dernières approches mentionnées ont en commun la caractéristique de décrire l'état ou le comportement du système sans faire référence à la notion d'espèce, c'est-à-dire en ne considérant que l'aspect fonctionnel de l'écologie de la ressource, en relation avec l'effort de pêche ou avec les autres compartiments de l'écosystème, selon le cas. Pour des raisons aussi bien d'ordre pratique que théorique, ce principe général semble constituer une voie de recherche particulièrement prometteuse pour les ressources de type récifal.

Sur le plan pratique, il est illusoire d'espérer obtenir un jour une connaissance suffisamment fine et quantitative de la biologie de chacune des espèces exploitées, et à plus forte raison de leurs interactions biologiques (en admettant que la puissance de calcul nécessaire à des modèles intégrant plus d'une centaine d'espèces soit largement disponible).

Sur le plan théorique, l'intérêt d'une approche fonctionnelle est suggéré par des constats établis à différents niveaux.

Comme beaucoup de systèmes complexes, les écosystèmes ont des propriétés propres qui ne se déduisent pas simplement de celles de leurs composantes. C'est la base des modèles globaux appliqués à un stock multispécifique : la relation effort-production totale ne se déduit pas simplement des relations effort-production de chacune des espèces (FAO, 1980). On peut citer aussi la stabilité de la structure de taille de l'ensemble des captures malgré des fluctuations importantes dans leur composition spécifique (Pope et Knights, 1982 ; Murawski et Idoine, 1992), ou la régularité du spectre de biomasse selon la taille dans les écosystèmes pélagiques (Shelton et al., 1972). En Martinique, les prises démersales ont une structure de taille globale (multispécifique) de forme exponentielle qui n'apparaît qu'à des niveaux d'agrégation élevés (Gobert, 1993).

Par ailleurs, la diversité des fonctions biologiques ou écologiques remplies par les individus (croissance, nutrition, reproduction, probabilité de survie) n'obéit pas à une distribution discrète qui serait le reflet exact de leur appartenance taxonomique. D'une part, une fonction peut être remplie de façon similaire (à un niveau d'approximation acceptable) par plusieurs espèces ; d'autre part, la variabilité individuelle intraspécifique pour une fonction donnée peut conduire à des recouvrements entre espèces proches au regard de cette fonction. Dans des peuplements constitués d'un grand nombre d'espèces, il y a donc -dans une mesure qui reste à déterminer- un continuum biologique et écologique qui peut être mis à profit pour une analyse indépendante de la notion d'espèce.

Une telle perspective fonctionnelle s'appuie enfin sur le fait que les paramètres décrivant quantitativement ces fonctions ne sont ni aléatoires ni indépendants : les contraintes physiologiques et écologiques leur imposent des domaines de validité et des relations mutuelles, sur lesquels peut s'appuyer une modélisation de type analytique. L'importance de la taille des individus et des espèces dans la plupart des domaines de leur biologie (Blueweiss et al., 1978), les relations intra- et interspécifiques entre les paramètres de croissance (Appeldoorn, sous presse), les relations entre paramètres de croissance et de mortalité (Pauly, 1979), en sont quelques exemples.

## CONCLUSION

Les problèmes liés à la dimension multispécifique des ressources et des pêcheries récifales ont été peu étudiés jusqu'ici. Leur importance est pourtant cruciale dans les régions où la demande en poisson est telle que l'exploitation ne peut plus reposer sur quelques espèces-cibles "nobles" ; c'est l'ensemble du peuplement qui est alors exploité, conduisant à des évolutions dont il est pratiquement impossible de juger de la gravité en dehors des cas les plus extrêmes. Les approches traditionnelles de l'halieutique ont montré leurs limites ; il ne s'agit pas pour autant de les délaissier au profit d'un "remède-miracle" (de plus) aux problèmes de l'halieutique tropicale. Le défi consiste à en étendre le champ d'application ou -sans doute plus encore- à les intégrer à d'autres approches pour prendre en compte à la fois l'aspect écologique (exploitation d'un peuplement entier) et l'aspect halieutique (relation avec les modes d'exploitation).

## REFERENCES

- Appeldoorn R., sous presse. Interspecific relationships between growth parameters, with application to haemulid fishes. *Proc. 7th Int. Coral Reef Symp.*
- Bluweiss L., H. Fox, V. Kudzuma, D. Nakashima, R. Peters, S. Sams, 1978. relationships between body size and some life history parameters. *Oecologia*, **37**, 257-272.
- Chevallier P., 1990. Méthodes d'étude de la dynamique des espèces récifales exploitées par une pêche artisanale tropicale : le cas de la Martinique. Thèse de Doctorat, ENSAR/Univ. Rennes : 367 p.
- FAO, 1980. Quelques problèmes scientifiques sur les pêcheries multispecifics. *FAO Doc. Tech. Pêches*, **181**, 46 p.
- Farrugio H., 1975. Observations sur deux langoustes de la Martinique, *Panulirus argus* et *Panulirus guttatus*. Premières données biométriques et étude comparée de leur croissances relatives. *Science et Pêche*, **247**, 11-20.
- Farrugio H., 1976. Contribution à la connaissance de la sexualité des langoustes *Panulirus guttatus* et *Panulirus argus* dans les eaux martiniquaises. *Science et Pêche*, **254**, 11 p.
- Farrugio H., C. Saint-Félix, 1975. Etude des fonds de pêche du littoral martiniquais. Ressources, exploitation, perspectives. *Science et Pêche*, **251**, 17 p.
- Gobert B., 1988. Méthodologie de recueil de données de prises et d'effort des pêcheries côtières en Martinique. *Doc. sci. Pôle Caraïbe*, **12**, 70 p.
- Gobert B., 1989. Effort de pêche et production des pêcheries artisanales martiniquaises. *Doc. sci. Pôle Caraïbe*, **22**, 98 p.
- Gobert B., 1990. Production relative des pêcheries côtières en Martinique. *Aquat. Living Res.*, **3**, 181-191.
- Gobert B., 1991a. Eléments d'évaluation de l'état des ressources en langoustes du plateau insulaire martiniquais. *Doc. sci. Pôle Caraïbe*, **32**, 26 p.
- Gobert B., 1991b. Eléments d'évaluation de l'état des ressources en poissons du plateau insulaire martiniquais. *Doc. sci. Pôle Caraïbe*, **31**, 73 p.
- Gobert B., 1992. Impact of the use of trammelnets on a tropical reef resource. *Fish. Res.*, **13**, 353-367.
- Gobert B., sous presse - Approche historique de l'abondance et de l'exploitation des grandes espèces de Serranidae en Martinique. *Proc. Gulf Carib. Fish. Inst.* **44**.
- Gobert B., 1993. Size structures of demersal catches in a multispecies multigear tropical fishery. *Fish. Res.* (sous presse).
- Murawski S.A., J.S. Idoine, 1992. Multispecies size composition : a conservative property of exploited marine systems ? *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, **14**, 79-85.
- Munro J.L., 1983. Coral reef fish and fisheries of the Caribbean Sea. *ICLARM Studies and Reviews*, **7**, 1-9.



- Pauly D., 1979. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons.*, **39**(2), 175-192.
- Pope J.G., B.J. Knights, 1982. Comparison of length distributions of combined catches of all demersal fishes in surveys in the North Sea and at Faroe Bank. In : M.C. Mercer (Editor), Multispecies approaches to management advice. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **59**, 116-118.
- Saint-Félix C., 1979. Les fonds de pêche sur la bordure caraïbe de la Martinique. Exploitation actuelle, première prospection. *Science et Pêche*, **289**, 12 p.
- Sheldon R.W., A. Prakash, W.H. Sutcliffe, 1972. The size distribution of particles in the ocean. *Limn. Oceanogr.*, **17**(3), 327-340.



**ANALYSES DE RISQUE EN EVALUATION DES STOCKS  
ET GESTION DES PECHERIES.  
UTILISATION DES METHODES DE MONTE CARLO**

Benoît Mesnil

*IFREMER*  
BP 7 - 17137 L'Hourmeau.

---

**RESUME**

L'application des analyses de risque à la gestion des pêcheries est une des préoccupations actuelles de la communauté des halieutes. Nous présentons une méthode basée sur les simulations de Monte Carlo permettant de prendre en compte, dans la formulation de l'avis scientifique destiné aux gestionnaires, les incertitudes entachant les données et paramètres des modèles d'évaluation et de prévision. L'avantage de cette technique est qu'elle permet de combiner aisément divers types d'incertitudes affectant les paramètres de simulations bio-économiques complexes. On est ainsi en mesure d'évaluer les implications de diverses stratégies de gestion. Nous soulignons cependant que l'utilisation effective des analyses de risque comme aide à la décision suppose que les gestionnaires des pêches précisent des objectifs clairs, les risques associés à une décision ne pouvant être définis que comme l'éventualité de ne pas atteindre les buts recherchés.

**ABSTRACT**

Risk analyses applied to fisheries management issues are currently a topic of major interest in fisheries research. A Monte Carlo method is presented whereby uncertainties in data and parameters of assessment or prediction models can explicitly be accounted for when framing scientific advice to managers. This technique is particularly appropriate when uncertainties from various sources need to be considered in complex bio-economic simulations. Potentially, the method enables comparisons of the outcome and implications of various possible management strategies. It is argued, however, that effective implementation of risk analyses to assist decision making requires that managers clarify their objectives, so that risks can operationally be defined as the hazards of not meeting specified targets.

## INTRODUCTION

Selon un adage bien connu, "gérer c'est prévoir". Rares, toutefois, sont les secteurs d'activité où une prévision fiable est possible : qui peut dire à coup sûr ce que seront le coût de l'énergie et des matières premières, ou les taux de change ou d'intérêt dans quelques mois ? Pis encore pour un secteur comme la pêche dont la production dépend de ressources naturelles soumises à des variations largement imprévisibles dès lors qu'interviennent des facteurs d'environnement (May *et al.*, 1978 ; Hilborn, 1987). A ceci s'ajoute le fait que les évaluations de l'état de ces ressources sont fort incertaines : toute estimation reposant sur un échantillonnage est sujette à erreur statistique et le problème se complique pour les ressources halieutiques du fait qu'elles ne sont pas accessibles à l'observation directe, ne serait-ce que pour une validation des estimations.

Peut-être vaut-il mieux insister sur le fait que "gérer, c'est décider". Cela n'enlève rien à la complexité du problème. D'une part, les objectifs souhaités, implicitement ou explicitement, font généralement appel à une multitude de critères (Healey, 1984 ; Charles, 1989), souvent contradictoires même quand on les considère dans leur "classe" respective (économiques, sociaux, biologiques, etc.). Il faut donc opérer sinon des choix exclusifs, du moins des pondérations, par exemple entre les revendications des producteurs, des transformateurs, des consommateurs, voire des contribuables et les contraintes imposées par les ressources. D'autre part, face aux incertitudes évoquées plus haut, le risque existe en permanence de voir infirmées *a posteriori* les hypothèses retenues aujourd'hui pour évaluer ou pondérer les critères. Décider implique donc d'identifier et, si possible, d'évaluer les risques encourus par différentes composantes d'un système complexe sous différents scénarios.

Si l'on considère plus spécifiquement le secteur de la pêche, force est de constater (Alverson et Paulik, 1973 ; Wilimovski, 1985 ; Horwood, 1991 ; Horwood et Griffith, 1992) qu'un des obstacles majeurs à la mise en place d'une politique efficace de gestion est l'incapacité des acteurs, à tous les échelons, à spécifier explicitement des objectifs cohérents pour ce secteur. Ceci consacre de fait la primauté de la notion de paix sociale, qui se traduit par des interventions ponctuelles, le plus souvent au profit d'une composante professionnelle mais, inéluctablement, aux dépens d'une autre et, immanquablement, au détriment des ressources. L'absence d'objectifs explicites a déjà dénaturé les tentatives d'optimisation des systèmes de gestion, dans la mesure où les hypothèses de travail peuvent être récusées sans cesse et, avec elles les conclusions même les plus robustes aux approximations. On va voir que, si l'on s'en tient à une définition formelle, cela pourrait paralyser aussi l'application concrète des analyses de risque à la gestion des pêches. Ce constat ne devrait pas, toutefois, empêcher les diverses disciplines concernées par l'analyse des "systèmes halieutiques" d'approfondir leur apport spécifique à la compréhension des enjeux de la gestion.

Nous présentons ici une approche opérationnelle destinée à analyser comment certains types d'incertitudes peuvent être pris en compte au moment de la décision. Alors même que l'outil est général et pourrait intégrer d'autres sources d'incertitudes, l'analyse a été délibérément limitée aux effets sur la formulation de l'avis biologique d'incertitudes entachant les données utilisées pour les évaluations de stocks. La méthode est ici appliquée au stock dit "nord" de merlu dont les évaluations ont jusqu'alors été remises en cause, principalement du fait des doutes sur la détermination de l'âge des poissons capturés. Ces incertitudes ont systématiquement été mises en avant pour justifier des relèvements des TACs.

### LES ANALYSES DE RISQUE EN GESTION DES PECHES.

- La reconnaissance de l'incertitude associée à la plupart des paramètres biologiques et socio-économiques décrivant les systèmes de production et de gestion halieutiques, et le souci de la prendre en compte explicitement ne sont pas nouveaux. De multiples travaux ont ainsi intégré la variabilité naturelle du recrutement ou les incertitudes sur les paramètres économiques comme le taux d'actualisation. Le sujet est revenu sur le devant de la scène ces dernières années et plusieurs conférences internationales lui ont été consacrées : NAFO en 1990, CAFSAC en 1991, Alaska Sea Grant en 1992, Groupe de Travail Méthodes et Réunion Statutaire du CIEM en 1993.

Aux Etats-Unis, le NMFS a mis en place un groupe de réflexion dont les premières recommandations méritent d'être soulignées. Il rappelle que, du fait de leur pertinence dans de multiples secteurs d'activité, les analyses de risque ont donné lieu à l'élaboration d'un solide corpus théorique et que les halieutes auraient tout intérêt à s'y rattacher. Selon les définitions "classiques" en théorie de la décision, le risque se mesure par l'espérance mathématique d'une fonction de perte (que l'on peut aussi poser en termes d'utilité) pour la société. Cette fonction dépend des variables de contrôle considérées et de paramètres sujets à incertitude associés à leur distribution de probabilité respective. Il est à noter que sa formulation intègre l'attitude du décideur vis-à-vis du risque. Le calcul du minimum de la fonction de perte permet d'estimer les valeurs des variables de contrôle qui réalisent au mieux l'objectif. Tant du point de vue formel que dans les résultats d'applications, il y a donc une divergence notable entre cette approche classique et l'acception commune selon laquelle le risque associé à une décision se mesure par une probabilité, en l'espèce celle d'occurrence d'un événement indésirable (effondrement du stock, par exemple) ou de non-réalisation d'un objectif particulier (Mendelsohn, 1979 ; Brown et Patil, 1986 ; Hall et al., 1988 ; Francis, 1991, 1992).

Ceci dit, on a vu qu'il est tout aussi difficile d'obtenir d'un gestionnaire des pêches la spécification d'une fonction de perte que celle d'une fonction objectif, toute deux faisant intervenir des pondérations entre de multiples critères. Une attitude pragmatique implique donc que, sous réserve que chacun soit très clair quant au cadre dans lequel

il opère, l'on continue de "débroussailler" la problématique par toute approche pouvant y contribuer utilement. Ceci s'impose d'autant plus que l'élaboration de procédures opérationnelles devra résulter d'un dialogue suivi entre experts et gestionnaires, les premiers proposant des pistes ou des ébauches d'analyse, les seconds pouvant alors réagir et proposer des ajustements. Si l'on veut lancer le processus, il faut commencer avec les matériaux disponibles. Dans le même esprit, il paraît nécessaire de conserver la capacité à mettre en évidence les implications de toute décision sur chaque critère individuellement, en plus des effets sur leur combinaison dans la fonction de perte. Il faut donc accepter que les deux démarches, classique et heuristique, soient poursuivies simultanément, avec l'espoir de les voir converger à terme.

Rappelons pour finir deux caractéristiques communes aux deux approches. D'une part, leurs résultats sont conditionnels aux distributions de probabilité adoptées pour les paramètres considérés. D'autre part, le choix de l'échelle de temps (court, moyen ou long terme) doit être clairement spécifié. Cela est d'autant plus important en matière de pêche que l'expérience prouve que les contraintes à très court terme ont toujours pris le pas sur les implications à terme plus éloigné.

## **PRISE EN COMPTE D'INCERTITUDES PAR DES METHODES DE MONTE CARLO**

De façon générale, les méthodes de Monte Carlo consistent en de multiples répliquions de la procédure d'estimation ou de calcul testée, dans lesquelles les données sont tirées au hasard suivant des lois de distribution spécifiées par l'utilisateur, puis en une analyse des distributions de fréquence des résultats. Dans le cas présent, nous cherchons à simuler, pour chaque jeu de données plausible, la séquence complète d'opérations que constitue une évaluation de stock utilisant un modèle analytique structuré en âge, telle qu'elle est réalisée typiquement au sein de nombreuses commissions scientifiques telles que le CIEM.

Rappelons brièvement qu'un groupe de travail réuni l'année A dispose de données sur les captures aux âges et les captures par unité d'effort (cpue) jusqu'à l'année A-1. Des analyses de cohortes (VPA) calibrées par les cpue sont effectuées sur ces données pour estimer les mortalités par pêche, les abondances aux âges ainsi que les biomasses fécondes sur les années passées, et surtout pour estimer les effectifs aux âges du stock au début de l'année A. Ces derniers constituent l'état initial à partir duquel on peut simuler des évolutions du stock sous l'effet de divers régimes d'exploitation (intensités de pêche et diagrammes d'exploitation) définis par référence aux estimations de mortalités par pêche récentes (*statu quo* par exemple), et pour différentes options quant aux recrutements attendus. En particulier, les prévisions de captures à court terme servent de base à la préconisation du TAC pour l'année A+1. Outre les captures associées, chaque régime d'exploitation est jugé en fonction de son impact sur la biomasse féconde, la référence étant soit le niveau récent, soit une

biomasse qualifiée de "minimum biologique acceptable". On peut aussi se référer aux valeurs remarquables ( $F_{max}$ ,  $F_{0.1}$ , etc.) des courbes de rendement et de biomasse féconde par recrue à l'équilibre, obtenues avec les mêmes vecteurs de mortalité naturelle et diagrammes d'exploitation, pour suggérer d'éventuelles modifications de l'intensité de pêche.

Tous les produits des calculs qui viennent d'être évoqués sont sujets à incertitude dans la mesure où les données peuvent être entachées d'erreurs qui se propagent d'étape en étape. S'il est parfois possible, bien que malaisé vu la non-linéarité des équations du modèle, d'évaluer analytiquement l'impact de certaines erreurs sur des résultats intermédiaires, cela n'est guère possible dès lors que l'on s'intéresse aux effets combinés de multiples sources d'incertitude sur les résultats des prévisions réalisées à l'issue de la procédure complète d'analyse. Or l'avis "biologique" destiné aux gestionnaires des pêches s'appuie sur ces résultats finaux, et ce sont donc eux qui importent. Comme le suggère le Groupe de Travail CIEM sur les Méthodes d'Evaluation de Stocks (Anon., 1993), les simulations numériques de Monte Carlo apparaissent donc comme un moyen commode de prendre en compte plusieurs sources d'erreurs et d'évaluer dans quelle mesure elles affectent la robustesse ou la pertinence des avis scientifiques. C'est la démarche qui a été adoptée par Pope et Gray (1983), Mohn (1991), Pelletier et Laurec (1991, 1992) ou Restrepo *et al.* (1992).

Comme certains de ces prédécesseurs, nous avons choisi ici de nous intéresser aux erreurs sur trois des données les plus cruciales d'une évaluation de stock : les coefficients de mortalité naturelle ; la matrice des captures en nombre par âge et par année ; les séries d'indices d'abondance (captures aux âges par unité d'effort) fournies par des flottilles sélectionnées. Bien entendu, nous tiendrons compte aussi de l'incertitude résultant de l'impossibilité quasi-totale de prévoir les recrutements futurs.

## ETAPES DE CALCUL.

### 1. - Randomisation des données.

Les données nécessaires à l'analyse de cohortes sont, à chaque réplication, générées en altérant les valeurs nominales par un bruit aléatoire dont on a estimé (ou supposé) la forme et les paramètres de la distribution.

Très rares sont les cas où les coefficients de mortalité naturelle ont pu être estimés via une procédure formelle, et il n'est donc guère possible d'associer une distribution d'erreur à l'estimation ponctuelle. A défaut, on pourra opter pour une distribution normale ou uniforme, avec un coefficient de variation tel qu'une plage de valeurs plausibles puisse être balayée. Nous supposons ici que les coefficients  $M$  peuvent varier selon l'âge mais sont constants au fil des années ; la procédure peut aisément être étendue au cas de variations interannuelles.

Pour les captures aux âges, on souhaite considérer deux sources d'erreurs : d'une part, l'erreur d'estimation associée au fait que l'on procède à des échantillonnages sujets, de plus, à des biais éventuels (captures non ou mal déclarées, rejets), d'autre part les erreurs d'âgeage. Pour les premières, il existe en principe des formules d'estimation de variance appropriées à chaque stratégie d'échantillonnage et à chaque estimateur (p. ex. : Pelletier et Gros, 1991) ; elles ne sont pas toujours utilisables en pratique du fait de la complexité des schémas d'échantillonnage adoptés par les divers pays ou pour les diverses flottilles participant à la pêche. Les erreurs d'âgeage sont quant à elles distribuées en théorie selon des lois multinomiales. On peut supposer en première approximation que les effets combinés suivent des distributions normales ou log-normales (ces dernières garantissant que les captures utilisées dans les calculs resteront positives). Sous réserve d'information adéquate, on pourrait de même considérer des erreurs aléatoires sur les poids moyens aux âges et sur les ratios débarquement/capture aux âges utilisés dans les prévisions, mais cela n'a pu être fait dans l'exemple traité.

Les estimations d'indices d'abondance aux âges sont sujettes aux mêmes types d'erreurs que les captures aux âges et, de plus, aux erreurs affectant les estimations des efforts de pêche lorsqu'il s'agit de captures par unité d'effort de navires professionnels. Là encore, on peut parfois faire appel à des formules explicites pour estimer les variances, particulièrement dans le cas où les indices proviennent de campagnes scientifiques basées sur un plan d'échantillonnage formalisé (Smith et Gavaris, 1991). A défaut, on peut simuler les effets des erreurs en considérant des aléas log-normaux, en se rappelant que les méthodes de calibration (cf. *infra*) utilisent généralement les logarithmes des indices.

## 2 - Analyse de cohortes avec calibration.

L'analyse de cohortes permet, étant données les mortalités naturelles et les captures en nombre par âge sur une série d'années, d'estimer les effectifs du stock et les mortalités par pêche aux âges qui, à leur tour, servent à estimer les paramètres des modèles utilisés pour les prévisions. Ces dernières sont évidemment très sensibles à la qualité des estimations d'effectifs aux âges en fin de dernière année ( $A-1$ ), d'où le recours à des méthodes de calibration utilisant les indices d'abondance.

A la suite de Restrepo *et al.* (1992), nous avons choisi ici d'utiliser la méthode ADAPT (Gavaris, 1988), procédure générale que nous avons adaptée aux pratiques conventionnelles (traitement des groupes "plus" en particulier) et aux formats de données des groupes de travail du CIEM. Plusieurs raisons militent en sa faveur : elle repose sur une fonction objectif explicite qui peut être minimisée à l'aide d'algorithmes classiques ; elle n'exige pas que les séries d'indices d'abondance soient complètes et ne traite pas la dernière année différemment des autres. Dans la formulation choisie, les paramètres inconnus sont seulement les effectifs aux âges survivant après la



dernière année, les capturabilités de chaque groupe d'âge par chaque flottille étant estimées indépendamment par régression alors que, dans certaines applications d'ADAPT, elles peuvent être traitées comme inconnues. L'algorithme de minimisation (Marquardt-Levenberg) requiert des estimations initiales des paramètres et les bornes extrêmes du domaine des solutions acceptables et ceci peut être très malaisé pour des grandeurs comme les capturabilités.

La fonction objectif est la somme pondérée des carrés des écarts entre indices d'abondance observés et indices calculés ( $U_{a,y,f} = q_{a,f} \cdot N_{a,y}$ ) ou leurs logarithmes. La pondération fait, classiquement, intervenir en premier lieu l'inverse de la variance résiduelle dans l'ajustement du modèle ci-dessus pour chaque couple âge-flottille, avec la possibilité de ré-estimations itératives. On peut y ajouter une fonction de poids croissants avec le temps (pour réduire l'influence de données anciennes), et des poids *a priori* pour les années (données problématiques) ou pour les séries d'indices.

En général, la calibration n'utilise les indices d'abondance que pour une dizaine d'années sur la période la plus récente. Sauf problème de convergence de l'algorithme de minimisation (auquel cas on reprend à l'étape 1 du réplicat suivant), l'analyse de cohortes finale est effectuée sur la série complète d'années et les indicateurs usuels sont calculés : mortalité par pêche de référence chaque année (moyenne simple et/ou pondérée entre deux âges standards) ; moyenne arithmétique et/ou géométrique des recrutements (excluant les années les plus récentes) ; biomasses de géniteurs.

### 3 - Estimation des paramètres des modèles de prévision.

Les données communes à toutes les prévisions sont les vecteurs de coefficients de mortalité naturelle et par pêche de référence, les poids moyens par âge relatifs aux captures et au stock, les fécondités relatives selon l'âge. On utilise bien sûr le même jeu de mortalités naturelles générées en 1) que pour l'analyse de cohortes, le même vecteur étant supposé s'appliquer à toutes les années. Les mortalités par pêche de référence (*statu quo*) à chaque âge sont calculées comme moyennes sur une période récente de 3 à 5 années, avec une éventuelle correction pour que leur moyenne calculée entre 2 âges standards soit égale à celle estimée pour l'année A-1. Les poids moyens aux âges sont également calculés comme moyennes sur la même plage d'années que pour les mortalités par pêche, avec pondération par les captures utilisées ou par les effectifs calculés, respectivement ; de ce fait, ils varient à chaque réplication. On notera que, dans toutes les prévisions, l'accent est mis sur les débarquements plutôt que sur les captures, le passage des unes aux autres se faisant en appliquant des taux de débarquements aux âges supposés, pour le moment, constants pour toutes les réplifications. Il en va de même des fécondités aux âges.

Les prévisions à court et moyen terme requièrent en outre un vecteur d'effectifs aux âges en début d'année A. Ce sont les valeurs calculées par l'algorithme de minimisation, complétées par des estimations pour l'âge au recrutement et pour le

groupe plus. On peut considérer diverses options, toutes utilisant les résultats de l'analyse de cohortes de l'étape 2, pour injecter les effectifs recrutés l'année A ainsi que les années suivantes sur l'horizon à moyen terme :

- recrutement constant (égal à la moyenne géométrique) ;
- la même valeur mais affectée de variations aléatoires généralement log-normales, le coefficient de variation étant donné *a priori* ou calculé sur la série des estimations fournies par l'analyse de cohortes ;
- une valeur tirée au hasard parmi les estimations de la VPA ;
- l'estimation déterministe obtenue en appliquant une relation stock-recrutement ajustée aux couples recrutement/biomasse parentale pertinente (avec une complication lorsque le recrutement se produit à l'âge 0), corrigée d'un aléa choisi au hasard parmi les résidus de l'ajustement.

La relation de Ricker (1954) est la plus commode dans la mesure où ses paramètres peuvent être ajustés par régression comme le rappellent Hilborn et Walters (1992) qui suggèrent en outre des coefficients de correction de biais appropriés. Pour de nombreux stocks, toutefois, l'ajustement de relations stock-recrutement formelles n'est guère satisfaisant vu la dispersion des points observés. Néanmoins, pour les simulations à moyen terme, on ne saurait ignorer le fait que le recrutement ne peut qu'être affecté lorsque la taille du stock fécond change significativement. Il est donc recommandé de prendre en compte ces relations sous une forme ou une autre, une des solutions pouvant être le recours à des méthodes non paramétriques (Evans et Rice, 1988).

#### 4. Prévisions à long terme.

On procède ici à une analyse de rendement et de biomasse féconde par recrue à l'équilibre, à diagramme d'exploitation et mortalités naturelles donnés. Classiquement, on recherche par itérations les multiplicateurs de la mortalité par pêche correspondant à  $F_{max}$  et  $F_{0.1}$  et l'on calcule les gains relatifs de rendement par rapport à  $F_{statu quo}$  (multiplicateur égal à 1). On recherche également le multiplicateur tel que la biomasse féconde soit une fraction désirée de la biomasse féconde du stock vierge ( $F=0$ ), critère devenu d'usage courant dans certaines instances de gestion nord-américaines.

#### 5 - Prévisions à court terme.

Typiquement, et comme décrit précédemment, les prévisions à court terme (année A+1) servent à préconiser les niveaux de TAC correspondant à diverses hypothèses quant à la mortalité par pêche appliquée les années A et A+1. Vu la redondance avec les options de prévision à moyen terme, nous avons préféré procéder ici à une recherche itérative des multiplicateurs de mortalité par pêche résultant en une série de valeurs cibles des débarquements pondéraux l'année A+1, sous option de *statu quo* l'année A.

## 6 - Prévisions à moyen terme.

Il s'agit certainement du mode de simulation le plus utile pour mettre en évidence les enjeux d'une gestion, en particulier le fait que les ressources font à terme payer les libéralités concédées pour parer aux préoccupations immédiates. Néanmoins, les halieutes ont souvent eu scrupule à présenter de telles prévisions du fait de la grande sensibilité des résultats aux incertitudes, notamment celles sur les recrutements à venir.

Nous nous en tiendrons ici au cas le plus simple consistant à choisir une série de multiplicateurs de la mortalité par pêche relatifs à *F statu quo* pour les années A à A+n (n= 5, 10 ou plus) et à calculer les trajectoires des débarquements et des biomasses fécondes sur la période considérée. On a considéré deux statistiques simples : la moyenne des débarquements sur la période, et le nombre d'années où la biomasse féconde prédite est inférieure à la moyenne sur les 5 années passées calculée à l'étape 2. On pourrait aussi, comme MacLennan *et al.* (1992), définir des indicateurs de la variabilité inter-annuelle, sachant que la variance sur la période n'en est pas une mesure très utile.

Une fois réalisé le nombre désiré de répliques (500 ou 1000 typiquement) de la séquence décrite ci-dessus, il reste à dresser les distributions en procédant, à l'aide d'un tableur ou de programmes spécifiques, à des tris (quantiles) ou à des classifications (histogrammes) des différents résultats sauvegardés en fichiers. Il faut aussi choisir le mode de représentation selon le type d'information sur lequel on veut mettre l'accent. Les diagrammes représentant le mode ou la médiane et des quantiles remarquables (plutôt que les valeurs clés 2,5%-97,5% des tests statistiques, on préférera souvent les quartiles 25%-75%) donnent une bonne idée des valeurs les plus plausibles et de l'enveloppe, mais pas de la forme des distributions qui sont le plus souvent asymétriques. Ces dernières sont plus évidentes sur des histogrammes, mais il n'est pas toujours aisé de les traduire en probabilités. Pour cela, on pourra préférer les "profils de probabilités" (courbes des probabilités cumulées) plus faciles à interpréter en termes de risque ou de compromis ("trade-off"), comme le préconise le Groupe de Travail CIEM sur les Méthodes d'Evaluation de Stocks (Anon., 1993). Rappelons qu'il s'agit de probabilités conditionnelles, dépendant de la forme et de l'amplitude supposées des erreurs sur les données.

### EXEMPLE D'APPLICATION.

La méthode a été appliquée au stock Nord de merlu européen (distribué de la Mer du Nord au golfe de Gascogne), en utilisant les données du Groupe de Travail CIEM d'Evaluation des Stocks Démersaux du Plateau Sud (Anon., 1994).

Ce stock de merlu est exploité par les flottilles de différents pays mettant en oeuvre toute une variété de navires et d'engins. Etant donnée l'hétérogénéité des flux de données, il est impossible de calculer les variances attachées aux estimations des

captures internationales et des indices d'abondance. Pour les besoins de l'exemple, nous avons donc choisi des coefficients de variation arbitraires mais permettant de couvrir une plage de valeurs reflétant notre appréciation des incertitudes (tableau 1). Nous avons adopté des distributions d'erreurs log-normales pour les captures en nombre et les cpue, et une distribution uniforme pour la mortalité naturelle, celle-ci pouvant prendre des valeurs comprises entre 0,10 et 0,34. Les recrutements utilisés dans les prévisions à court et moyen termes ont été déduits de la relation stock-recrutement de Ricker avec ajout d'un résidu aléatoire. Les distributions de résultats sont basées sur 500 réplifications (nécessitant 30 minutes de calcul sur une station SUN Sparc2, 5 à 6 heures sur un PC386 avec co-processeur). Nous ne commenterons ici que les résultats des prévisions.

### Prévisions à long terme

L'analyse à l'équilibre permet de situer l'intensité de pêche courante ( $F$  *statu quo*, multiplicateur = 1,0) par rapport à 3 valeurs remarquables des multiplicateurs de mortalité par pêche correspondant respectivement à  $F_{max}$ , à  $F_{0.1}$  et à une biomasse féconde par recrue égale à 30% (par exemple) de la biomasse féconde du stock vierge. Les distributions de ces multiplicateurs sont résumées sous deux formes : des diagrammes à barre (figure 1) où sont portés les médianes et les écarts entre les quartiles (25 et 75% des fréquences cumulées) ; des profils de probabilités (figure 2) indiquant la probabilité qu'ont les multiplicateurs d'être inférieurs aux valeurs portées en abscisse.

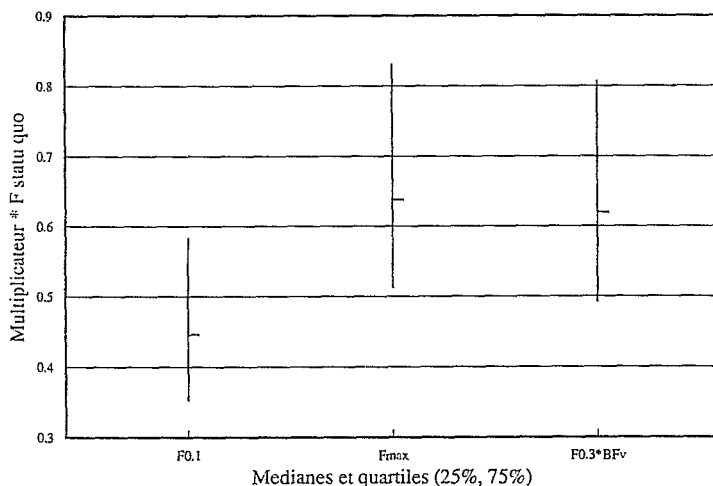


Figure 1. Prévision à long terme. Médianes et quartiles des distributions des multiplicateurs de mortalité par pêche relatifs à  $F$  *statu quo* correspondant à  $F_{max}$ , à  $F_{0.1}$  et à une biomasse féconde de 30% de celle du stock vierge.

Compte tenu des erreurs supposées, il y a de fortes chances (86%) que le stock soit surexploité en termes de rendement par recrue ( $F > F_{max}$ ) avec l'intensité et le diagramme d'exploitation actuels : la médiane (50% des cas) indique qu'il faudrait réduire la mortalité par pêche d'au moins 36% si l'objectif était de pêcher à  $F_{max}$ . On remarque que le critère de 30% de la biomasse vierge est ici quasiment équivalent à  $F_{max}$ . Quant à  $F_{0.1}$ , il y a 95% de chances qu'il soit inférieur à l'intensité de pêche actuelle, la médiane de sa distribution correspondant à 45% de  $F$  *statu quo*.

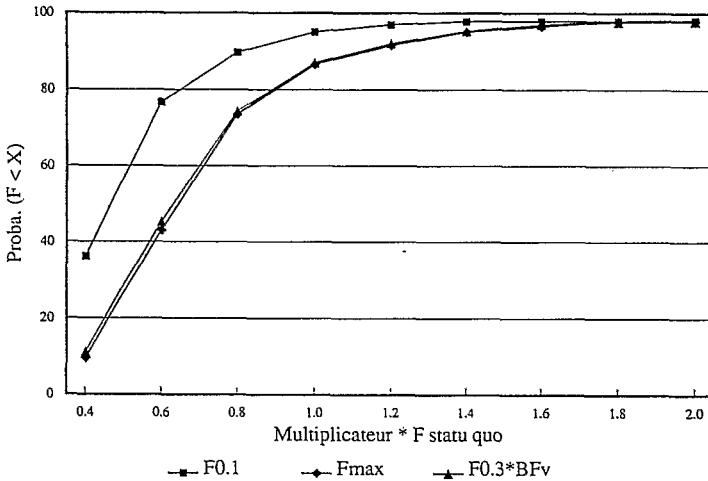


Figure 2. Prévision à long terme. Profils de probabilité des multiplicateurs de mortalité par pêche relatifs à  $F$  *statu quo* correspondant à  $F_{max}$ , à  $F_{0.1}$  et à une biomasse féconde de 30% de celle du stock vierge.

### Prévisions à court terme

Nous nous intéressons ici aux distributions des multiplicateurs de mortalité par pêche permettant de réaliser, en 1994, des débarquements compris entre 50000 et 60000 t. Elles sont présentées sous forme de profils de probabilité sur la figure 3 qui s'interprète de la façon suivante. La courbe correspondant à 52000 t indique qu'il y a 50% de chances que la mortalité par pêche en 1994 soit maintenue en deçà du niveau actuel (multiplicateur égal à 1,0) si l'on adopte un TAC de cette valeur et, bien entendu, 50% de chances aussi que ce TAC amène à dépasser  $F$  *statu quo* ; toutefois, il y a 71% de chances que le dépassement soit de moins de 10%. Si l'objectif était de contenir la mortalité par pêche au niveau actuel, il n'aurait que 40% de chances d'être atteint si l'on contingentait les débarquements à 54000 t ; autrement dit, le risque de non-respect de l'objectif serait de 60% et augmenterait avec des TACs plus élevés (rappelons que nous cherchons ici à illustrer une méthode et non à évaluer un seuil de risque acceptable, prérogative qui doit être laissée aux gestionnaires).

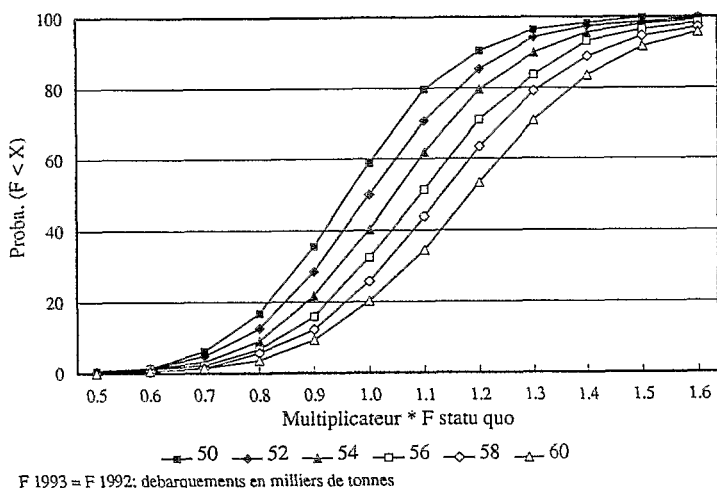
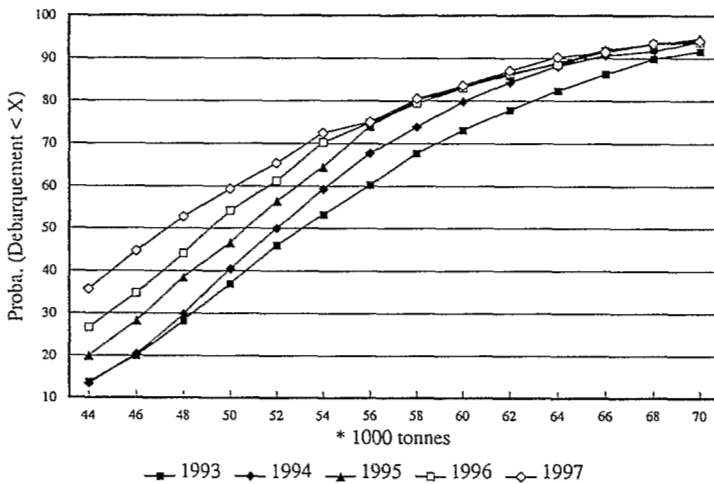


Figure 3. Prédiction à court terme. Profils de probabilité des multiplicateurs de mortalité par pêche aboutissant à des valeurs cibles des débarquements en 1994.

Dans le contexte normal d'une évaluation de stock, on s'intéresserait aussi aux effets du choix de telle ou telle valeur de TAC sur la biomasse féconde survivant en 1995, en la comparant à une valeur de référence (seuil ou cible) ou à la tendance récente indiquée par l'analyse de cohortes. Avec la méthode présentée ici, on comparerait non plus des valeurs ponctuelles mais les distributions respectives des estimations de biomasses fécondes passées et prédites. Dans le cas de cet exemple, le critère de biomasse féconde à court terme n'influencerait pas significativement le choix du TAC dans la mesure où les débarquements cibles considérés aboutissent à des biomasses fécondes dont les profils de probabilité sont pratiquement superposés.

### Prévisions à moyen terme

L'illustration se limitera au cas simple d'une prévision à 5 ans sous hypothèse de mortalité par pêche constante, égale à *F statu quo*. Les profils de probabilité des débarquements prévus sont présentés sur la figure 4. Pour l'année 1994, par exemple, les débarquements ont 50% de chances d'atteindre 52000 t, ou 60% de chances d'atteindre 54000 t, avec l'option *F statu quo*. Inversement, si celle-ci est prise comme objectif, il n'a que 40% de chances d'être satisfait si l'on limite les apports à 54000 t. On retrouve ici les résultats de la figure 3 discutés dans la section précédente. On observe ainsi qu'il y a équivalence entre la probabilité que la mortalité par pêche soit inférieure à une valeur de référence (*F statu quo* par exemple) à débarquement donné d'une part (figure 3), et la probabilité de dépasser ce même débarquement sous option de mortalité par pêche égale à la valeur de référence d'autre part (figure 4 pour 1994).



**Figure 4.** Prévision à moyen terme. Profils de probabilité des débarquements prévus de 1993 à 1997 sous hypothèse de mortalité par pêche constante, égale à *F statu quo*.

Le raisonnement peut être étendu aux prévisions pour les autres années. Ainsi, il y a 50% de chances qu'une stratégie de *F statu quo* conduise à des débarquements d'environ 51000 t en 1995, 49000 t en 1996 et 47000 t en 1997, toute valeur supérieure signifiant un accroissement, au delà du seuil de 50%, du risque que la mortalité par pêche dépasse *F statu quo*. On retrouve ces résultats sur la figure 5 où sont portés les médianes et les quartiles des distributions des débarquements annuels ainsi que de leur moyenne sur les 5 ans. Ce mode de représentation serait le plus approprié pour comparer les résultats associés à différentes stratégies.

Pour finir, nous examinerons les profils de probabilité des biomasses fécondes survivant en fin de chaque année (figure 6). On constate que l'option *F statu quo* entraîne une diminution des biomasses fécondes au fil du temps, les médianes passant de 230000 t en 1994 à 200000 t en 1998. Ces valeurs sont à comparer aux 226000 t de la médiane des estimations de biomasse féconde en 1992, dernière année de l'analyse de cohortes, et surtout aux 290000 t de la médiane des estimations de la moyenne sur les années 1988 à 1992. Ainsi, sauf à réduire la mortalité par pêche, il y a de fortes chances que la biomasse de géniteurs chute en deçà des niveaux observés dans l'histoire récente du stock.

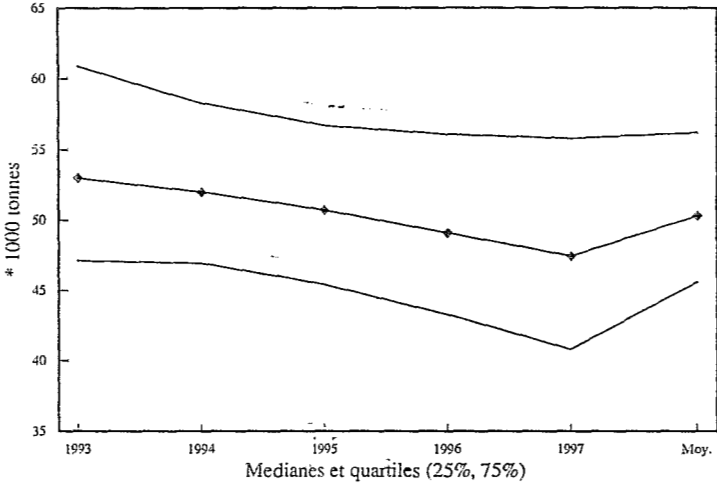


Figure 5. Prédiction à moyen terme. Médianes et quartiles des distributions des débarquements prévus de 1993 à 1997 sous hypothèse de mortalité par pêche constante, égale à F statu quo.

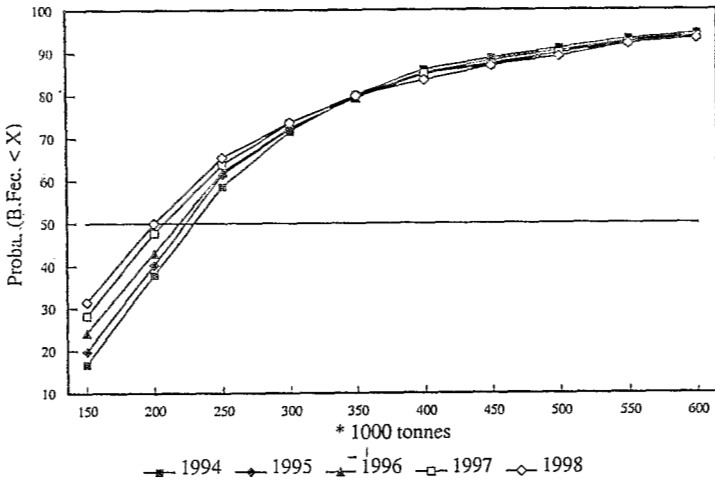


Figure 6. Prédiction à moyen terme. Profils de probabilité des biomasses fécondes prévus de 1994 à 1998 sous hypothèse de mortalité par pêche constante, égale à F statu quo.



## DISCUSSION

A mesure que se multiplient les analyses de risque, on reconnaît le besoin de distinguer nettement l'évaluation des risques ("*risk assessment*") de la gestion des risques ("*risk management*") (Pearse et Walters, 1992). On insistera ainsi sur le fait que la décision des niveaux de risques acceptables, et plus encore de la part qui doit être supportée par les divers agents impliqués, est une prérogative exclusive des instances gestionnaires. Malgré les pressions auxquelles ils peuvent être soumis, notamment lorsque les décideurs ne sont pas à même de spécifier leurs objectifs, les scientifiques n'ont pas vocation à assumer ce type de responsabilité. Il leur incombe, en revanche, d'évaluer les risques, c'est-à-dire d'en préciser la nature, de les quantifier en termes de probabilités chaque fois que possible, et de les expliciter sous une forme utilisable par ceux qui ont la charge de décider. Par delà les limitations de l'outil et de l'exemple actuels, la méthodologie présentée ouvre des perspectives de recherche sur les trois aspects de l'évaluation.

On ne saurait trop insister sur l'importance de la première étape, celle de définition des risques. Il y a risque dès lors que l'information disponible au moment où une décision est prise est sujette à incertitude (voire ignorance). Ce risque peut se manifester sous de multiples facettes (risques biologiques, risques économiques, risques sociaux, risques politiques) dont la "gravité" est variable selon la valeur que les uns et les autres assignent à divers attributs (emplois, revenus, marchés, patrimoine, etc.). Dans l'évaluation d'une stratégie de gestion, les risques qui nous intéressent sont ceux que des décisions appropriées peuvent réduire. La seule définition opérationnelle de tels risques est l'éventualité de ne pas voir satisfaits les objectifs voulus par le décideur. Autrement dit, on ne peut définir un risque que par rapport à un objectif spécifié. Si l'on prête aux analyses de risque quelques vertus pour la prise en compte explicite des incertitudes, elles ne permettent d'aider effectivement à orienter les décisions que si les objectifs de gestion sont clairement exprimés ou, mieux encore, lorsqu'ils sont traduits en des fonction d'utilité qui combinent les divers critères pertinents. En ce qui concerne la gestion des pêches, l'absence d'objectifs clairs constitue à l'évidence un obstacle majeur au développement de ces analyses. On peut toutefois espérer que l'exploration de scénarios hypothétiques (tel le critère de *statu quo* de l'exemple) permettra de cerner des objectifs possibles.

La quantification des risques suppose que l'on se dote de techniques permettant de prendre en compte les diverses sources d'incertitude reconnues et d'en évaluer les effets sur les estimations des quantités en regard desquelles on définit le risque (ici, mortalités par pêche, captures et biomasses). La démarche est similaire à celle des analyses de sensibilité. Toutefois, lorsqu'elles font appel à des développements analytiques, ces dernières deviennent très difficiles à mettre en oeuvre et à interpréter dès lors que plusieurs sources d'incertitudes se superposent ou que le modèle fait intervenir plusieurs processus d'estimation ou de calcul interagissant en cascade. Pour

traiter des cas complexes, les méthodes de simulation numérique de Monte Carlo apparaissent alors comme un moyen d'investigation privilégié. Nous avons déjà souligné qu'elles permettent d'examiner l'impact d'erreurs sur les résultats terminaux, ceux qui importent. De plus, on peut facilement s'assurer que les paramètres entachés d'incertitude sont utilisés de façon cohérente tout au long de la chaîne de calcul. Il en est ainsi, dans le cas que nous avons traité, des mortalités naturelles : les mêmes valeurs interviennent dans l'ajustement des paramètres (analyse de cohortes) et dans les différentes formes de prévisions lors de chaque réplification.

L'outil présenté étant destiné avant tout à un exercice focalisé sur un aspect très partiel de la problématique globale de gestion sous incertitude, il est évident qu'il ne saurait, en l'état, satisfaire tous les besoins. Il importait d'abord de disposer d'un moteur de simulation capable d'assurer la propagation des erreurs et susceptible d'être développé aussi bien en amont qu'en aval. En amont, il s'agit surtout d'intégrer d'autres sources d'erreurs comme, par exemple, celles sur les poids moyens aux âges sachant que ceux-ci sont aussi affectés par les erreurs d'âgeage ; on pourrait ainsi être amené à isoler les processus liés à l'estimation des captures et de leurs compositions en taille des processus liés à la clé taille-âge pour réestimer les captures en nombre et les poids moyens associés. On peut penser aussi, ne serait-ce que pour exprimer les productions en valeur plutôt qu'en masse, à l'incorporation de paramètres économiques, en particulier ceux des fonctions de réponse des prix aux volumes débarqués et les taux d'actualisation (Mendelssohn, 1982, Lane et Kaufmann, 1991). En aval, on cherchera surtout à diversifier ou à affiner les scénarios de prévisions, par exemple pour pouvoir comparer les mérites de diverses stratégies de gestion ou règles de décisions (Hall *et al.*, 1988, Quinn *et al.*, 1990, Pelletier et Laurec, 1992). Ceci suppose aussi que l'on réfléchisse à la définition de critères de performance, les plus utiles étant sans doute basés sur des statistiques résumant les résultats de simulations à moyen terme.

Enfin se pose la question du choix d'une représentation de l'impact des incertitudes sous une forme utilisable par les décideurs. L'expérience acquise dans divers domaines (éco-toxicologie, par exemple) montre que les trajectoires moyennes ou médianes ne véhiculent pas toute l'information pertinente, pas plus que les "intervalles de confiance" dont l'interprétation peut être ambiguë. Il apparaît que la traduction en termes probabiliste ("*probability statements*") soit la forme la plus appropriée dans un dialogue avec des décideurs. Ceci amène à préférer les profils de probabilité qui montrent la dynamique d'évolution des risques en fonction des variables d'état ou de contrôle. Typiquement, ceux-ci permettent des diagnostics sous la forme : si telle décision est prise, il y a x% de chances que tel effet se manifeste dans un laps de temps donné. On peut ainsi comparer voire classer par rapport au critère de risque les performances de divers modes de régulation. On ne devra pas oublier que ces probabilités sont conditionnelles à la forme et surtout aux paramètres (coefficients de variation essentiellement) des distributions d'erreurs associées aux paramètres des modèles. La pertinence des simulations dépend donc en grande partie du soin apporté à la

caractérisation de ces distributions. Ce n'est pas la tâche la plus triviale dès lors que les flux de données ne nous font pas la grâce d'obéir aux belles règles des manuels de statistiques.

Nous estimons surtout que les représentations probabilistes devraient contribuer à lever les blocages ayant empêché jusqu'alors la prise en considération des prévisions à moyen terme. On a déjà dit qu'elles sont les mieux à même de mettre en évidence les enjeux des choix de gestion. Elles sont cruciales si l'on veut laisser aux gestionnaires et aux pêcheurs un temps d'anticipation suffisant pour qu'ils puissent ajuster leurs stratégies et leurs capacités de capture en fonction des tendances attendues. Si l'on reconnaît sans peine que les résultats de prévisions ponctuelles (déterministes) ne sont pas dignes de confiance, au moins peut-on imaginer que les conclusions exprimées sous forme de probabilités seront moins controversables. On espère aussi par ce biais amener les gestionnaires à préciser leur attitude vis-à-vis de divers critères de risque et les seuils qu'ils jugent acceptables puis, progressivement, à spécifier leur fonction d'utilité. On sera alors mieux armé pour évaluer les performances et implications de diverses stratégies de gestion. Dans un premier temps, il importe surtout de mettre un terme à une exploitation abusive des incertitudes, toujours dans le sens unique d'un relâchement des restrictions à court terme.

## REFERENCES

- Anonyme, 1993. Report of the Working Group on Methods of Fish Stock Assessment. *ICES C.M.1993/Assess.* **12**, 86 pp.
- Anonyme, 1994. Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Demersal Stocks. *ICES C.M.1994/Assess.* **3**, 447 pp.
- Alverson D.L., G.J. Paulik, 1973. Objectives and problems of managing aquatic living resources. *J. Fish. Res. Bd Can.* **30**, 1936-1947.
- Brown B.E., G.P. Patil, 1986. Risk analysis in the Georges Bank haddock fishery - A pragmatic example of dealing with uncertainty. *N. Am. J. Fish. Manage.* **6**, 183-191.
- Charles A.T., 1989. Bio-socio-economic fishery models : labour dynamics and multi-objective management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46**, 1313-1322.
- Evans G.T., J.G. Rice, 1988. Predicting recruitment from stock size without the mediation of a functional relation. *J. Cons. int. Explor. Mer.* **44**, 111-122.
- Francis R.I.C.C., 1991. Risk analysis in fishery management. *NAFO Sci. Coun. Studies* **16**, 143-148.
- Francis R.I.C.C., 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: a case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49**, 922-930.

- Gavaris S., 1988. An adaptive framework for the estimation of populations size. *CAFSAC Res. Doc.* 29, 12 p.
- Gavaris S., 1991. Model-based estimates of uncertainty for the projected catch. CAFSAC Workshop on risk evaluation and biological reference points for fisheries management, Halifax, Canada, Nov. 1991, 10 p.
- Hall D.L., R. Hilborn, M. Stocker, C.J. Walters, 1988. Alternative strategies for Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45, 888-897.
- Healey M.C., 1984. Multiattribute analysis and the concept of optimum yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 1393-1406.
- Hilborn R., 1987. Living with uncertainty in resource management. *N. Am. J. Fish. Manage.* 7, 1-5.
- Hilborn R., C.J. Walters, 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, N.Y., Lond., 570 p.
- Horwood J., 1991. An approach to better management: the North Sea haddock. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 47, 318-332.
- Horwood J., D. de G Griffith, 1992. Management strategies and objectives for fisheries. *Privately published*, 38 p.
- Lane D., B. Kaufmann, 1991. Bioeconomic impacts of TAC adjustment strategies: the case of Northern cod. CAFSAC Workshop on risk evaluation and biological reference points for fisheries management, Halifax, Canada, Nov. 1991. 58 p.
- MacLennan D.N., J.G. Shepherd, J.G. Pope, H. Gislason,, 1992. Fishing mortality and the variation of catches: a time series approach. *ICES J. mar. Sci.* 49, 425-430.
- May R.M., J.R. Beddington, J.W. Horwood, J.G. Shepherd, 1978. Exploiting natural populations in an uncertain world. *Math. Biosc.* 42, 219-252.
- Mendelsohn R., 1979. Determining the best trade-off between expected economic return and the risk of undesirable events when managing a randomly varying population. *J. Fish. Res. Board Can.* 36, 939-947.
- Mendelsohn R., 1982. Discount factors and risk aversion in managing random fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39, 1252-1257.
- Mohn R., 1991. Bootstrap estimates of ADAPT parameters and their projection in risk analysis. CAFSAC Workshop on risk evaluation and biological reference points for fisheries management, Halifax, Canada, Nov. 1991. 24 p.
- Pearse P.H., C.J. Walters, 1992. Harvesting regulation under quota management systems for ocean fisheries. Decision making in the face of natural variability, weak information, risks and conflicting incentives. *Marine Policy.* 16(3), 167-182.
- Pelletier D., P. Gros, 1991. Assessing the impact of sampling error on model-based management advice: comparison of equilibrium yield per recruit variance estimators. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 2129-2139.
- Pelletier D., A. Laurec, 1991. Toward more efficient TAC policies with error-prone data. *NAFO Sci. Coun. Studie.* 16, 153-163.

- Pelletier D., A. Laurec, 1992. Management under uncertainty: defining strategies for reducing overexploitation. *ICES J. Mar. Sci.* **49**, 389-401.
- Pope J.G., D. Gray, 1983. An investigation of the relationship between the precision of assessment data and the precision of Total Allowable Catches. p. 151-157 *In* Doubleday, W.G. et Rivard, D. [ed.] 1983. Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **66**, 1-290.
- Quinn T.J. II, R. Fagen, J. Zheng, 1990. Threshold management policies for exploited populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**, 2016-2029.
- Restrepo V.R., J.M. Hoenig, J.E. Powers, J.W. Baird, S.C. Turner, S.C., 1992. A simulation approach to risk and cost analysis, with application to swordfish and cod fisheries. *Fish. Bull. U.S.* **90**, 736-748.
- Ricker W.E., 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Bd Can.* **11**, 559-623.
- Smith S.J., S. Gavaris, 1991. Incorporating uncertainties from research surveys: bootstrap resampling versus random number simulation. CAFSAC Workshop on risk evaluation and biological reference points for fisheries management, Halifax, Canada, Nov. 1991. 26 p.
- Thompson G.G., 1992. A Bayesian approach to management advice when stock-recruitment parameters are uncertain. *Fish. Bull. U.S.* **90**, 561-573.
- Wilimovski N.J., 1985. The need for formalization of decision algorithms and risk levels in fishery research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**(Suppl. 1), 258-262.

**Tableau 1. Données et options utilisées dans l'exemple Merlu**

VPA data for Years 1978 to 1992 and Ages 0 to 8+

Oldest Age F = 1.00 \* mean of 3 previous ages

Mean F in each Year over Ages 1- 4

Average Recruitment = GM 1978-1989

Mean Recent SSB over 5 previous Years

Tuning Data for 6 Fleets

First Tuning Year = 1983 ; Last Year with Tuning Data = 1992

CPUE data were LOG-transformed

Taper weights 1983-1992 :

0.020 0.116 0.284 0.482 0.670 0.820 0.921 0.976 0.997 1.000

Prior weights for Years 1983- 1992

1.000 1.000 0.700 0.700 1.000 1.000 1.000 1.000 1.000 1.000

Prior weights for all Fleets = 1.000

Iterative Reweighting Option turned ON

Perturbations of M : Uniform !! M increased on Ages 0 and 1

with lower and upper factors = 0.50 4.00 and CVs:

0.400 0.300 0.250 0.200 0.200 0.200 0.200 0.300 0.300

Perturbations of Catches-N : Log-Normal

with lower and upper factors = 0.05 20.00 and CVs:

1978 0.350 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.350 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

Perturbations of CPUEs : Log-Normal

with lower and upper factors = 0.05 20.00 and CVs:

For Fleet VIGOTR7 (2-10)

1983 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet CORUTR7 (2-10)

1983 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet CORULL7 (5-10)

1983 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

Session 1

B. Mesnil

1992 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet LESCONIL (0-4)

1983 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet LesSABLES (1-5)

1983 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300 0.300

For Fleet RESSGASC (0-4)

1983 0.500 0.500 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300

.....

1992 0.500 0.500 0.400 0.400 0.300 0.300 0.300 0.300

Ref. F & Weights at age = Mean 1989-1991

Landing Ratios at Age:

0.600 0.530 0.850 1.000 1.000 1.000 1.000 1.000

SRR or Recruitment Option : Ricker + rand resid.

Medium-Term predictions made for 1993-1997





## VARIABILITE ENVIRONNEMENTALE ET STRUCTURATION SPATIALE DE LA REPRODUCTION

Application aux espèces de poissons pélagiques des zones d'upwelling

Christophe LE PAGE

*ORSTOM, Laboratoire d'Informatique Appliquée  
72, route d'Aulnay, 93143 BONDY Cedex, France*

---

### RESUME

Le réalisme des modèles de dynamique des populations de poissons pélagiques côtiers passe par la prise en considération de l'importante variabilité spatio-temporelle environnementale. Dans un milieu fluctuant, les comportements individuels ne sont pas stéréotypés, et leur intégration dans le processus de modélisation -qui constitue l'approche "individus-centrée"- est susceptible d'éclairer la dynamique populationnelle. Ce type d'approche est ici envisagée pour simuler le comportement reproductif des espèces de petits pélagiques côtiers. Les différents arguments -d'ordre écologiques et méthodologiques- qui justifient son usage par rapport aux approches plus classiques sont passés en revue. L'analyse de premières expériences de simulation met en évidence l'intérêt de la démarche : on dispose d'un outil de recherche exploratoire permettant de déceler les processus affectant le succès de la stratégie de reproduction adoptée.

### ABSTRACT

To build realistic dynamics population of small pelagic fish's models, the spatio-temporal variability of the environment should be taken into account. In a variable environment, the individual behaviors are not stereotyped, and their integration in the modelling process -that makes up the "individual-based" approach- may throw a light on population dynamics. This kind of approach is used here to simulate the reproductive behavior of small pelagic species. Different ecological and methodological evidences accounting for its use in relation to other more classical approaches are reviewed. The analyze of first simulating experiences highlights the study's interest: the simulator is an exploratory research tool that allows to detect the main processes influencing the success of the reproductive strategy.

## INTRODUCTION

Les espèces de poissons regroupées sous l'appellation "petits pélagiques côtiers" (sardine, sardinelle, anchois, chinchard, etc...) représentent environ la moitié du total mondial des captures halieutiques. Les régions d'*upwelling* (ces zones de remontées d'eaux froides riches en sels minéraux qui se rencontrent principalement le long des bordures océaniques orientales) sont leurs écosystèmes de prédilection. Les fluctuations environnementales y sont marquées et influencent sensiblement l'abondance de ces populations, en affectant notamment le succès du processus reproductif.

La reproduction est le véritable moteur de la dynamique d'une population. Son succès dépend des processus jouant sur le nombre d'oeufs pondus (croissance, fécondité, etc...) puis ultérieurement de ceux qui influencent la survie des nouveau-nés. Le taux de mortalité peut alors atteindre des valeurs extrêmes, aussi cette phase est souvent qualifiée de critique. Elle aboutit au *recrutement*, c'est-à-dire à l'incorporation des juvéniles au stock. Le recrutement désigne également l'effectif total de la nouvelle cohorte et, de ce fait, s'assimile à un bilan reproductif. Il est donc naturel de le retrouver au coeur des études portant sur les fluctuations des stocks halieutiques. Traditionnellement, ces études ont été abordées sous deux angles. Une première démarche considère simplement la relation entre le niveau du recrutement et la taille du stock de géniteurs. La modélisation des phénomènes "densité-dépendants" proposée par Ricker (1954) et Beverton et Holt (1957) constitue le fondement des recherches biologiques liées à la relation stock/recrutement (Rothschild, 1989). La seconde démarche tente de mettre en évidence des corrélations entre le succès du recrutement et certaines variables de l'environnement. Cette approche statistique est relativement délicate, car, comme le soulignent Walters et Collie (1988), les corrélations éventuelles sont susceptibles d'être faussées par l'autocorrélation souvent présente à la fois dans les séries temporelles de recrutement et dans les séries temporelles environnementales. Par ailleurs, il existe des non-linéarités et des discontinuités entre la réponse fonctionnelle de tout organisme vivant et la variabilité climatique, et leur détection demeure le plus souvent problématique.

Ces deux stratégies de recherche ont chacune fait progresser notre compréhension des mécanismes qui conditionnent le succès de la reproduction, mais elles font pourtant l'objet de critiques : une grande partie de la variabilité demeure inexpliquée (Rothschild, 1989). Ce type d'approche "classique", qui cherche à interpréter les caractéristiques des populations presque exclusivement en termes de paramètres globaux, semble insuffisant pour caractériser la "dynamique de l'instabilité" propre aux espèces de petits pélagiques côtiers (Kawasaki, 1983). Actuellement de toutes parts s'affirme la nécessité de reconsidérer la biologie des organismes dans le cadre des problématiques populationnelles (Koehl, 1989; Barbault, 1992). La première partie de ce travail s'attache à justifier l'usage de ce type d'approche -dite "*individus-centrée*"- pour aborder l'étude de la dynamique des populations des petits pélagiques côtiers. Suivent une description de la mise en oeuvre de cette approche, et enfin une discussion s'appuyant sur quelques premiers résultats.

## APPROCHE INDIVIDUS-CENTREE ET DYNAMIQUE DES POPULATIONS DE PETITS PELAGIQUES COTIERS

On peut répertorier des arguments d'ordre écologique mais aussi méthodologique qui plaident en faveur de l'utilisation de l'approche *individus-centrée* pour étudier la structuration spatiale de la reproduction des espèces de poissons pélagiques côtiers.

### Arguments écologiques

Comprendre la variabilité des populations de petits pélagiques côtiers impose d'appréhender les principaux traits reproductifs que les poissons tentent de réaliser afin de laisser derrière eux une descendance. Regroupés sous le terme *stratégie de reproduction*, cet ensemble comprend par exemple l'âge de première reproduction, les fécondités relatives à l'âge ou à la taille, l'organisation du comportement reproductif, et même chez certaines espèces des traits extrêmes tels que le changement de sexe (Wootton, 1984). Il est couramment admis qu'il existe pour chaque espèce animale une "meilleure" stratégie de reproduction (Gross, 1984). Le succès du processus reproductif est alors étroitement lié à l'existence de conditions environnementales favorables à n'importe quel individu d'une espèce donnée. Il existerait en quelque sorte un état environnemental "le plus favorable" à la reproduction d'une espèce et le comportement reproductif *optimal* consisterait alors, de manière identique pour chaque individu, à se trouver au moment de la saison de ponte dans une zone dont l'état environnemental se rapproche au plus près de l'état le plus favorable. Cette stratégie correspond au dogme du comportement reproductif optimal. Dans ce contexte, les individus sont interchangeableables et leur comportement peut alors être décrit par une simple variable telle que la taille de la population. Huston *et al.* (1988) font remarquer que cette propriété est contraire au principe biologique fondamental selon lequel tous les individus diffèrent par leur comportement et leur physiologie qui résultent d'une combinaison unique d'influences génétiques et environnementales. Gross (1984) affirme que contrairement à ce qui se produit dans la plupart des épisodes du cycle vital d'une espèce, les composants comportementaux de la reproduction sont variables, dynamiques et susceptibles d'être utilisés de manière opportuniste par certains individus, notamment dans des situations de compétition intraspécifique. Il peut souvent se trouver que la tactique individuelle la plus appropriée dépende de l'activité des autres organismes (cf l'ouvrage de Maynard Smith sur l'application de la théorie des jeux à la biologie évolutive, 1982).

L'hétérogénéité de l'environnement est un autre élément jouant clairement en défaveur du concept de l'individu moyen au comportement stéréotypé. Supposons que surviennent pendant la période de reproduction divers événements dans un environnement spatialement fragmenté (un fragment environnemental est un site présentant une certaine homogénéité : on postule qu'un environnement hétérogène à l'échelle géographique d'une espèce peut être décomposé en zones où l'environnement est localement homogène). Ce scénario est susceptible d'induire des variations comportementales parmi les groupes ainsi spatialement différenciés. Ces entités

forment une *métapopulation*, c'est-à-dire, selon Hanski et Gilpin (1991), un ensemble de sous-populations locales qui sont interconnectées par des mouvements d'individus. Mathisen (1989) suggère que le stock d'anchois du Pérou pourrait être un exemple de ce type d'organisation spatiale.

### Arguments méthodologiques

L'approche *phénoménologique*, d'usage traditionnel en halieutique, s'articule autour de l'étude de données directement observables d'un système. Son application à l'étude du processus de reproduction des espèces de petits poissons pélagiques côtiers se heurte à deux types de limitations. D'une part elle suppose implicitement que les conditions demeurent inchangées, ce qui restreint son champ d'application au court-terme. Cette contrainte s'est traduite par la formulation classique de l'hypothèse d'homogénéité de l'environnement dans les modèles de dynamique des populations (May et Southwood, 1990). Or les zones d'upwelling sont caractérisées par une forte hétérogénéité spatio-temporelle, ce qui rend difficile toute tentative de prédictions à partir de modèles de régression. D'autre part ce type de modélisation ne peut s'appliquer qu'à des systèmes pour lesquels on dispose déjà de jeux de données fiables, et on sait que la récolte de données *in situ* concernant le suivi des oeufs, larves ou juvéniles représente une opération délicate. Les apports technologiques récents ont certes permis de progresser dans ce domaine (voir Lasker (1989) pour une revue) et devraient permettre de définir et d'analyser les processus mis en jeu avec une précision jusqu'alors hors de portée.

Ces difficultés ne remettent absolument pas en cause la pertinence et la nécessité de développer des modélisations phénoménologiques de la dynamique des populations de petits pélagiques côtiers; simplement elles doivent nous inciter à explorer les possibilités offertes par l'approche individu-centrée, dans une optique plus complémentaire qu'alternative.

### Modèles de simulations numériques individus-centrés

La modélisation individu-centrée correspond à une approche *mécaniste* du fonctionnement d'un système. On cherche avant tout à identifier et à comprendre les mécanismes sous-jacents gouvernant les composants de ce système afin de le décrire dans sa globalité (Schoener, 1986). Lömnicki (1988) assure qu'une compréhension "fondamentale" de la dynamique d'une population ne peut émerger sans la prise en considération du comportement des individus qui la constituent. Le développement récent de modèles de simulations numériques individus-centrés montre que beaucoup de patterns écologiques peuvent être expliqués en considérant des interactions entre des organismes individuels (Huston *et al.*, 1988; Hogeweg et Hesper, 1990). Construire des modèles de comportements individuels n'est pas chose aisée car, le plus souvent, les comportements sont variables et difficiles à décrire quantitativement. En contrepartie, un individu, en tant qu'entité localisée, discrète et unique, est mieux placé

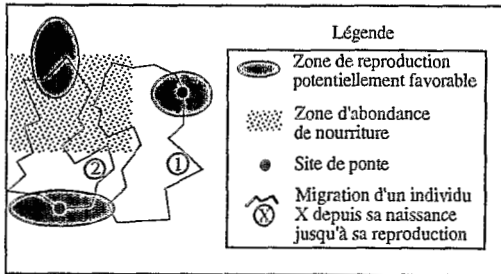
qu'une population pour restituer la variabilité écologique. Des simulations individus-centrées de divers processus populationnels ont déjà été utilisées avec succès. Presque toujours, ces processus rendent compte d'une activité destinée à se procurer les ressources essentielles à la survie, ressources étant ici pris au sens large (nourriture, espace, partenaire). L'approche individus-centrée appliquée au domaine de la dynamique des populations de poissons a également inspiré un certain nombre d'études parmi lesquelles celles de DeAngelis *et al.* (1991), Trebitz (1991), Chambers (1993), Van Winkle *et al.* (1993a), Rose *et al.* (1993). Van Winkle *et al.* (1993b) présentent un tour d'horizon récent qui permet de faire le point sur le sujet.

Utilisés depuis une vingtaine d'années déjà, ces modèles de simulation numérique, ou *simulateurs*, permettent d'analyser les conséquences d'une théorie connue, de découvrir des effets nouveaux, de prédire des comportements qualitatifs mais aussi de donner des réponses quantitatives (Horn *et al.*, 1989). Le développement rapide des moyens informatiques s'est traduit par un gain énorme de puissance de calcul et une plus grande facilité pour élaborer des interfaces homme-machine conviviales. Les simulateurs sont aujourd'hui susceptibles de représenter des systèmes de plus en plus riches en détails. Jolivet et Pavé (1993) estiment que désormais les modèles de simulation numérique ont acquis le statut de méthode. C'est dans cette nouvelle perspective qui s'offre aux modélisateurs que nous nous proposons d'étudier le couplage fluctuations environnementales / comportement reproductif.

## **SIMULATION DE COMPORTEMENTS REPRODUCTIFS EN ENVIRONNEMENT HETEROGENE**

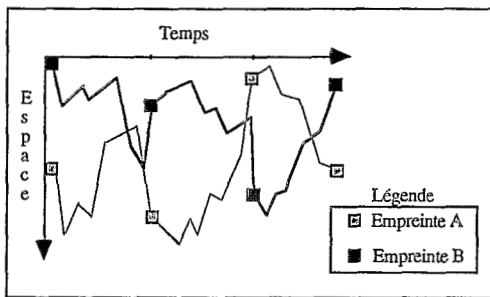
### **Problématique initiale: comparer deux comportements reproductifs**

Cette étude correspond au point de départ d'une thèse dont le but est d'explorer - par simulations- les conséquences de la variabilité environnementale sur la structuration spatiale de la reproduction. Etant donné un environnement simulant une certaine hétérogénéité spatiale, il s'agit donc d'y faire évoluer une population dont le succès de reproduction est conditionné par la stratégie adoptée. L'idée instigatrice de ce projet est la suivante : afin d'explorer les conséquences de la théorie du comportement reproductif "optimal" sur la dynamique d'une population, une hypothèse alternative postulant l'existence d'un comportement reproductif individualisé lui est opposée. Selon cette hypothèse proposée par Cury (1994), chaque individu se reproduisant tend à retrouver les conditions environnementales dans lesquelles il a été produit et qui ont assuré sa survie. Le postulat de base est qu'à sa naissance, un individu enregistre des signaux environnementaux (une *empreinte*) qui seront déterminants dans le choix de son futur environnement reproductif. Chez des espèces pour lesquelles l'empreinte est assimilée à un lieu géographique précis (saumons, tortues, etc...), ce comportement de "*homing*" joue un rôle prépondérant dans la dynamique spatiale de la reproduction sexuée.



**Figure 1** (d'après Cury, 1994) : Schématisation du comportement de "homing". La nature apparaît obstinée : les individus retournent à leur site reproductif natal après s'être cotoyés dans une zone où la nourriture est abondante.

La figure 1 schématise ce comportement: la localisation de la reproduction est la même que celle de la naissance, et ce en dépit de passages éventuels par d'autres zones potentiellement favorables à la reproduction de l'individu. Ce principe de reconnaissance de l'empreinte, agissant au niveau individuel, tend à ne pas considérer les variations contemporaines du milieu lors de la reproduction en ignorant ce qui pourrait paraître en première analyse comme favorable à l'espèce. Notre but est ici de tester la pertinence de la généralisation de ce processus à des espèces vivant dans des strates spatiales et temporelles variables. Rien n'indique qu'un individu recherchant les mêmes conditions environnementales que celles qui définissent son empreinte les retrouvera à l'endroit de sa naissance. Si la recherche est couronnée de succès, d'une génération à une autre, l'empreinte ne changera pas, mais par contre la localisation de son enregistrement a elle toutes les chances de changer (figure 2).



**Figure 2** (d'après Cury, 1994) : Généralisation du comportement de "homing" à des espèces dont l'aire de reproduction est incluse dans un milieu hétérogène et fluctuant. Le "homing" consiste alors à retrouver une zone qui reproduise les conditions environnementales de l'empreinte. Le site reproductif natal ne remplit pas nécessairement cette condition, aussi la localisation des sites de ponte est variable.

Considérant que ce processus était caractérisé par l'obstination de chacun des individus d'une espèce à suivre le même type de comportement, Cury (1994) a baptisé son hypothèse "OBSNAT" (pour OBStinate NATure).

### ELABORATION DU SIMULATEUR

Simuler l'évolution d'un grand nombre d'individus (une population) dans un environnement hétérogène et fluctuant est un problème complexe. Parmi les nouvelles techniques informatiques, la programmation *orientée-objet* facilite la modélisation des processus populationnels basés sur des comportements individuels (Saarenmaa *et al.*, 1988). Elle est également bien adaptée à la représentation de l'hétérogénéité spatiale de l'environnement par une succession d'arrangements de différents fragments d'habitat (Lefkovitch et Fahrig, 1985). Pour les simulations de systèmes écologiques, l'approche orientée-objet apporte en fait un plus incontestable à la "boîte à outils" du modélisateur (Baveco et Ingeman, 1992), car la gestion des réactions d'un individu vis à vis de son environnement est réalisée de manière plus naturelle.

L'architecture du simulateur baptisé "OBSNAT" tourne autour de deux classes (en programmation orientée-objet, une classe désigne la réalisation informatique d'un concept) : la classe *poisson* et la classe *fragment\_d'habitat*. Chaque classe est caractérisée par des attributs et dispose d'un certain nombre de méthodes. Un fragment d'habitat est caractérisé par sa position dans l'espace, son voisinage (ensemble de fragments adjacents), et la valeur d'un indice environnemental synthétique qui traduit l'état global du milieu physique de cette zone. Un poisson est caractérisé par un lien avec un fragment d'habitat (traduisant sa présence sur ce fragment) et par une empreinte qui correspond à la valeur de l'indice environnemental synthétique au moment de sa naissance. Les deux activités de base (méthodes) des poissons d'OBSNAT sont la migration et la reproduction.

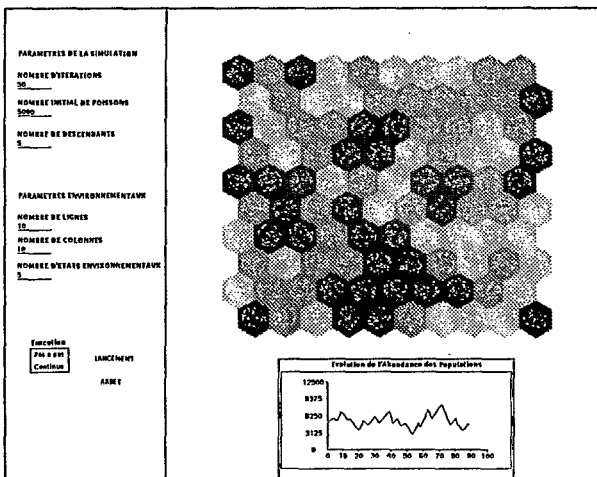


Figure 3 : Interface du simulateur de comportements reproductifs en milieu hétérogène et fluctuant.

Il nous a semblé intéressant de développer très vite une interface (figure 3). La partie située à gauche de l'écran permet de contrôler les différents paramètres de la simulation. La visualisation de l'évolution de la population se fait à deux niveaux: la courbe du bas de l'écran représente l'évolution temporelle de l'abondance de la population, alors qu'au-dessus, la représentation de fragments d'habitat hexagonaux dont la couleur symbolise l'état environnemental permet de suivre l'évolution de la répartition spatiale des individus (chaque poisson étant représenté par un point blanc).

Développer conjointement la partie modélisation et la partie visualisation demande une délicate gymnastique, car on doit s'efforcer de garder la plus grande indépendance entre les objets traités et leur représentation. La programmation orientée-objet fournit - et c'est justement là une de ses grandes forces- un cadre idéal pour réaliser ce genre de cloisonnement. L'enjeu est de pouvoir continuer à développer le modèle (rajouts ou modifications des méthodes propres à chacune des classes) sans bouleverser à chaque fois l'interface. Il existe souvent une disproportion énorme entre la simplicité et la facilité d'utilisation d'une interface conviviale et les efforts nécessaires à l'écriture du code qui la génère. Mais ces dernières années sont apparus des logiciels d'aide à la construction d'interface qui réduisent considérablement le temps de programmation. "Guide", acronyme pour "Graphical User Interface Design Editor" est un développeur d'interfaces pour station de travail SUN tournant sous XVIEW qui permet de manipuler directement des composants graphiques de haut niveau (fenêtre, menu, bouton, etc...) et de récupérer le code dans le langage de programmation souhaité (dans notre cas C++).

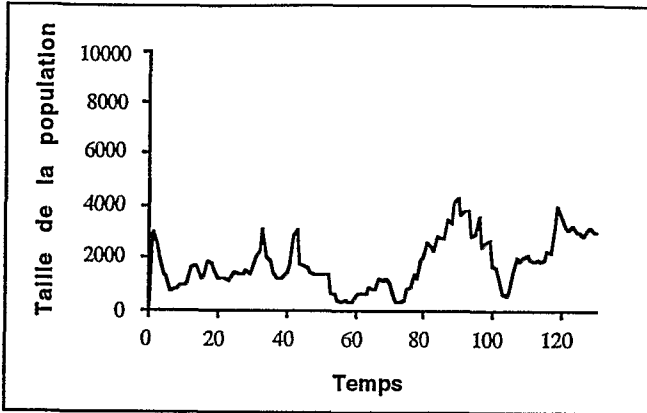
### Premiers tests - De l'intérêt d'un simulateur...

La structure du simulateur étant en place, on a pu se livrer à quelques premières expériences pour la tester. Dans un premier temps, un scénario très simple a été formulé : soit une population de taille initiale  $N$ . Chacun des  $N$  individus a une même probabilité  $P$  de générer des descendants et  $1-P$  de n'en laisser aucun. Si l'on note  $X$  la variable aléatoire "nombre de succès reproductifs" et  $D$  le nombre de descendants en cas de succès reproductif, alors la variable aléatoire "taille de la population" notée  $Y$  est simplement le produit  $Y=D.X$ . Il est aisé de calculer espérance mathématique et variance de  $Y$  sachant que  $X$  suit une loi binomiale  $B(N,P)$ :

$$E(Y) = D.N.P \text{ et } \text{VAR}(Y) = D^2.N.P.(1-P).$$

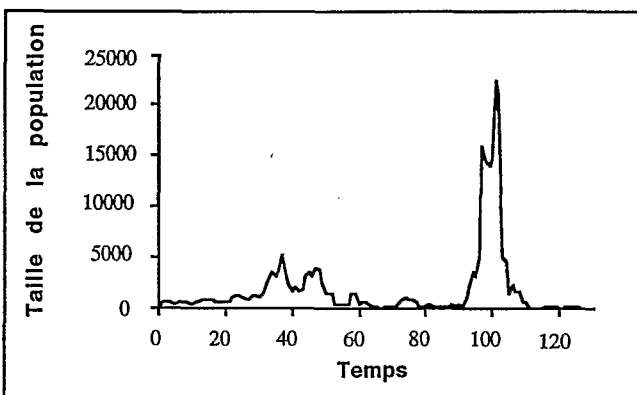
On a ainsi simulé le devenir d'une population en écrivant un très court programme faisant appel à un générateur de nombres aléatoires. Afin d'espérer observer la persistance de la population, les paramètres ont été choisis de telle sorte que  $P*D = 1$ . Le niveau de la population va alors fluctuer aléatoirement autour de son niveau initial puisque  $E(Y) = N$ . La figure 4 représente un exemple d'évolution temporelle obtenue à partir de ce scénario, avec  $D = 1/P = 10$ . Sa caractéristique essentielle est de présenter des phases de croissance et de décroissance sensibles du niveau de population. Ainsi, simplement en concentrant le succès de la reproduction sur une petite fraction des individus d'une population, on induit un régime dynamique particulier.





**Figure 4 :** Exemple d'évolution temporelle de l'abondance d'une population simulée par un programme probabiliste non-spatial

Adaptons maintenant ce scénario pour le réaliser non plus par l'exécution d'un programme probabiliste simple, mais en utilisant le simulateur, afin de prendre en compte la dimension spatiale du processus étudié. La figure 5 illustre le type d'évolution du niveau de population obtenu. Le renforcement marqué de la caractéristique d'instabilité est la conséquence de la prise en compte de la dispersion spatiale des individus (grille de 10x10 pour cet exemple).



**Figure 5 :** Exemple d'évolution temporelle de l'abondance d'une population simulée sur un environnement à frontières fermées de 10x10 fragments d'habitat hexagonaux

Les frontières environnementales sont fermées, aussi le nombre de fragments d'habitat voisins varie avec la position. A chaque pas de temps, les indices environnementaux synthétiques sont modifiés de manière aléatoire sur une échelle de valeurs dont la dimension  $E$  est choisie en paramètre. Les poissons ne se déplacent - par tirage aléatoire- qu'une seule fois vers des fragments d'habitat adjacents à leur fragment de naissance. A l'issue de cette migration, le poisson se reproduit puis meurt. Si l'indice environnemental est le même que celui de l'empreinte, la reproduction engendrera un certain nombre  $D$  de descendants en état de se reproduire à leur tour, sinon aucun. Pour pouvoir comparer les résultats à ceux obtenus avec le modèle probabiliste non-spatial, on a pris  $D = E = 10$ . La probabilité  $P$  de succès reproductif pour un individu vaut ici  $1/E$ . En fait la stricte équivalence entre les deux expériences ne saurait exister : si l'espérance mathématique de la variable aléatoire "taille de la population" reste égale à  $N$  (le nombre initial d'individus), la variance sera plus importante. Le calcul exact serait assez délicat à mener, mais intuitivement il est aisé de s'en rendre compte ; pour se reproduire, chaque individu subit une double intervention du hasard : le choix aléatoire du site (migration), et l'adéquation entre l'état environnemental de ce site et son empreinte (fluctuation environnementale aléatoire).

Le simulateur ne permet pas seulement de caractériser les changements de régimes dynamiques engendrés par la prise en compte du caractère spatial du processus de reproduction, il est aussi une sorte de "caméra" qui permet de disséquer les phases critiques en superposant à l'écran à la fois les migrations des individus et les changements environnementaux. Ainsi, grâce au suivi "pas à pas" d'une simulation avec un nombre de fragments d'habitat réduit, on a pu observer que les phases d'effondrement et de recouvrement correspondent à des concentrations importantes des poissons dans les fragments d'habitat périphériques pour lesquels le nombre de voisins est réduit. Ce résultat n'est pas ici intéressant en lui-même, mais il suggère que l'existence de fragments d'habitat singuliers au sein d'un habitat spatialement fractionné de manière homogène peut provoquer des réponses dynamiques particulières au niveau populationnel. Seno (1988) apporte une illustration à ces propos.

## CONCLUSION

Cette expérience, dont le but se résumait à tester la structure de notre simulateur de comportement reproductif en milieu hétérogène, illustre bien tout l'intérêt de ce nouveau type d'outil. On ne les emploie pas pour créer une vie artificielle qui s'approche au plus près de la réalité, mais plutôt pour se donner les moyens de tester - en milieu contrôlé- différentes théories. Le milieu "contrôlé" est ici un milieu virtuel, très simplifié par rapport au monde réel car réduit à un petit nombre de caractéristiques jugées essentielles par le modélisateur. La notion de "test de théorie" restant bien vague, il s'agit en fait plus précisément de tester la validité des différentes hypothèses sous-tendues par la théorie, mais aussi de déterminer la gamme des évolutions

"possibles" du système simulé. Des comparaisons de "vraisemblance" de théories sont alors envisageables, mais elles n'auront bien sûr qu'une valeur indicative.

Un simulateur représente un outil de recherche "dynamique" permettant de mesurer les effets de chacune des modifications inspirées par les expériences précédentes. Au delà du test de l'hypothèse OBSNAT, le simulateur devrait permettre d'explorer toute une gamme de comportements, depuis un individu totalement *réactif* subissant les variations du milieu et réagissant de manière passive aux stimuli environnementaux jusqu'à un individu plus *cognitif* cherchant à utiliser la connaissance du milieu qui l'entoure pour tenter de se soustraire à son adversité.

## REFERENCES

- Barbault R. 1992. Ecologie des peuplements. Structure, dynamique et évolution. *Masson, Paris*. 273 p.
- Baveco J.M. et R. Lingeman R. 1992. An object-oriented tool for individual-oriented simulation: host-parasitoid system application. *Ecol. Modelling*, **61**: 267-286.
- Beverton R.J.H. et S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. U.K. *Minist. Agric. Fish. Food Fish. Invest. Ser. 2*, Vol 19. London. 529 p.
- Chambers R.C. 1993. Phenotypic variability in fish populations and its representation in individual-based models. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **122**: 404-414.
- Cury P. 1994. Obstinate Nature: an ecology of individuals. Thoughts on biodiversity and reproductive behavior. *Can. J. Aquat. Sci.* (sous presse).
- DeAngelis D.L., L. Godbout et B.J. Shuter. 1991. An individual-based approach to predicting density-dependent dynamics in smallmouth bass populations. *Ecol. Modelling*, **57**: 91-115.
- Gross M.R. 1984. Sunfish, salmon, and the evolution of alternative reproduction strategies and tactics in fishes. Pages 55-75 in Potts G.W. et R.J. Wootton (Eds). *Fish reproduction: strategies and tactics. Academic Press*. 410 p.
- Hanski I. et M. Gilpin. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, **42**: 3-16. In Gilpin M. et I. Hanski (Eds). *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations. Academic Press*. London. 336 p.
- Hogeweg P. et B. Hesper. 1990. Individual-oriented modeling in ecology. *Math. Comput. Modeling*, **13(6)**: 83-91.
- Horn H.S., H.H. Shugart et D.L. Urban. 1989. Simulators as models of forest dynamics. Pages 256-267 in Roughgarden J., R.M. May et S.A. Levin (Eds). *Perspectives in Ecological Theory*. Princeton, New Jersey. 394 p.
- Huston M., D.L. DeAngelis et W. Post. 1988. New computer models unify ecological theory. *BioScience*, **38(10)**: 682-691.

- Jolivet M. et A. Pavé. 1993. L'environnement: un champ de recherche en formation. *Natures - Sciences - Sociétés*, **1(1)**: 6-20.
- Kawasaki T. 1983. Why do some pelagic fishes have wide fluctuations in their numbers? Biological basis of fluctuation from the viewpoint of evolutionary ecology. In Sharp G.D. et J. Csirke (Eds). Proceedings of the Expert Consultations to examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources. *FAO Fish. Rep.* **291(3)**: 1065-1080.
- Koehl M.A.R. 1989. Discussion: from individuals to populations. Pages 39-53 in Roughgarden J., R.M. May et S.A. Levin (Eds). *Perspectives in Ecological Theory*. Princeton, New Jersey. 394 p.
- Lasker R. 1989. Les déterminants du recrutement. Pages 189-222 in Troadec J.P. (Ed). *L'homme et les ressources halieutiques: un essai sur l'usage d'une ressource renouvelable*. Editions IFREMER, Brest. 817 p.
- Lefkovitch L.P. et L. Fahrig. 1985. Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecol. Modelling*, **30**: 297-308.
- Lomnicki A. 1988. Population ecology of individuals. *Princeton University Press*.
- Mathisen O.A. 1989. Adaptation of the anchoveta (*Engraulis ringens*) to the Peruvian upwelling system. Pages 220-234 in Pauly D., P. Muck, J. Mendo et I. Tsukayama (Eds). *The Peruvian ecosystem: dynamics and interactions*. ICLARM/IRMAPE/GTZ. *International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM)*, Manila, Philippines.
- May R.M. et T.R.E. Southwood. 1990. Living in a patchy environment - Introduction. Pages 1-22 in Shorrocks B. et I.E. Swingland (Eds). *Living in a patchy environment*. *Oxford Science Publications*. 246 p.
- Maynard Smith J. 1982. Evolution and the theory of games. *Cambridge University Press*. 224 p.
- Ricker W.E. 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.* **11(5)**: 152-216.
- Rose K.A., S.W. Christensen et D.L. DeAngelis. 1993. Individual-based modeling of populations with high mortality: a new method based on following a fixed number of model individuals. *Ecol. Modelling*, **68**: 273-292.
- Rothschild B.J. 1989. La variabilité des écosystèmes halieutiques: au delà de la relation recrutement-stock. Pages 131-153 in Troadec J.P. (Ed). *L'homme et les ressources halieutiques: un essai sur l'usage d'une ressource renouvelable*. Editions IFREMER, Brest. 817 p.
- Saarenmaa H., N.D. Stone, L.J. Folse, J.M. Packard, W.E. Grant, M.E. Makela et R.N. Coulson. 1988. An artificial intelligence modelling approach to simulating animal/habitat interactions. *Ecol. Modelling*, **44**: 125-141.
- Schoener T.W. 1986. Mechanistic approaches to community ecology: a new reductionism? *Amer. Zool.* **26**: 81-106.
- Seno H. 1988. Effect of a singular patch on population persistence in a multi-patch system. *Ecol. Modelling*, **43**: 271-286.

- Trebitz A.S. 1991. Timing of spawning in largemouth bass: implications of an individual-based model. *Ecol. Modelling*, **59**: 203-227.
- Van Winkle W., K.A. Rose, K.O. Winemiller, D.L. DeAngelis, S.W. Christensen, R.G. Otto et B.J. Shuter. 1993a. Linking life history theory, environmental setting, and individual-based modelling to compare responses of different fish species to environmental change. *Trans. Amer. Fish. Soc.* **122**: 459-466.
- Van Winkle W., K.A. Rose et R.C. Chambers. 1993b. Individual-based approach to fish population dynamics: an overview. *Trans. Amer. Fish. Soc.* **122**: 397-403.
- Walters C.J. et J.S. Collie. 1988. Is research on environmental factors useful to fisheries management ?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45**: 1848-1854.
- Wootton R.J. 1984. Strategies and tactics in fish reproduction. Pages 1-12 in Potts G.W. et R.J. Wootton (Eds). Fish reproduction: strategies and tactics. *Academic Press*. 410 p.



---

**UN MODELE DE CAPTURABILITE POUR LE STOCK  
DE COQUILLES SAINT-JACQUES (*PECTEN MAXIMUS*, L.)  
EN BAIE DE SAINT-BRIEUC (MANCHE, FRANCE).**

Spyros FIFAS

IFREMER - Centre de Brest  
DRV/RH - B.P. 70 - 29280 Plouzané - France.

---

**RESUME.**

La stratégie de pêche de la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*, L.) en baie de Saint-Brieuc (Manche Ouest, France) a été développée au fil des années en franchissant plusieurs étapes caractérisées par des modifications de l'engin de pêche (adoption de la drague à volet, l'introduction de la lame renforcée au carbure), par la mise au point d'un système de gestion de la ressource par quota global pondéral et par l'accroissement de la puissance motrice par navire de pêche.

La caractéristique principale de cette stratégie est la recherche de maximisation des rendements de pêche par concentration ou dispersion des bateaux de pêche selon l'état annuel de deux groupes d'âge-cibles. Ces principes ont été pris en compte pour bâtir des modèles de capturabilité pour les groupes d'âge 2 et 3 qui tiennent la place dominante dans la pêcherie. Les modèles utilisent comme variables explicatives l'abondance et la puissance motrice moyenne des navires de pêche.

La validité des modèles devra être testée dans l'avenir. Dans la mesure où ces modèles seront jugés valables, ils garderont leur intérêt d'un point de vue prévisionnel car ils fourniront des réponses sur l'état du stock plus rapidement que l'analyse des cohortes.

*Mots-clés : capturabilité, puissance motrice, abondance, coquille Saint-Jacques, baie de Saint-Brieuc, drague.*

## 1 - INTRODUCTION

L'analyse des cohortes laisse toujours subsister un degré d'indétermination sur la fiabilité des valeurs des paramètres injectés par hypothèse (FARRUGIO et al., 1981) : cette technique ne permet pas de vérifier leur caractère plausible. Elle n'apporte pas, en elle-même, d'informations nouvelles concernant les mortalités par pêche des années récentes ; ainsi, la reconstitution de la vie des cohortes se fait avec quelques années de retard.

Bien qu'il soit concevable de répondre à des buts prévisionnels avec les outils précités, il est utile de proposer des relations entre les valeurs de la mortalité par pêche obtenues par analyse des cohortes et différents paramètres liés, soit au stock exploité (p.ex. abondance ou biomasse exploitée), soit au régime d'exploitation (p.ex. effort de pêche, caractéristiques de la flottille de pêche : puissance motrice ou jauge brute, etc.). Cette approche définit les **modèles de capturabilité**.

Pour le stock de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*, L.) en baie de Saint-Brieuc (Manche Ouest, France ; fig. 1), cet aspect est abordé par la suite sur les deux plus jeunes groupes d'âge (2 et 3) dont les capturabilités sont définies différemment en raison d'une évolution différente.

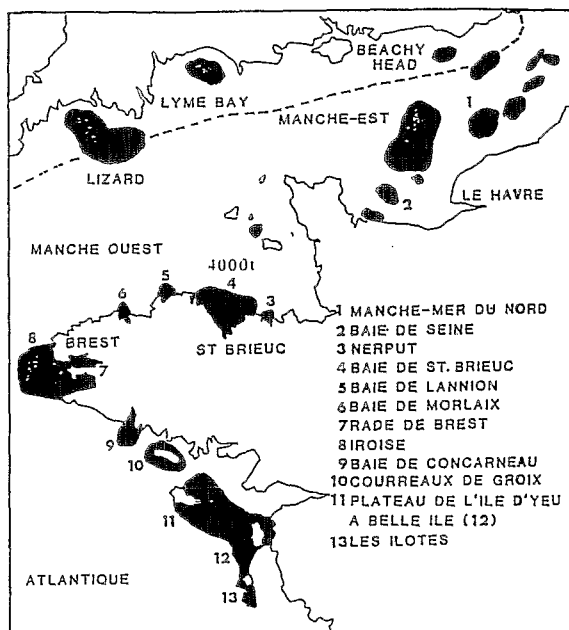


Figure 1. La baie de Saint Brieuc sur la côte Atlantique.



## 1.1 - Le groupe d'âge 2

Le groupe d'âge 2 constitue, à l'exception près de quelques années à faible recrutement, l'essentiel de la ressource. Depuis le début de l'exploitation significative du stock, il y a plus de 25 ans, le comportement de la "population-pêcheurs" vis-à-vis de la "population-coquilles" a été profondément modifié. Cette évolution a connu plusieurs étapes intermédiaires décrites par DAO (1985), FOUCHER (1986) et FIFAS (1991). Il convient de les commenter brièvement.

**(I) Introduction de la drague à volet (1968)** Cette innovation a contribué à définir, pour la première fois, une stratégie de pêche bien structurée vis-à-vis du premier groupe exploité. L'utilisation du volet a conduit à une augmentation des rendements horaires pondéraux (PIBOUBES, 1974) ; les aléas liés à l'efficacité faible de la drague ont été sensiblement réduits. La flottille pouvait augmenter le rendement horaire de son activité sur les zones à fonds plats ("plaine") grâce au prélèvement d'une fraction plus élevée d'animaux recrutés pour la première fois à la pêcherie.

**(II) Instauration du système de licences (1973) et mise au point des quotas pondéraux (1974).** En raison des limitations du nombre d'heures de pêche, la flottille avait intérêt à déployer le maximum d'effort dans un minimum de temps. La stratégie ainsi développée était la suivante : en cas d'un bon recrutement, la flottille devait se concentrer sur les secteurs les plus riches ; par contre, elle devait se disperser pour la recherche d'autres zones ou des groupes d'âge déjà exploités si le recrutement était faible. Les pêcheurs ont commencé, grâce aux structures de gestion, à utiliser des éléments sur l'abondance de la population communiqués par les scientifiques. De plus, les activités annexes de pêche, notamment estivales, permettent d'obtenir une idée sur l'état du recrutement à venir, tout au moins grossière.

**(III) Course à la puissance motrice (années 80).** Elle a été favorisée par deux raisons principales : (1) l'utilisation efficace de la drague à volet demande des navires puissants pour se déplacer rapidement sur les secteurs de plaine et pour traîner la drague à une vitesse élevée et (2) la puissance motrice facilite une diversification vers des activités annexes : il existe actuellement peu de nouvelles constructions des navires, mais elles sont toutes d'une puissance élevée (FOUCHER, 1986). Le stock de coquilles Saint-Jacques montre depuis une quinzaine d'années une tendance régressive, mais la course à la puissance continue et se renforce pendant les années 80 et 90 pour satisfaire les nouveaux besoins créés notamment par une activité chalutière de plus en plus intensive.

## 1.2 - Le groupe d'âge 3.

Le groupe d'âge 3 tient une place secondaire dans la pêcherie comparativement au groupe 2. Il peut, néanmoins, devenir une alternative intéressante des captures pour une année de faible abondance du recrutement.

L'introduction du volet a moins marqué le comportement de la flottille vis-à-vis du groupe d'âge 3 que vis-à-vis du groupe 2, tout au moins au début de l'exploitation. La pêche s'exerçait uniquement dans les zones de plaine et l'attention se portait surtout sur le groupe d'âge 2, ainsi soumis à une forte mortalité ; le groupe d'âge 3 ne constituait par la suite qu'une fraction relativement faible de la population et des captures.

Cependant, deux événements ont valorisé le groupe d'âge 3 :

**(I) Le système de gestion par quota pondéral.** Depuis son instauration, le pêcheur a intérêt à maximiser sa part dans la quantité globale fixée auparavant. En cas de mauvais recrutement, il doit stabiliser son rendement de pêche par l'intensification de l'exploitation du groupe d'âge 3.

**(II) L'apparition des lames de drague renforcées au carbure.** Les zones rocheuses sont devenues accessibles alors qu'elles restaient inexploitées auparavant et constituaient une réserve de reproducteurs. Les animaux de trois ans, qui étaient l'essentiel de ces réserves, ont désormais constitué une cible stratégique de la pêche, au même titre que ceux de deux ans.

## 2. MATERIELS ET METHODES

### 2.1 - Formulation du problème

L'objectif de cet article est de proposer une relation expliquant la mortalité par pêche en fonction de divers paramètres concernant le stock et son régime d'exploitation. Nous pouvons écrire :

$$F = \Psi \{ \text{stock ; régime d'exploitation} \} \quad (1)$$

où :  $\Psi$  = fonction.

Comme évoqué précédemment, le problème diffère selon le groupe d'âge.

=> Les rencontres entre la drague et les animaux du groupe d'âge 2 ne semblent pas aléatoires, notamment à partir de l'adoption du volet et de la mise au point du système de gestion : la probabilité de capturer un individu (notion qui détermine la capturabilité) ne doit pas être considérée comme une constante. La flottille a intérêt à détecter le plus rapidement possible les agrégats formés par les animaux recrutés en fonction de ses propres moyens (bateaux puissants ou non) et à se comporter différemment selon l'abondance du recrutement (concentration ou dispersion) ; la capturabilité peut ainsi être considérée comme une fonction de l'abondance du recrutement et de la puissance motrice des navires de pêche.

=> Pour le groupe d'âge 3, avant le renforcement de la drague pour faciliter le passage dans les secteurs rocheux, les rencontres entre l'engin de pêche et les animaux étaient plutôt aléatoires : la capturabilité de cette période peut raisonnablement être considérée comme constante. La situation a changé en raison de la modification de la drague : à partir de ce moment, la capturabilité peut être définie comme pour le groupe 2, en fonction de l'abondance du groupe 3 et de la puissance motrice des bateaux de pêche.

## 2.2 - Données concernant le régime d'exploitation du stock

Sur l'ensemble de la période d'étude (à partir de 1974), nous disposons des valeurs du régime d'exploitation du stock : (I) l'effort de pêche exprimé en nombre d'heures de pêche ; (II) la puissance motrice totale de la flottille de pêche, exprimée en chevaux et le nombre de navires possédant la licence de pêche (FOUCHER, 1986).

On déduit de ces grandeurs la puissance motrice moyenne annuelle. Ce paramètre a paru représentatif de l'évolution "moyenne" des caractéristiques de la flottille. Ces données figurent dans le tableau 1.

## 2.3 - Données obtenues par analyse des cohortes

Une analyse des cohortes non calibrée a été ajustée par FIFAS (1991) sur les données de captures aux âges de 1974 à 1986 ; elle fournit, pour les saisons de pêche à partir de 1974-75, les estimations suivantes pour les groupes d'âge 2 et 3 (Gr-2 et Gr-3) : (I) le coefficient instantané de mortalité par pêche ( $F_i$ ) et (II) l'abondance ( $N_i$ ). On calcule ensuite les capturabilités ( $q_i$ ) par division des valeurs de  $F_i$  par l'effort de pêche de l'année correspondant. Ces données sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 1 : Paramètres liés au régime d'exploitation

Saison de pêche	Effort de pêche (heures)	Puissance motrice totale (ch)	Nombres de navires	Puissance motrice moyenne (ch)
1974/75	50400	46923	469	100,0490
1975/76	25630	46796	463	101,0713
1976/77	32731	46149	457	100,9825
1977/78	45600	46376	451	102,8293
1978/79	32996	49572	458	108,2358
1979/80	20770	49548	445	111,3438
1980/81	22425	46603	410	113,6659
1981/82	25504	45607	390	116,9410
1982/83	20846	43734	377	116,0053
1983/84	20694	42724	342	124,9240
1984/85	21943	43225	338	127,8846

Tableau 2 : Données obtenues par analyse des cohortes

Saison de pêche (I)	Mortalité par pêche (F <sub>i</sub> )		Capturabilité (q <sub>i</sub> ) (x 10 <sup>-4</sup> )		Abondance (N <sub>i</sub> ) (x 10 <sup>6</sup> individus)	
	Gr 2	Gr 3	Gr 2	Gr 3	Gr 2	Gr 3
1974/75	1,9058	2,2196	0,378135	0,440397	90,5375	22,2490
1975/76	1,1125	1,1774	0,434062	0,459384	232,0426	22,3740
1976/77	0,3897	1,4405	0,119061	0,440103	28,3157	104,2800
1977/78	1,0650	0,6614	0,233553	0,145044	41,2330	19,6262
1978/79	1,4604	0,6369	0,442599	0,193023	100,7758	18,7841
1979/80	0,1009	1,3105	0,048580	0,630958	15,0979	36,3894
1980/81	0,9646	0,2745	0,430145	0,122408	44,5291	12,2920
1981/82	0,8172	1,2724	0,320420	0,498902	35,3240	22,1932
1982/83	0,9833	1,2387	0,471697	0,594215	42,9633	19,1859
1983/84	0,8860	1,3528	0,428143	0,653716	43,1636	20,8919
1984/85	-	1,0858	-	0,494828	-	22,2593

#### 2.4 - Construction du modèle pour le groupe d'âge 2

Avant la proposition du modèle final, divers essais en s'appuyant sur des fonctions répandues en halieutique, ont été entrepris (FIFAS, 1991).

(I) Les essais selon les fonctions allométriques du type  $q_i = a.N_i^b$  ont montré la nécessité d'introduction dans le modèle d'une asymptote maximale dans la mesure où, quand le recrutement est très abondant, la flottille ne peut plus profiter du principe de la concentration sur les agrégats de la ressource et atteint son seuil d'efficacité maximale.

(II) L'usage d'une fonction exponentielle ascendante a démontré l'intérêt d'intégrer dans le modèle un point d'inflexion.

(III) Le recours à une fonction logistique n'a que partiellement résolu le problème car elle comporte, en effet, un point d'inflexion, mais celui-ci apparaît toujours à la moitié de la valeur asymptotique maximale ( $q_\infty$ ). L'examen des couples ( $N_i$ ,  $q_i$ ) indique que ce point d'inflexion doit vraisemblablement se situer à un niveau relativement bas pour la variable "abondance".

En résumé, le modèle de capturabilité du groupe d'âge 2 doit répondre aux principes suivants : (I) présenter une valeur asymptotique maximale ; (II) avoir un point d'inflexion modulable à un niveau relativement bas pour la variable "abondance" ; (III) comporter un nombre limité de paramètres à estimer en rapport avec le nombre d'années d'observations.

La puissance motrice est le paramètre dont les modifications marquent le plus l'évolution de la stratégie de pêche depuis plus d'une quinzaine d'années. Un navire arrive à mieux utiliser son temps de pêche quand sa puissance motrice augmente. En se référant à l'ensemble de la flottille, à effort de pêche et recrutement constants,

quand la puissance motrice moyenne augmente, une fraction plus élevée d'animaux de deux ans est prélevée et, par conséquent, une mortalité par pêche plus forte est provoquée. Cet effet ne touche vraisemblablement pas le seuil asymptotique maximal de capturabilité qui dépend essentiellement de l'abondance elle-même.

En conséquence, la puissance motrice moyenne doit intervenir au niveau de la pente de la fonction de capturabilité sans influencer l'asymptote. Le modèle final intégrant toutes les caractéristiques exposées, se présente comme suit :

$$q_i = \exp \left[ \frac{N_i^{cv_i}}{\alpha + \beta \cdot N_i^{cv_i}} \right] \quad (2)$$

avec :  $q_i$ ,  $N_i$  = capturabilité et abondance du groupe d'âge 2 pour une saison de pêche  $i$  ;  $cv_i$  = puissance motrice moyenne pour l'année  $i$  (exprimée en centaines de ch) ;  $\alpha$  and  $\beta$  = coefficients du modèle.

Cette équation a les caractéristiques suivantes :

- La valeur asymptotique maximale de la capturabilité est égale à  $\exp(1/\beta)$ .
- Elle est linéarisable et ses coefficients  $\alpha$  et  $\beta$  peuvent être estimés par une méthode de régression linéaire simple. La variable explicative, après la transformation des variable d'origine, est  $X = 1 / N_i^{cv_i}$  et la variable expliquée est  $Y = 1/\ln q_i$ .

### 2.5 - Construction du modèle pour le groupe d'âge 3

Le modèle proposé pour le groupe d'âge 3 est essentiellement construit sur les mêmes principes que pour le groupe 2. Il existe, néanmoins, deux différences : (I) la capturabilité est considérée ici comme une constante en début de période ; ensuite, elle est fonction de l'abondance du groupe d'âge 3 et de la puissance motrice moyenne de la flottille de pêche pour une année donnée et (II) l'ajustement final du modèle est pondéré.

Le modèle proposé s'écrit de la manière suivante :

$$q_i = c \quad \text{si} \quad i \leq nc \quad (3)$$

$$q_i = \exp \left[ \frac{N_i^{cv_i}}{\alpha + \beta \cdot N_i^{cv_i}} \right] \quad \text{si} \quad i > nc$$

avec :  $nc$  = nombre d'années en début de période d'étude au cours de laquelle la capturabilité est constante ;  $q_i$ ,  $N_i$  = capturabilité et abondance du groupe d'âge 3 pour la saison de pêche  $i$  ;  $cv_i$  = puissance motrice moyenne de la flottille de pêche (en centaines de chevaux) ;  $c$  = constante ;  $\alpha$  et  $\beta$  = coefficients du modèle.

En procédant à une transformation semi-logarithmique et en remplaçant  $1/\ln q_i$  et  $1/N_i^{CV_i}$  par  $y_i$  et  $x_i$ , nous obtenons :

$$\begin{aligned} y_i &= k & \text{si} & \quad i \leq n_c \\ y_i &= \alpha \cdot x_i + \beta & \text{si} & \quad i > n_c \end{aligned} \quad (4)$$

(avec :  $k = 1/\ln c$ ).

Le modèle est ajusté par la méthode des moindres carrés pour différentes valeurs du paramètre  $n_c$ . L'utilisation d'un modèle comportant deux équations successives implique de recourir à une résolution analytique de la fonction des moindres carrés, en procédant successivement à un ajustement non pondéré, puis à un ajustement pondéré (TOMASSONE et al., 1983). Pour une présentation détaillée de la méthode on se reportera à FIFAS (1991).

### 3 - RESULTATS

#### 3.1 - Groupe d'âge 2

Les résultats pour le groupe d'âge 2 (tableau 3 ; figures 2 et 3) confirment le bon ajustement des données par la fonction asymptotique choisie : 95,5 % de la variance totale de la variable  $Y = 1/\ln q$  sont expliquées par le modèle.

Le modèle proposé présente une valeur asymptotique maximale  $q_\infty = \exp(1/b) = 0,6336 \cdot 10^{-4}$ ; cette valeur théorique correspond à un coefficient instantané de mortalité par pêche égal à 1,267 pour un effort de pêche de 20000 heures par saison (valeur moyenne des années 80).

Tableau 3 : Ajustement du modèle de captureabilité (groupe d'âge 2)

<b>AJUSTEMENT DU MODELE :</b>	
transformation linéaire :	
$q_i = \exp \left[ \frac{N_i^{CV_i}}{\alpha + \beta \cdot N_i^{CV_i}} \right]$	$\frac{1}{\ln q_i} = \alpha \cdot \frac{1}{N_i^{CV_i}} + \beta$
<i>nombre d'observations</i> : $n = 10$ <i>coefficient de corrélation</i> : $r = 0,9775$ <i>coefficient de détermination</i> : $r^2 = 0,9555$ <i>penne (<math>\alpha</math>) estimée par <math>a = 0,436731</math></i> <i>ordonnée à l'origine (<math>\beta</math>) estimée par <math>b = -0,103449</math></i>	

Le fait que les coefficients a et b aient des signes opposés implique que le modèle a un sens si :  $N_i > (-a/b)^{1/cv_i}$ . Cet inconvénient est mineur car ces valeurs d'abondance minimale sont très faibles (et diminuent encore plus lorsque la puissance motrice moyenne augmente) ; aucun recrutement inférieur à ce seuil n'a jamais été observé en baie de Saint-Brieuc.

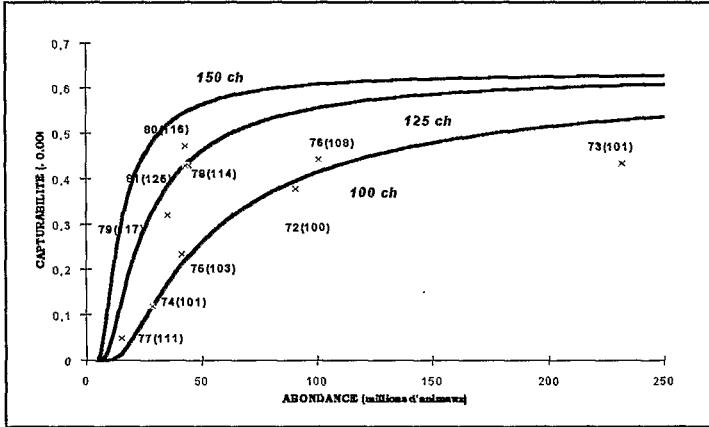


Figure 2 : Ajustement du modèle de capturabilité pour le groupe d'âge 2. Les courbes théoriques sont tracées pour des puissances motrices moyennes de 100, 125 et 150 cv. Les points observés sont accompagnés des années de naissance des cohortes et des puissances motrices moyennes correspondant.

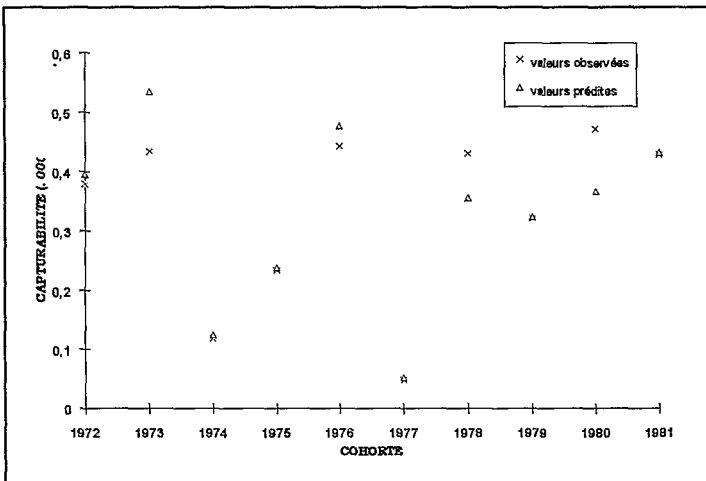


Figure 3 : Groupe d'âge 2 : valeurs observées et prédites de la capturabilité.

### 3.2 - Groupe d'âge 3

Avant la présentation de l'ajustement final, il faut définir, sur la plage de onze ans de données, quel est le nombre d'années à capturabilité constante ( $n_c$ ). L'utilisation de l'année 1977 comme limite au-delà de laquelle la capturabilité devient fonction de l'abondance et de la puissance motrice moyenne, apporte la meilleure qualité d'ajustement (figure 4). Cette année correspond à l'adoption des lames renforcées au carbure qui ont permis de modifier notablement la stratégie de pêche vis-à-vis du groupe d'âge 3. L'hypothèse d'une influence directe sur la capturabilité est ainsi vérifiée.

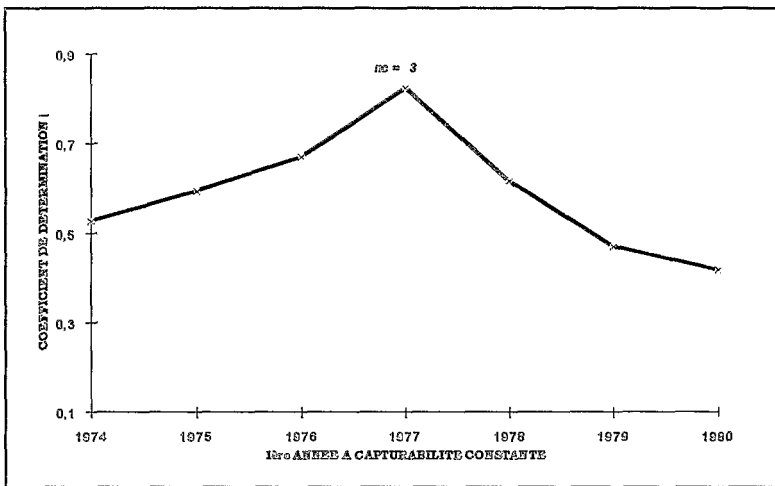


Figure 4 : Groupe d'âge 3 : qualité des ajustements en fonction de la première année à capturabilité variable.

Les résultats (tableau 4 ; figures 5 et 6) montrent que plus de 82 % de la variance totale de la variable  $1/\ln q$  sont expliquées par le modèle choisi lors du premier ajustement sans pondération ; ce pourcentage s'améliore par la suite par l'ajustement pondéré (plus de 96 %).

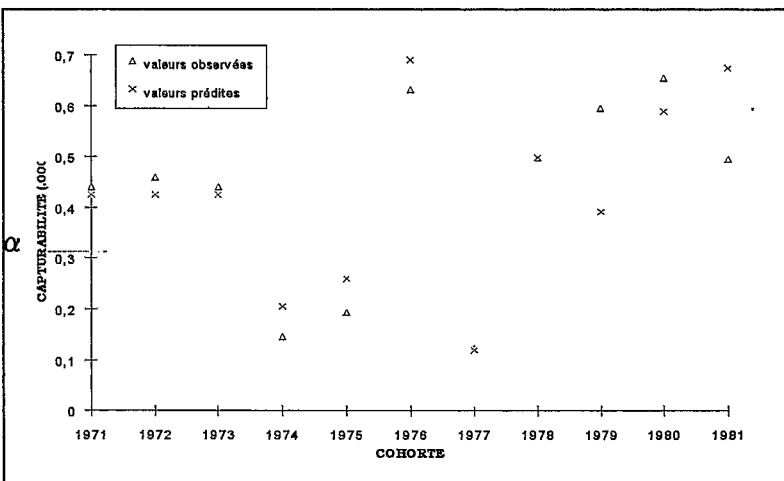
Pour les années récentes, il existe une valeur asymptotique maximale de la capturabilité  $q_{\infty} = \exp(1/b') = 0,1310 \times 10^{-3}$ . Cette valeur correspond à un coefficient instantané de mortalité par pêche de 2,621 si l'effort de pêche est de 20000 heures par saison.

Comme pour le groupe d'âge 2, le modèle a un sens si  $N_i > (-a/b)^{1/cv_i}$ .



**Tableau 4 : Ajustement du modèle de capturabilité (groupe d'âge 2)**

<b>AJUSTEMENT DU MODELE :</b>	
après transformation linéaire :	
avant 1977 : $q_i = c$	$\frac{1}{\ln q_i} = k$
après 1977 : $q_i = \exp \left[ \frac{N_j^{CV_i}}{\alpha + \beta \cdot N_j^{CV_i}} \right]$	$\frac{1}{\ln q_i} = \alpha \cdot \frac{1}{N_j^{CV_i}} + \beta$
<b>(I) PREMIERE ETAPE : AJUSTEMENT NON PONDERE</b>	
nombre d'observations : n = 11	
coefficient de corrélation : r = 0,9075	
coefficient de détermination : r <sup>2</sup> = 0,8235	
somme des carrés des écarts résiduels : SCE = 0,523221 x 10 <sup>-4</sup>	
pente (α) estimée par α' = 0,418342	
ordonnée à l'origine (β) estimée par β' = -0,112168	
terme constant (k) estimé par k' = -0,098384	
<b>(II) SECONDE ETAPE : AJUSTEMENT PONDEREE</b>	
pente (α) estimée par a' = 0,409779	r = 0,9815
ordonnée à l'origine (β) estimée par b' = -0,111857	r <sup>2</sup> = 0,9634
terme constant (k) estimé par k'' = -0,099348	



**Figure 5 : Groupe d'âge 3 : valeurs observées et prédites de la capturabilité.**

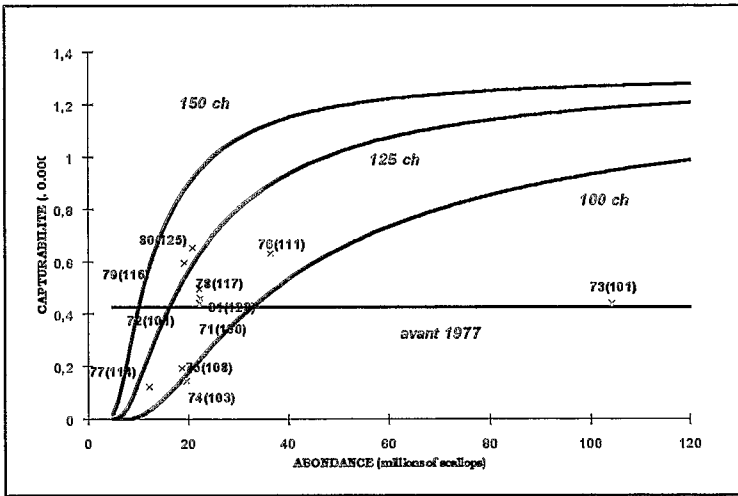


Figure 6 : Ajustement du modèle de capturabilité pour le groupe d'âge 3. Les courbes théoriques sont tracées pour des puissances motrices moyennes de 100, 125 et 150 ch et pour une capturabilité constante (avant 1977). Les points observés sont accompagnés des années de naissance des cohortes et des puissances motrices moyennes correspondant.

#### 4 - DISCUSSION

Cette analyse de la capturabilité pour le stock de coquilles Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc, n'est pas la première. Les travaux de DUPOUY *et al.* (1983), LABBE (1983) concluent à une capturabilité constante sur l'ensemble des groupes d'âge exploités. Par contre, ce travail a traité séparément les groupes d'âge et a abouti à des conclusions diversifiées selon le cas.

Les modèles de capturabilité proposés reposent sur la connaissance des étapes particulières à l'histoire du stock ; ils conservent, néanmoins, un caractère empirique dans la mesure où leur acceptation finale est essentiellement basée sur la qualité des ajustements obtenus au cours des étapes successives de calcul. Le problème posé est double :

=> Une validation des modèles est nécessaire dans les années futures.

=> Dans la mesure où les modèles seront jugés valables, il serait intéressant d'étudier les conséquences de leur validité en terme de gestion.

FIFAS (1991) compare les abondances et les mortalités par pêche évaluées à l'aide des deux modèles de capturabilité et celles obtenues par analyse des cohortes non

calibrée sur les cohortes de 1983 et de 1984 n'ayant pas fait partie des données utilisées dans les modèles. La comparaison a montré que les résultats, abondances et mortalités, des deux méthodes sont du même ordre de grandeur. Ce résultat doit évidemment être vu avec précaution puisque l'étude n'a été réalisée que sur deux cohortes seulement ; la validité des modèles doit également être testée dans l'avenir par comparaison sur d'autres cohortes plus récentes.

En résumé, les modèles de capturabilité présentent un intérêt prévisionnel. Ils permettent d'évaluer rapidement l'abondance du recrutement et de calibrer l'analyse des cohortes en s'affranchissant des hypothèses habituelles (et souvent sources de biais) de la capturabilité.

#### **4.1 - Conséquences des modèles de capturabilité à la définition d'un effort effectif**

La constatation que la capturabilité n'est pas constante n'est pas nouvelle. PALOHEIMO et DICKIE (1964), CADDY (1975), GARROD (1975) ont signalé que les relations  $F = q.f$  ( $q = ct$ ) paraissent plausibles seulement si la distribution du stock et de l'effort de pêche restent uniformes au fil des années. GULLAND (1964) a remarqué que, même si le stock présente une hétérogénéité spatiale, il suffit d'avoir une distribution au hasard de l'effort de pêche pour établir une relation proportionnelle entre effort et mortalité par pêche : toutefois, cela supposerait que les rencontres entre animaux et engin de pêche s'effectuent de manière aléatoire, condition non remplie dans cette étude.

La conséquence de cette constatation est que la proposition des mesures de gestion basée sur la notion de l'effort de pêche nominal est insuffisante. Il a été démontré, lors de la proposition des modèles de capturabilité et de la mise au point des isoplètes de rendement par recrue (FIFAS, 1991), qu'un effort effectif de pêche doit intégrer le rôle de la puissance motrice des bateaux à son déploiement. Ainsi, la division du nombre d'heures de pêche depuis une vingtaine d'années par un facteur de 2 à 2,5 environ, ne correspond vraisemblablement pas à une diminution de l'effort effectif, au moment où la puissance motrice moyenne a augmenté de 30 à 70 %.

#### **4.2 - Les variables explicatives des modèles**

##### **4.2.1 - L'abondance**

La tendance régressive que le gisement de coquilles Saint-Jacques a connu depuis une vingtaine d'années ne doit pas être négligée. Elle doit en partie être attribuée à la stratégie de concentration et de dispersion de la flottille selon l'état de la ressource qui a créé, au fil des années, une population constituée pratiquement de deux groupes d'âge et peut expliquer l'existence de la longue phase d'abondances décroissantes.

L'existence d'une valeur maximale asymptotique implique qu'en cas de recrutement exceptionnel, la flottille ne peut bénéficier que jusqu'à une certaine limite de la ressource disponible, par concentration sur les tâches les plus riches. Cela peut être profitable pour la restauration rapide de la population, à la suite d'un recrutement à abondance élevée.

#### 4.2.2 - La puissance motrice moyenne

La situation précaire d'un stock caractérisé par deux seuls groupes d'âge significatifs, se renforce par l'augmentation de la puissance motrice des navires. Le rôle de ce dernier paramètre a été également souligné par CADDY (1977). Il faut, néanmoins, remarquer que l'utilisation de la puissance motrice moyenne n'est pas suffisante pour décrire correctement l'évolution de la flottille. Il serait préférable d'analyser le phénomène par classe de puissance motrice en examinant quelles classes sont les plus affectées par la diminution globale du nombre de licences (LABBE, 1983).

Malgré cet inconvénient, l'indice moyen donne une idée au moins grossière de l'évolution de la flottille. Le passage de 100 à 130 chevaux en dix ans environ indique que la restriction de l'effort de pêche nominal pour conserver la ressource n'est pas suffisante.

Le premier effet de l'accroissement de la puissance est l'augmentation de la capturabilité. Pour un effort de pêche donné, la mortalité exercée sur un recrutement faible ou moyen s'approche beaucoup plus de la valeur asymptotique. Cette constatation est confirmée par l'allure des courbes ajustées qui montrent que les changements les plus profonds liés à l'augmentation de la puissance se manifestent aux niveaux moyens de l'abondance. Cette évolution concerne donc les recrutements médiocres qui constituent actuellement la règle générale en baie de Saint-Brieuc.

## REFERENCES

- Baranov T.I., 1918. On the question of the biological basis of fisheries. *Proc. Inst. Ichth. Invest.*, 1 : 81-128.
- Caddy J.F., 1975. Spatial Model for an exploited shellfish population and its application to the Georges Bank Scallop Fishery. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32 : 1305-1328.
- Caddy J.F., 1977. Some considerations underlying definitions of catchability and fishing effort in shellfish fisheries and their relevance for stock assessment purposes. *Int. Coun. Expl. Sea, Shellfish and Benthos Committee*, 18 : 22 p.

- Dao J.C., 1985. Evaluation de la biomasse de réproducteurs et des recrues du stock de coquille Saint-jacques de la baie de Saint-Brieuc - Résultats préliminaires. *Réun. PNDR, ISTPM, Nantes, 2-4 juil. 84, contr. N° 34* : 10 p.
- Dupouy H., De Kergariou G., Latrouite D., 1983. L'exploitation de la coquille Saint-Jacques, *Pecten maximus* (L.) en France. 2ème partie : baie de Saint-Brieuc. *Science et Pêche, Bull. ISTPM, N°331* : 3-11.
- Farrugio H., Laurec A., De Verdelhan C., 1981. Rapport de mission sur la participation au groupe de travail CIEM sur l'utilisation des données d'effort, *CIEM, Copenhague*, 11 p.
- Fifas S., 1991. Analyse et modélisation des paramètres d'exploitation du stock de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*, L.) en baie de Saint-Brieuc (Manche Ouest, France). *Thèse Doc. Univ., U.B.O., Brest*, 422 p.
- Foucher E., 1986. L'évolution de la pêcherie de coquilles Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc à partir des licences de pêche. *Mémoire ENSAR, Dép. d'Halieutique*, 71 p.
- Garrod D.J., 1975. Catch per unit effort in long range North Atlantic demersal fisheries and its use in conjunction with cohort analysis. *In* Monitoring of fish stock abundance : the use of catch and effort data. *ACMRR working Party, FAO, N° 155* : 37-50.
- Gulland J.A., 1964. Catch per unit effort as a measurement of abundance. *In* *CIEM* : 8-14.
- Labbé C., 1983. Contribution à l'étude de la dynamique d'exploitation du stock de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*) en baie de Saint-Brieuc. *DEA Océan. Biol., Univ. Pierre et Marie Curie, Paris* : 30 p. + annexes.
- Laurec A., Fonteneau A., 1979. Estimation de l'abondance d'une classe d'âge. Utilisation des c.p.u.e. de plusieurs engins, en différentes zones et saisons. *Rec. Doc. Sci. ICCAT, 8(1)* : 79-100.
- Laurec A., Le Guen J.C., 1981. Dynamique des populations marines exploitées. Tome I. Concepts et modèles. *Rapports scientifiques et techniques, N° 45, CNEXO* : 118 p.
- Laurec A., Le Guen J.C., Frontier S., 1983. Collecte de l'information pour une gestion rationnelle des stocks halieutiques : p. 385-415. *In* FRONTIER S. : Stratégies d'échantillonnage en écologie. *Ed. Masson*, 494 p.
- Mesnil B., 1980. Théorie et pratique de l'analyse de cohortes. *ISTPM, Boulogne-sur-Mer*, 48 p.
- Paloheimo J.E., Dickie L.M., 1964. Abundance and fishing success. *Rapp. P.- V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer* : 152-163.
- Piboubes R., 1974. Pêche et Conchyliculture en Bretagne Nord. Première partie. *Bulletin C.E.R.S., Tome 9 (4)* : 30-150.



## Session 2

# RELATIONS EFFORTS, MORTALITES, CAPTURES

*Président : Jean-Claude Le Guen ; Rapporteur : Alain Biseau*

*Intervenants :* **Didier Gascuel**  
**Francis Laloé**  
**Nicolas Bez**  
**Jean-Bernard Perodou**  
**Pierre Morand**

◆◆◆◆

### ***Espace Forum***

Les problématiques scientifiques touchant à l'évaluation quantitative et la modélisation des ressources vivantes dans les organismes de recherche français (IFREMER, ORSTOM, CNRS...)

*Animé par : Alain Maucorps, Patrice Cayré*





## **EFFORTS ET PUISSANCES DE PECHE : REDEFINITION DES CONCEPTS ET EXEMPLE D'APPLICATION**

Didier Gascuel

*Unité Halieutique, D.E.E.R.N.,  
Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes  
65 Rte de St Briec, 35 042 RENNES Cedex, France*

---

### **RESUME**

Les caractéristiques actuelles de nombreuses flottilles, ainsi que l'évolution récente des méthodes d'évaluation et de gestion de stocks, justifient aujourd'hui une reformulation de la définition des concepts relatifs à l'effort de pêche. L'effort nominal ( $f_n$ ) doit être défini comme un paramètre de gestion, et l'effort effectif ( $f_e$ ) comme un paramètre d'évaluation, égal au coefficient de mortalité par pêche ( $F$ ) à un facteur de disponibilité ( $d$ ) près. Par suite, la capturabilité ( $q$ ) correspond au produit d'une disponibilité et d'une puissance de pêche globale ( $P_g$ ). Les différentes notions peuvent être reliées par la formulation suivante :  $F = q \cdot f_n = d \cdot P_g \cdot f_n = d \cdot f_e$ .

Les puissances de pêche globales peuvent elles-mêmes être décomposées en différents termes, qualifiés de : puissance de pêche locale ( $P_l$ ), efficacités de pêche globale ( $\Phi_g$ ) et locale ( $\Phi_l$ ), efficacité de pêche locale ( $e_l$ ), soit :  $P_g = \Phi_g \cdot P_l = \Phi_g \cdot \Phi_l \cdot e_l$ . Ces différents termes sont reliés aux notions d'accessibilité et de vulnérabilité. On rappelle et discute brièvement les différentes méthodes qui permettent de quantifier les puissances de pêche et d'étudier leur évolution au cours du temps.

A titre d'illustration de ces définitions, on présente une analyse de l'évolution des puissances de pêche des flottilles de senneurs exploitant le thon albacore dans l'Atlantique Est. On montre qu'un effort de pêche standardisé ne constitue pas une mesure satisfaisante de l'effort effectif. Les puissances de pêche, estimées à partir de l'analyse des cohortes, croissent à un taux moyen de + 10 % par an, au cours de la dernière décennie. L'étude par catégorie d'âge et flottille conduit à mettre en évidence trois schémas différents d'évolution des stratégies de pêche. Ce type d'analyse contribue ainsi à une meilleure compréhension de la dynamique de l'effort de pêche et des flottilles.

## INTRODUCTION

La notion d'effort de pêche a toujours eu une très grande importance en halieutique. D'une part, elle est à la base de nombreux diagnostics concernant l'état des stocks exploités <sup>(1)</sup> et d'autre part, la gestion directe ou indirecte de l'effort est généralement considérée comme un moyen privilégié de régulation de l'activité de pêche.

Dans les cas les plus simples, qui correspondent en particulier aux situations rencontrées en période d'installation et d'expansion des pêcheries, une mesure assez rudimentaire de l'effort s'avère suffisante (Gulland, 1969). L'accroissement du nombre de navires ou du nombre de jours de pêche constitue alors l'élément essentiel de la variabilité de l'exploitation ; les modifications des caractéristiques des navires peuvent n'avoir qu'un effet marginal.

Lorsque tel n'est plus le cas, les procédures dites de standardisation permettent de quantifier l'effort de pêche, en tenant compte de l'évolution des caractéristiques de la flottille. Sont alors pris en compte le type d'engin de pêche utilisé et les catégories de navire qui interviennent (en référence notamment au tonnage ou à la puissance motrice des embarcations). On est dès lors conduit à distinguer deux notions : l'effort de pêche nominal et l'effort de pêche effectif (Laurec et le Guen, 1981). Seul ce dernier est supposé mesurer la pression réelle exercée sur le stock par l'activité de pêche. Dans la pratique, on le quantifie généralement au moyen d'un effort de pêche standardisé, exprimé dans une unité de mesure relativement "fine" (par exemple, en équivalent heure de pêche de telle catégorie de navires). Dans ce cas, les relations entre effort nominal et effort effectif ne sont plus explicitement définies.

Plusieurs raisons conduisent aujourd'hui à revenir sur la définition de ces différentes notions d'effort de pêche, ainsi que sur les concepts de capturabilité et de puissance de pêche qui s'y rattachent.

En premier lieu, l'évolution actuelle des flottilles est souvent caractérisée par une augmentation de l'efficacité de chaque navire, indépendamment des augmentations éventuelles de leur nombre, de leur taille, ou de leur puissance motrice. Ceci peut conduire à remettre en cause l'utilisation d'un effort de pêche standardisé comme mesure de l'effort effectif. Plus généralement, l'écart entre efforts nominaux et effectifs tend à s'accroître et les relations entre ces notions à se complexifier. Il s'en suit des difficultés dans les procédures d'évaluation des stocks, sources de biais potentiels dans les diagnostics établis par les biologistes.

En second lieu, on cherche de plus en plus à compléter ces diagnostics d'ordre biologique par une modélisation bio-économique de la dynamique des exploitations. Dans le premier cas, on quantifie les effets de l'exploitation sur le stock, en référence à

---

(1) Ceci est naturellement vrai lorsque le diagnostic est établi par l'approche dite globale de la dynamique du stock. Mais l'effort de pêche intervient également dans de nombreux diagnostics établis par l'approche structurale. En particulier, la calibration de l'analyse des cohortes (ou "tuning"), qui constitue une étape clé de cette approche, fait généralement appel à des données d'effort ou à des données de PUE qui découlent d'une mesure de l'effort.

un effort de pêche qui est nécessairement un effort effectif. Dans le second, on cherche à mesurer une quantité de travail, à laquelle peut notamment être associé un coût. L'établissement de relations explicites entre ces différents efforts est ainsi nécessaire pour assurer la cohérence des diagnostics.

Enfin, dans un certain nombre de pêcheries, et singulièrement dans le cas des pêcheries de l'Europe communautaire, des mesures de régulation directe de l'effort de pêche sont depuis peu mises en place. Jusqu'à présent, la régulation était essentiellement recherchée par une gestion indirecte de l'effort de pêche. La fixation de niveaux maximum de captures, par l'intermédiaire des TAC et quotas, était ainsi supposée réguler l'effort effectif. Sous certaines hypothèses, celui-ci n'avait alors pas nécessairement besoin d'être quantifié. Tel n'est naturellement plus le cas lorsqu'une gestion directe de l'effort est envisagée. Il importe alors de pouvoir traduire en terme d'effort effectif les mesures éventuelles de gestion de type : licences de pêche, quotas de jours de mer, etc. C'est ici l'utilisation des diagnostics comme outils d'aide à la gestion directe de l'effort qui est en cause et qui conduit à rechercher des relations explicites entre les différentes notions.

On cherchera donc à redonner des différents concepts utilisés une définition conforme à l'usage qui peut en être fait actuellement, tant en matière d'évaluation que de gestion des stocks. On essaiera en particulier de préciser les hypothèses sous-jacentes à l'utilisation de telle ou telle mesure de l'effort et d'établir une relation explicite entre efforts nominaux et effectifs.

Pour une large part, on verra que ces définitions ne sont pas fondamentalement nouvelles. Elle sont en particulier conformes aux acceptations couramment utilisées dans de nombreux travaux scientifiques. En ce sens, il s'agit plus d'une formalisation que d'une réelle redéfinition. Sur plusieurs points cependant, cette formalisation conduit à compléter, voire parfois à réviser les définitions généralement admises, au moins au sein de la communauté scientifique française où l'ouvrage de Laurec et Le Guen (1981) fait le plus souvent référence.

On illustrera cette "redéfinition des concepts" en s'appuyant sur l'exemple de l'exploitation du stock d'albacore de l'Atlantique Est, par les flottilles de senneurs français et espagnols. Cet exemple a comme intérêt de cumuler la plupart des difficultés que l'on est susceptible de rencontrer en matière de quantification de l'effort de pêche effectif.

## 1 - RETOUR SUR LES CONCEPTS

### 1.1. La capturabilité : retour sur une définition

La capturabilité (notée  $q$ ) est une notion clé, qui doit en principe relier l'effort de pêche (noté  $f$ ) au coefficient de mortalité par pêche (noté  $F$ ). Autrement dit ce paramètre  $a$ , *a priori*, pour vocation de relier la cause à l'effet engendré.

Laurec et Le Guen (1981) en donne la définition suivante : "La capturabilité est la probabilité d'être capturé par une unité d'effort de pêche, pour un poisson pris au hasard dans un ensemble". (L'ensemble dont il est ici question est généralement soit le stock, soit l'un des groupe d'âge du stock). Cette définition ne fait pas explicitement référence à un type d'effort donné (effort effectif ou nominal). Dans le même temps, ces auteurs indiquent que la capturabilité peut être décomposée en deux termes. Le premier est qualifié de disponibilité et correspond aux facteurs d'ordre biologique susceptibles de modifier la capturabilité. Le second est qualifié d'efficience ; il quantifie la capacité d'un pêcheur à trouver les périodes et les zones de pêche favorables, lorsque la répartition spatio-temporelle du stock est hétérogène.

Sous-entendu, l'effort de pêche ici utilisé tient donc compte des caractéristiques des navires et des engins de pêche, de la capacité des équipages à capturer le poisson dans une zone et à un moment donné (...). De toute évidence, il ne s'agit pas à proprement parler d'un effort de pêche nominal. A l'inverse, il ne s'agit pas non plus d'un effort effectif dans la mesure où celui-ci doit *a priori* intégrer tous les facteurs d'ordre humain qui contribuent à ce que l'activité de pêche soit plus ou moins efficace. En particulier, l'efficience devrait alors être prise en compte au sein de la disponibilité. De toute évidence, une telle prise en compte serait peu satisfaisante.

Il semble ainsi nécessaire d'admettre une définition de la capturabilité, qui est en définitive plus large que la précédente : **La capturabilité d'un stock (ou d'une fraction du stock) est la probabilité d'être capturé pendant une unité de temps, par une unité d'effort de pêche nominal, pour un poisson pris au hasard dans le stock (ou la fraction de stock).**

Cette définition fait explicitement référence à l'effort nominal. De ce point de vue, on peut parler de "capturabilité nominale", comme le suggèrent Laurec et Le Guen (1981). Une telle dénomination a cependant l'inconvénient de laisser sous-entendre qu'une capturabilité effective peut également être définie. Nous verrons que cette dernière appellation est redondante avec la notion de disponibilité. On s'en tiendra donc ici à l'appellation de "capturabilité" ou de "capturabilité au sens large".

Par ailleurs, cette définition de la capturabilité fait référence à une unité de temps. Ceci est conforme au fait que les méthodes usuelles d'évaluation des stocks utilisent systématiquement une discrétisation du temps. Dans chaque intervalle, les paramètres utilisés sont soit supposés constants (notamment F), soit estimés en valeurs moyennes ou cumulées (notamment f). Dès lors, la référence à un intervalle de temps permet de faire abstraction de la notion d'intensité de pêche. L'intérêt théorique de cette notion reste indiscutable ; dans la pratique, elle n'est cependant que très rarement utilisée, que ce soit dans les procédures de quantification de l'effort de pêche, ou dans les méthodes d'ajustement des modèles.

## 1.2. Les composantes de la capturabilité : disponibilité et puissance de pêche

La capturabilité ainsi définie est susceptible d'être modifiée par deux ensembles de facteurs, se rapportant respectivement au poisson et au pêcheur (Anonyme 1979, Chadwick et O' Boyle, 1990).

- Les premiers facteurs sont d'ordre biologique ; comme précédemment, ils correspondent à la notion de disponibilité (notée d). Ainsi, **la disponibilité quantifie l'ensemble des facteurs liés à la biologie et à l'écologie du stock, susceptibles de modifier la probabilité qu'a un poisson d'être capturé par une unité d'effort nominal**. Comme le souligne Laurec et Le Guen, cette notion regroupe elle-même deux aspects : d'une part, **l'accessibilité** qui correspond au taux de présence sur les lieux de pêche ; d'autre part, **la vulnérabilité** qui dépend des interactions entre engins et poissons, souvent liées à des problèmes de comportement.

Dans la pratique, ces deux aspects sont souvent difficiles à distinguer. Très généralement, ils interviennent cependant à des échelles spatio-temporelles différentes. Les variations d'accessibilité correspondent ainsi à une variabilité soit inter-annuelle soit saisonnière, liée notamment à la variabilité des caractéristiques moyennes de l'environnement. Celle-ci se traduit par des schémas de répartition spatiale, à l'échelle de grandes zones de pêche, qui diffèrent : d'une saison à l'autre, en liaison avec les phénomènes de migration, et d'une année à l'autre, en liaison, par exemple, avec les anomalies majeures de l'environnement.

La vulnérabilité, quant à elle, varie le plus souvent à des échelles de temps et d'espace beaucoup plus fines. Les rythmes nycthémeraux induisent par exemple des modifications de la structure des bancs ; plus généralement les variations inter ou intra-journalières de paramètres tels que la température, la teneur en oxygène, la luminosité, les courants marins (etc.) se traduisent par des changements de comportements, notamment trophiques, qui influent sur la vulnérabilité du stock. Des variations intra ou inter-annuelles de vulnérabilité peuvent également intervenir. Pour l'essentiel, elles dépendent de changements d'occurrence des phénomènes climatiques intervenus à échelle fine (par exemple, forte fréquence de vents forts,...).

- Le deuxième ensemble de facteurs intervenant dans la capturabilité correspond aux facteurs d'ordre humain. Il peut être désigné sous l'appellation de puissance de pêche globale (notée Pg). **La puissance de pêche globale quantifie ainsi l'ensemble des facteurs liés au pêcheur, et qui contribuent à ce qu'une unité d'effort de pêche nominale se traduise par des captures plus ou moins importantes.**

Lorsqu'on raisonne sur un intervalle de temps donné, caractérisé par une abondance et une disponibilité du stock données, la définition qui précède à une conséquence directe : les différences de captures observées entre navires (ou entre catégories de navires) développant un même effort de pêche nominal sont en totalité imputables à des différences de puissances de pêche. Autrement dit, le rapport entre les puissances de pêche globales de deux navires est alors égale au rapport des PUE

(Prises par Unités d'Effort) réalisées par ces navires. On retrouve là une situation identique à celle envisagée par Beverton et Holt (1957) ou Gulland (1956 et 1969) : dans les cas simples, la puissance de pêche d'un navire peut être définie par le rapport des PUE de ce navire à celles d'un navire standard.

Lorsqu'on raisonne sur des intervalles de temps successifs, les variations de PUE dépendent cette fois de trois facteurs : les variations d'abondance réelle du stock (liées aux phénomènes de recrutement et de mortalité), les variations de disponibilité (liées essentiellement à l'impact de l'environnement), et les variations de puissance de pêche globale, liées aux changements de pratiques de pêche, aux modifications des caractéristiques de l'embarcation ou des engins de pêche, à l'équipement en appareils d'aide à la navigation, (etc.). Ainsi, **la puissance de pêche globale d'un navire (ou d'une catégorie de navire) quantifie la capacité de ce navire (ou de cette catégorie) à capturer le poisson disponible.** On reviendra plus loin sur les différentes manières de quantifier cette notion. Le recours à un simple rapport de PUE reste parfois valide. Tel n'est cependant pas toujours le cas, et il paraît alors peu satisfaisant de définir la notion par l'une de ses méthodes de mesure.

En définitive, la définition proposée ici pour la puissance de pêche couvre donc aussi bien des situations simples que complexes (par exemple, variabilité des puissances de pêche de tous les navires). En ce sens, cette définition apparaît comme étant plus générale que celles antérieurement proposées (Beverton et Holt, 1957 ; Gulland, 1956 et 1969).

### 1.3. Effort nominal, effort effectif : définitions et relations

Fondamentalement, la nécessité de distinguer deux notions d'effort différentes a une raison simple : ces notions se rapportent respectivement à deux catégories de problèmes distincts et n'ont donc pas la même utilité (la même raison d'être). D'une part, on cherche à évaluer l'impact de l'activité de pêche sur le stock (sur son abondance ou sa structure démographique) ; on doit alors mesurer la pression réelle exercée sur le stock. D'autre part, on cherche à formuler des recommandations de gestion ; on doit alors quantifier une activité humaine. Pour aller jusqu'au bout de cette distinction, il semble nécessaire d'adopter pour les deux notions d'effort, les définitions qui suivent <sup>(1)</sup>.

---

(1) Ces définitions, et plus particulièrement la seconde, diffèrent de celles proposées par Laurec et Le Guen (1981). L'ouvrage de ces auteurs a eu l'immense intérêt de clarifier grandement les concepts, en insistant sur l'existence de deux notions d'effort différentes, nominal et effectif, et sur leur intérêt respectif. En revanche, on ne peut plus retenir aujourd'hui certaines précisions. Ainsi, Laurec et Le Guen indiquent, à propos de l'effort nominal, que l'on doit tenir compte : des caractéristiques des navires (taille, jauge, puissance, autonomie, nombre d'hommes), du niveau d'activité et des capacités humaines en jeu, etc. Pour l'essentiel, ces grandeurs se rapportent à l'effort effectif et non nominal. De même, l'effort effectif est défini comme étant un effort nominal corrigé, "c'est une notion un peu abstraite (...), aussi proche que possible de la mortalité par pêche ". A l'inverse de cette définition "floue", il

### . Effort nominal

L'effort de pêche nominal est un paramètre de gestion qui mesure l'accumulation des moyens de capture mise en oeuvre par les pêcheurs, pour exploiter un stock pendant une unité de temps. La référence à la notion de gestion implique qu'on doit *a priori* retenir comme unité d'effort de pêche nominal, un paramètre susceptible, au moins théoriquement, de faire l'objet d'une régulation par des mesures d'ordre réglementaire.

Aussi, à de rares exceptions près (par exemple, la coquille St Jacques), un nombre d'heures de pêche ne relève déjà plus *sensu stricto* de la notion d'effort nominal. Il en va très généralement de même pour un nombre de coups de chalut ou d'opérations de senne. A l'inverse, le choix de l'unité d'effort de pêche nominal doit s'appuyer sur un critère de simplicité. Il doit en ce sens viser deux qualités. D'une part, être simple d'accès, c'est à dire se déduire directement ou facilement des statistiques disponibles. D'autre part, avoir une signification aisément perceptible par les non scientifiques, et notamment par les responsables administratifs ou politiques de la pêche. Bien souvent, un nombre de navires, un nombre de jour de pêche, ou un nombre de jours x engins de pêche constitue une unité satisfaisante. Ils sont théoriquement susceptibles d'être réglementés par l'intermédiaire, respectivement : de licences, de licences et saisons de pêche, de licences et limitation du nombre d'engins par licence.

Lorsque plusieurs catégories de navires distincts, utilisant par exemple des engins de pêche différents, participent à l'exploitation d'un stock, un effort de pêche nominal global peut également être défini. Le recours aux méthodes usuelles de standardisation (Robson, 1966 ; Laurec, 1977) conduit à exprimer l'effort en équivalent bateau (ou jour-bateau,...) d'une catégorie de navires donnée. Du point de vue de l'effort nominal, une telle démarche n'est cependant pleinement justifiée que dans la mesure où une gestion différenciée de l'effort de chaque catégorie paraît envisageable. (Ce qui ne veut pas nécessairement dire qu'elle est envisagée...).

Par ailleurs, l'effort de pêche nominal doit viser une autre qualité essentielle : il doit constituer une grandeur "adaptée" à la modélisation bio-économique du stock. On peut ainsi proposer une définition complémentaire de la première : **l'effort de pêche nominal mesure la quantité de capital et de travail mise en oeuvre par les pêcheurs pour exploiter un stock pendant une unité de temps**. A cet effort nominal doit pouvoir être associé, pour un intervalle de temps donné (par exemple l'année), un coût d'exploitation. Ce coût de l'unité d'effort est évidemment susceptible d'évoluer dans le temps, ce qui requiert alors une analyse d'ordre économique. Ce problème est

---

semble nécessaire de donner une définition précise du concept. L'utilisation pratique du concept ainsi défini est naturellement un autre problème. En particulier, il est clair que les difficultés qui existe en matière de quantification de l'effort effectif conduisent souvent à utiliser un instrument de mesure imparfait. Le "flou" concerne ici l'écart susceptible d'exister entre l'estimation et la valeur vraie (et inconnue), et non pas l'existence ou la définition théorique de cette valeur vraie.

d'ailleurs conceptuellement très proche de celui concernant l'évolution des puissances de pêche.

En définitive, les deux définitions renvoient à la notion de gestion. La première s'inscrit dans une approche qualifiée de biologique, qui vise le plus souvent à formuler des recommandations d'ordre réglementaire. La seconde relève de l'approche économique et vise à analyser les effets de régulations économiques (volontaristes ou subies).

### **. Effort effectif et relations simples**

**L'effort de pêche effectif est un paramètre d'évaluation qui mesure la pression réelle exercée par les pêcheurs sur un stock, pendant une unité de temps.** La notion de pression réelle et la référence à l'évaluation impliquent que soit pris en cause l'ensemble des facteurs liés aux pêcheurs et qui contribuent à ce que l'activité de pêche ait un impact plus ou moins grand sur le stock.

Pour un intervalle de temps donné, caractérisé par une disponibilité donnée, deux efforts effectifs identiques conduisent nécessairement à la même mortalité par pêche. Réciproquement, on peut considérer que la mortalité par pêche est ici la seule mesure parfaitement rigoureuse de l'effort effectif.

La confusion entre mortalité par pêche et effort effectif n'est cependant pas souhaitable. En effet, d'un intervalle de temps à un autre, le même effort effectif engendre *a priori* des mortalités différentes. La définition ci-dessus indique simplement que ces changements sont indépendants du pêcheur ; ils sont exclusivement liés à des facteurs d'ordre biologique ou écologique. Autrement dit, l'effort de pêche effectif est égal au coefficient de mortalité par pêche, à un facteur de disponibilité près. Soit :  $f_e = F/d$ .

Ceci donne d'ailleurs un nouveau sens à la notion de disponibilité qui est ainsi le rapport entre l'effet engendré et la pression réelle exercée. C'est en quelque sorte, un coefficient de réponse du stock à l'activité du pêcheur. En outre, cette disponibilité peut dès lors être définie comme la probabilité qu'a un poisson d'être capturé par une unité d'effort effectif.

Des définitions qui précèdent, découle également que l'effort effectif prend en compte la puissance de pêche globale. Soit :  $f_e = P_g \cdot f_n$  (Réciproquement, la puissance de pêche globale est donc le rapport entre effort effectif et effort nominal).

Par suite, la très classique relation  $F = q \cdot f$  correspond à :

$$\begin{array}{ll} \cdot & q = d \cdot P_g \quad \text{si } f = f_n \\ \cdot & q = d \quad \quad \quad \text{si } f = f_e \end{array}$$



La notation théorique rigoureuse s'écrit <sup>(1)</sup> :  $F = q \cdot fn = d \cdot Pg \cdot fn = d \cdot fe$

Lorsqu'on raisonne dans le cadre de l'approche structurale, les notions se compliquent un peu, dans la mesure où les coefficients de mortalité par pêche sont alors définis à chaque âge. Comment relier alors le vecteur [F] au scalaire fn ?

Si on s'intéresse à un engin de pêche donné, il est généralement satisfaisant d'utiliser une puissance de pêche scalaire (susceptible d'évoluer dans le temps de la même manière pour tous les groupes d'âge) et une disponibilité vectorielle (qui mesure les interactions entre l'engin et chacun des groupes d'âge). Cette démarche est valide à deux conditions : que la sélectivité, et donc les caractéristiques de l'engin n'évoluent pas dans le temps ; que le pêcheur n'ait pas la possibilité de choisir, de par ces pratiques de pêche, tel ou tel groupe d'âge. On a alors :  $[F] = [q] \cdot fn = [d] \cdot Pg \cdot fn = [d] \cdot fe$

Lorsque les conditions pré-citées ne sont pas remplies, (cf. exemple au § 3), la puissance de pêche globale et l'effort effectif doivent être quantifiés par âge, soit :  $[F] = [q] \cdot fn = [d] \cdot [Pg] \cdot fn = [d] \cdot [fe]$ . Une puissance et un effort moyen entre différents âges peuvent naturellement être définis.

Bien évidemment, cette formalisation des concepts ne résout que partiellement le problème. Elle ne présente d'intérêt pratique que dans la mesure où les puissances de pêche, et par suite l'effort effectif, peuvent être quantifiées.

## 2 - LES PUISSANCES DE PECHE : COMPOSANTES ET QUANTIFICATION

### 2.1 - Les composantes de la puissance de pêche - Schéma de synthèse

#### *. Puissance locale et efficacités*

La notion de puissance de pêche globale recouvre deux aspects différents (Laurec, 1977). Le premier correspond à la capacité des navires à choisir les périodes et les zones de pêche favorables ; il est qualifié de "capacité stratégique" (Laurec, 1977 ;

(1) Parallèlement, on peut formaliser de manière simple les relations entre prises par unité d'effort (PUE notées U) et biomasse du stock exploitable (notée B). Soit, pour des captures notées C :

$U_e = \frac{C}{fe} = d \cdot B$  Ce qui indique que les PUE "effectives" mesurent la biomasse disponible, c'est à dire la biomasse vraie sous hypothèse de disponibilités constantes.

$U_n = \frac{C}{fn} = q \cdot B = d \cdot Pg \cdot B$  Ce qui indique que les PUE "nominales" mesurent la biomasse disponible sous hypothèse de puissances de pêches constantes. (Cette équation montre également que le rapport des puissances de pêche est égal au rapport des PUE nominales, sous hypothèse de biomasse et disponibilité identiques)

Ces formulations ne sont cependant rigoureuses que sous l'hypothèse d'un stock réparti sur une aire de surface constante. Lorsque tel n'est pas le cas, le terme de biomasse B doit être remplacé par un terme de densité D.

Biseau, 1991 a et b) ou d'efficience de pêche (Laurec et Le Guen, 1981). On retiendra ici, la dénomination d'efficience de pêche globale (notée  $\Phi_g$ ).

Généralement, cette efficience globale se réfère à une échelle spatio-temporelle de grande amplitude ; elle correspond au choix d'une grande zone de pêche au cours d'une saison hydrologique. Dans tous les cas, elle est en relation directe avec la notion d'accessibilité. **L'efficience de pêche globale quantifie en définitive, la capacité d'un navire (ou d'un groupe de navire) à tenir compte des variations d'accessibilité du stock exploité**, en terme de choix des zones de pêche fréquentées au cours de chaque saison. C'est en quelque sorte, une capacité à trouver le poisson accessible.

Le second aspect de la puissance de pêche globale, correspond à la capacité des navires à capturer le poisson dans une zone et à un moment donné. Cette capacité est qualifiée de puissance de pêche locale (Laurec, 1977), **La puissance de pêche locale mesure en définitive, la capacité d'un navire (ou d'un groupe de navires) à capturer le poisson accessible**. Comme le souligne Laurec (1977), c'est à cette notion que se réfère la méthode de Robson (1966) communément utilisée pour l'estimation des puissances de pêche.

Au sein de chaque zone de pêche, la ressource est dans certains cas répartie de manière très hétérogène. L'exemple le plus frappant en est celui des espèces vivants en bancs. Pour l'essentiel, les variations spatio-temporelles de disponibilité au sein d'une zone sont ici liées à des variations de vulnérabilité. La puissance de pêche locale intègre alors deux notions qu'il convient de distinguer :

- **L'efficience de pêche locale** (notée  $\Phi_l$ ) quantifie la capacité des navires à repérer les bancs ou les zones de fortes concentrations, au sein d'une zone géographique donnée. Elle correspond généralement à la capacité à trouver le poisson vulnérable (pour une pêche à la senne, elle dépend notamment de l'aptitude des navires à minimiser les temps de recherche des bancs, à trouver de gros bancs, ...).

- **L'efficacité de pêche locale** (notée  $e_l$ ) peut être définie comme une capacité à capturer le poisson vulnérable. Elle quantifie la capacité du pêcheur à utiliser ses moyens de pêche, une fois le banc ou la concentration repéré. (Dans l'exemple précédent, elle dépend notamment de la durée de l'opération de senne, de l'aptitude de l'engin et de l'équipage à cerner tout le banc,...).

La décomposition de la puissance de pêche globale en ses différentes composantes (fig.1), peut être formalisée de manière simple comme suit :

- la puissance globale est le produit d'une efficience globale et d'une puissance locale, soit :  $P_g = \Phi_g \cdot P_l$

- la puissance locale est le produit d'une efficience locale et d'une efficacité locale, soit :  $P_l = \Phi_l \cdot e_l$ , d'où :  $P_g = \Phi_g \cdot \Phi_l \cdot e_l$

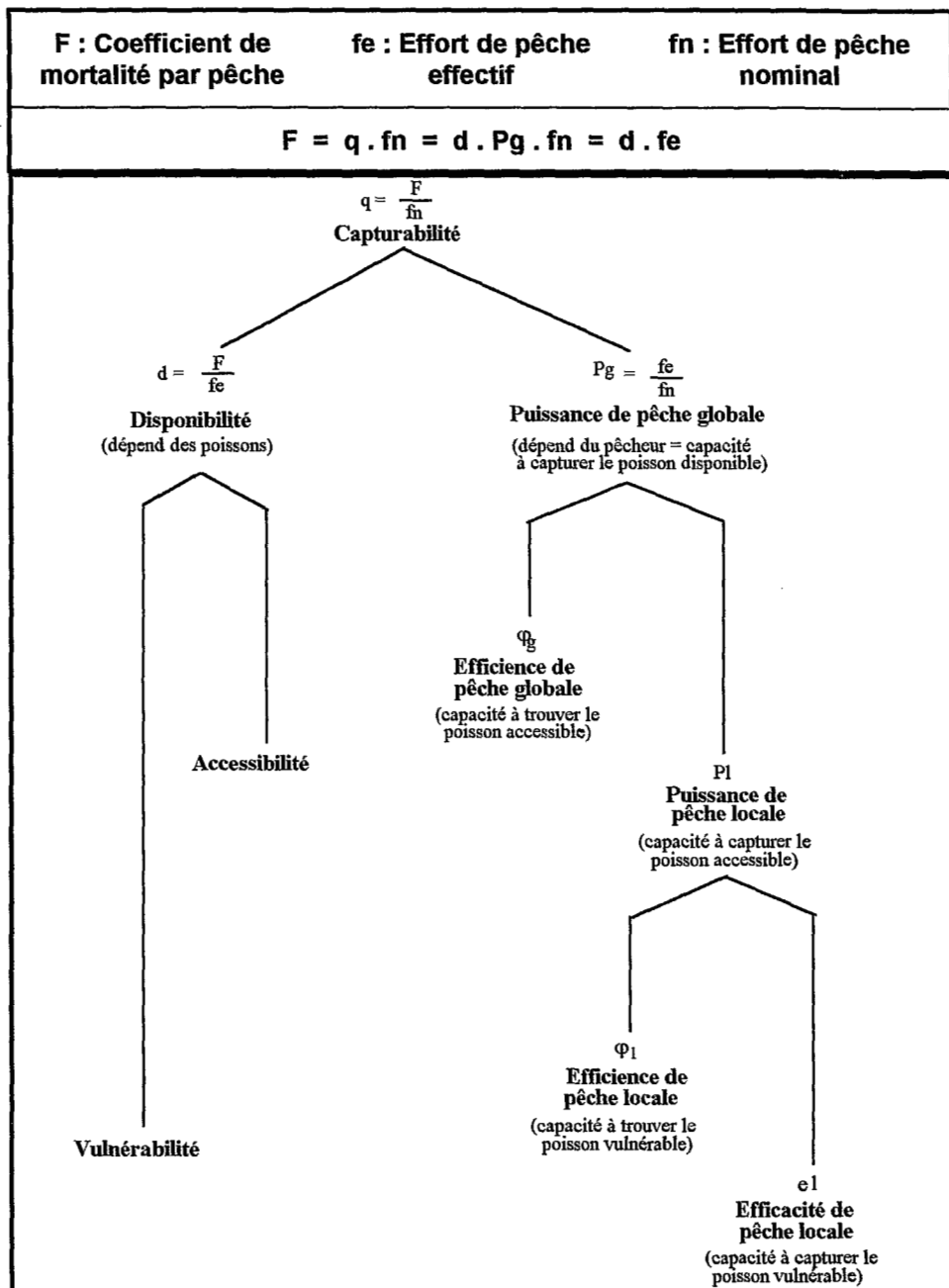


Figure 1 : Les différentes composantes de la capturabilité

Dans la pratique, distinguer les différents termes, n'est naturellement pas toujours possible, (voire même, dans certains cas, pas justifié). En particulier, lorsque l'accessibilité et la vulnérabilité sont peu discernables, ou lorsque les variations de vulnérabilité peuvent être négligées, on tend à confondre : d'une part, efficacité globale et efficacité locale ; et d'autre part, puissance locale et efficacité locale. On considère alors, les puissances globales comme le produit d'une efficacité et d'une puissance locale. Ceci revient à faire l'hypothèse, soit que la vulnérabilité est constante par zone et unité de temps (répartition spatio-temporelle homogène), soit que la manière dont le pêcheur tient compte des éventuelles variations de vulnérabilité ne dépend pas de l'intervalle de temps considéré ( $\Phi = \text{cte}$ ). De même, assimiler puissance globale et puissance locale revient à considérer soit la répartition homogène à l'échelle du stock, soit l'efficacité de pêche constante. **Distinguer, au plan des concepts, les différentes composantes de la puissance de pêche globale, permet ainsi de préciser les hypothèses sous-jacentes de telle ou telle méthodes de quantification de l'effort effectif.**

#### **. Facteurs technologiques et facteurs humains**

Une autre manière de décomposer la puissance de pêche globale, est de considérer les différents facteurs qui contribuent à ce qu'elle soit différente d'un navire à l'autre ou d'une année à l'autre. Ces facteurs sont de deux ordres.

Les premiers peuvent être qualifiés de **facteurs technologiques**. Ils concernent :

- l'engin de pêche, plus ou moins efficace selon sa taille, son maillage, son gréement, ...
- l'embarcation dont la puissance de pêche est (parfois) relié à la taille, à la puissance motrice, aux capacités des cales, ...
- l'équipement du navire, notamment en appareil d'aide à la navigation ou d'aide au repérage du poisson.

Les second **facteurs** sont **d'ordre humain**. Ils correspondent à la capacité de l'équipage à utiliser les moyens de capture dont il dispose (engin de pêche, navire et appareillage). Cette capacité s'accroît souvent au cours du temps ; c'est la notion de courbe d'apprentissage, telle qu'elle est définie par Low (1976). Dans bien des cas cependant, l'impact respectif des facteurs technologiques et humains est difficilement discernable (l'expérience acquise dans l'interprétation d'un écho de sondeur, va par exemple de paire avec des améliorations techniques de l'appareil lui-même). Estimer la courbe d'apprentissage s'avère alors impossible.

On notera enfin que les facteurs technologiques comme les facteurs humains sont susceptibles d'influer sur chacun des trois termes : efficacité globale, efficacité locale et efficacité locale. On y reviendra dans l'exemple traité plus loin.

## 2.2 - Estimation des puissances de pêche

Pour estimer sur un intervalle de temps donné, les puissances de pêche de différents navires ou catégories de navires, dans un but de comparaison, les méthodes usuelles (Robson, 1966 ; Laurec, 1977 ; ...) constituent des outils appropriés sur lesquels on ne reviendra pas ici. Quelques précisions s'imposent, en revanche, en ce qui concerne l'étude de l'évolution des puissances de pêche au cours du temps. Plusieurs cas sont à distinguer.

1. Le premier est naturellement le cas simple qui ne doit pas être négligé. Dans un certain nombre de situations, et notamment en période d'installation et de développement d'une pêcherie, l'accroissement de l'effort effectif est essentiellement lié à celui de l'effort nominal. Les variations de puissance de pêche peuvent raisonnablement être négligées. Au moins dans une première approche, une mesure assez rudimentaire de l'effort nominal est alors considérée comme représentative de l'effort effectif (Il n'est pas toujours nécessaire de faire compliqué !).

Il n'y a alors pas de réelle nécessité de distinguer les deux types d'effort (nominal et effectif), et on parle d'**effort de pêche au sens large**. C'est, par exemple, à ce genre de situation simple, que s'applique sans difficultés la définition de l'effort donnée par Poinard et Le Guen (1975).

2. Bien souvent cependant, on est amené à tenir compte des facteurs technologiques susceptibles de modifier l'efficacité réelle d'une unité d'effort de pêche nominal. On a recours alors à la notion d'**effort nominal corrigé**. Selon les cas, différents facteurs peuvent être considérés pour définir l'unité d'effort correspondante (on tiendra compte par exemple, du temps de pêche effectif, de la taille ou du nombre d'engins, de l'effectif de l'équipage, du tonnage ou de la puissance motrice du navire...). Les possibilités sont ici très nombreuses et bien connues par ailleurs (cf. Gulland, 1969 ; Postel, 1973 ; Laurec et Le Guen, 1981 ; Brethes et O'Boyle, 1990 ; ...).

Trois remarques s'imposent néanmoins. Premièrement, une telle correction n'est justifiée que si une relation certaine existe entre le facteur pris en compte et la puissance de pêche globale des navires (les "mauvais exemples" sont malheureusement nombreux). Deuxièmement, cette mesure de l'effort n'enlève rien à l'intérêt de la notion d'effort nominal (Laurec et Le Guen, 1981) ; il peut en particulier être utile d'analyser les relations entre ces deux efforts (et de ré-exprimer les diagnostics en fonction de l'effort nominal). Enfin, il est souvent impossible de vérifier que l'effort nominal corrigé est une mesure de la pression réelle exercée sur le stock. **C'est donc par hypothèse (généralement invérifiable) que l'effort nominal corrigé est considéré comme une mesure de l'effort effectif.**

L'effort effectif reste une notion strictement définie (un concept "dure"). En revanche, cette notion, quantifiée par l'intermédiaire d'un effort nominal corrigé, est l'objet d'une estimation ; elle est donc sujette à une incertitude plus ou moins grande, et elle-même difficile voire impossible à quantifier (une mesure "floue"). Une démarche pragmatique s'impose alors pour juger du caractère "raisonnable" de l'hypothèse

suivante : la puissance de pêche globale (et donc chacun des termes : efficacité globale, efficacité locale, efficacité locale) d'une unité d'effort de pêche nominal corrigé est supposée constante dans le temps. Admettre cette hypothèse, conduit à valider la mesure réalisée (et réciproquement).

3. Le calcul d'un **effort de pêche standardisé** est sans doute la méthode la plus usuelle dans les groupes de travail chargés de l'évaluation des stocks. Cet effort standardisé constitue, en fait, un cas particulier d'effort nominal corrigé. Il tient généralement compte de l'hétérogénéité de la flottille considérée, et parfois de la variabilité spatio-temporelle qui affecte la disponibilité de la ressource. Comme précédemment, l'utilisation de ce type de méthode est valide sous l'hypothèse que l'unité d'effort standard (effort nominal du navire ou de la catégorie de navire pris comme standard) présente une puissance de pêche constante au cours de la période étudiée.

4. Dans un certain nombre de situations, il s'avère impossible de choisir un standard qui ne présente pas des écarts importants à cette hypothèse. C'est actuellement le cas pour de nombreuses flottilles dans lesquelles les caractéristiques des navires (tonnage, puissance motrice,...) évoluent peu, alors qu'un processus continu d'innovations technologiques (concernant l'appareillage électronique, le gréement des engins, l'équipement de pont,...) est susceptible d'entraîner de fortes hausses des puissances de pêche globales.

L'étude des seules PUE (nominales ou corrigées) s'avère ici insuffisante. Leur accroissement éventuel peut être lié à une augmentation soit de la biomasse accessible, soit des puissances de pêche, sans que l'indétermination puisse être levée. En l'absence d'évaluations directes de l'abondance du stock, **l'analyse des puissances de pêche ne peut ainsi être abordée qu'à partir d'une comparaison entre les coefficients de mortalité par pêche et les efforts de pêche nominaux** (Laurec et Le Guen, 1981). L'analyse des cohortes permet l'estimation des mortalités par pêche requises pour une telle étude.<sup>(1)</sup>

On notera que la perspective est ici renversée. L'estimation d'un effort de pêche effectif n'est plus un préalable à la modélisation de la dynamique du stock. Cette grandeur n'est pas utilisée dans la modélisation. A l'inverse, l'analyse des cohortes fournit une estimation des coefficients  $F$  par âge et intervalle de temps. Une estimation des capturabilités peut en être déduite. Elle est utilisée pour étudier l'évolution passée des puissances de pêche globales. On cherche donc ici à s'appuyer sur la

---

(1) Ceci est vraie à condition que les résultats de cette analyse soient eux-mêmes indépendants des données d'effort de pêche. C'est le cas des résultats obtenus dans la "zone de convergence" de l'analyse, quelque soit la méthode d'ajustement utilisée. C'est également le cas lorsqu'on utilise des méthodes d'ajustement telles que : l'analyse non calibrée, l'analyse descendante ou l'analyse combinée (Gascuel *et al*, 1993).

connaissance des captures passée pour analyser la dynamique d'évolution de l'effort de pêche effectif, développé par les flottilles.

Une des voies d'approche possible est de modéliser l'évolution de la puissance de pêche de chaque flottille en fonction du temps. Les variations de capturabilité sont ainsi scindées en deux termes : une tendance, considérée par hypothèse comme étant représentative d'une dérive des puissances de pêche globales ; des fluctuations autour de cette tendance, liées notamment aux changements erratiques de disponibilité. Par ailleurs, le calcul de capturabilités partielles par zone et la modélisation linéaire permettent d'estimer des puissances de pêche locales. On peut ainsi décomposer les puissances globales  $P_g$  en puissances locales  $P_l$  et efficacités globales  $\Phi_g$ . On en trouvera une illustration dans l'exemple qui suit.

### 3 - UN EXEMPLE : L'EXPLOITATION DU THON ALBACORE DANS L'ATLANTIQUE EST

En matière de quantification des puissances de pêche, l'exploitation thonière constitue en quelque sorte un cas d'école : les évolutions technologiques y ont été rapides dans ces dernières années ; la zone de pêche potentiellement très vaste et le caractère migratoire des espèces laissent supposer des variations spatiales d'accessibilité et des changements temporels de l'efficacité de pêche globale ; la répartition des animaux en bancs induit des variations de vulnérabilité et d'efficacité de pêche locale ; la présence, au sein des captures, d'espèces ou de catégories d'âge de valeurs commerciales différentes peut entraîner des changements de tactique de pêche. Il s'en suit des évolutions de puissances de pêche variables selon les espèces et les catégories d'âge.

Dans un récent travail, Gascuel *et al* (1993) analysent l'évolution des puissances de pêche de 1980 à 1990, pour les deux principales flottilles exploitant l'albacore (*Thunnus albacares*) dans l'Atlantique Est : la flottille de senneurs Franco-Ivoir-Sénégalais (dite flottille FIS) et la flottille de senneurs espagnols. Afin d'illustrer les précédentes définitions, on reprendra ici les principaux résultats de cette étude, complétés de quelques données additionnelles.

#### 3.1 - Méthodes

Les statistiques d'effort de pêche nominal, de captures numériques ou pondérales, totales ou par classe de taille, sont disponibles pour chacune des flottilles exploitant le stock, par mois et par carré géographique de 5° de latitude et longitude de côté (sources : Centre de Recherches Océanographiques de Dakar Thiaroye, et International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas). Un **effort nominal global** est estimé (en équivalent jours de mer senneur). Les captures par groupe d'âge trimestriel sont estimées au moyen de clés de conversion taille/âge mensuelles, ajustées chaque année à l'abondance des cohortes (Gascuel, 1993). L'analyse des

cohortes est conduite selon une méthode qui combine, d'une part, calcul en mode inverse (ou analyse ascendante) pour les cohortes pleinement exploitées, et d'autre part, calcul en mode direct (ou analyse descendante) initialisé par un recrutement estimé, pour les cohortes les plus récentes (Gascuel *et al*, 1993). On montre en particulier que les estimations de mortalités par pêche F, ainsi obtenues, sont indépendantes des données d'effort de pêche.

Les mortalités par pêche totales sont "ventilées" *au prorata* des captures, d'une part par flottille (ensemble des senneurs, soit environ 80% des captures totales ; senneurs FIS ; senneurs espagnoles), et d'autre part, par flottille et grandes zones de pêche. On en déduit les capturabilités totales et partielles correspondantes ( $q = F/fn$ ).

A partir des capturabilités par âge trimestriel, année et flottille, on calcule des capturabilités moyennes ( $q_{a,y,h}$ ) par catégorie d'âge, année et flottille (respectivement a, y, h). (Il s'agit ici de moyennes pondérées par le poids des captures.) Les catégories d'âge correspondent à des groupements écologiques *a priori* susceptibles de définir les stratégies de pêche des flottilles : les juvéniles (âges trimestriels 3 à 8), les pré-adultes (9 à 16) et les adultes (17 à 24+). Sous l'hypothèse, *a priori* réaliste dans le cas présent, que la disponibilité du stock fluctue sans tendance, les variations de capturabilité observées à l'échelle de quelques années sont interprétées comme des variations de **puissance de pêche globale**. Une régression exponentielle entre capturabilité et année permet ainsi d'estimer des taux d'accroissement inter-annuels ( $\alpha_{a,h}$ ) des puissances de pêche globales appliquées par chaque flottille à chaque catégorie d'âge. (Soit :  $q_{a,y+n,h} = Pg_{a,h}(y+n) \cdot \varepsilon_{a,y+n,h} = Pg_{a,h}(y) \cdot (1 + \alpha_{a,h})^n \cdot \varepsilon_{a,y+n,h}$ ). Une puissance globale moyenne tous groupes d'âge confondus, ainsi que son taux d'accroissement inter-annuel, sont également estimés. On en déduit un effort effectif moyen ( $f_e = fn \cdot Pg$ ).

Un modèle linéaire est par ailleurs appliqué aux capturabilités partielles par groupe d'âge annuel, trimestre, année, flottille et zone de pêche (soit :  $q_{a,s,y,h,z} = d_{a,s,z} \cdot Pl_{a,y,h} \cdot \varepsilon_{a,s,y,h,z}$ ). On en déduit deux termes : le premier, commun aux différentes années et flottilles, est interprété comme une disponibilité moyenne par groupe d'âge, trimestre et zone de pêche. Le second, est commun à l'ensemble des trimestres et zones de pêche ; son évolution tendancielle sur plusieurs années est interprétée comme une variation de **puissances de pêche locale** par groupe d'âge et flottille. Comme précédemment, on estime par régression exponentielle, un taux d'accroissement inter-annuel ( $\beta_{a,h}$ ) des puissances locales appliquées par chaque flottille à chaque catégorie d'âge (ou en valeur moyenne des différents âges).

Enfin, les efficacités de pêche globale étant égales au rapport entre puissances globales et locales ( $\Phi_g = Pg/Pl$ ), on déduit des différentes grandeurs précédentes des taux d'accroissement des efficacités globales.

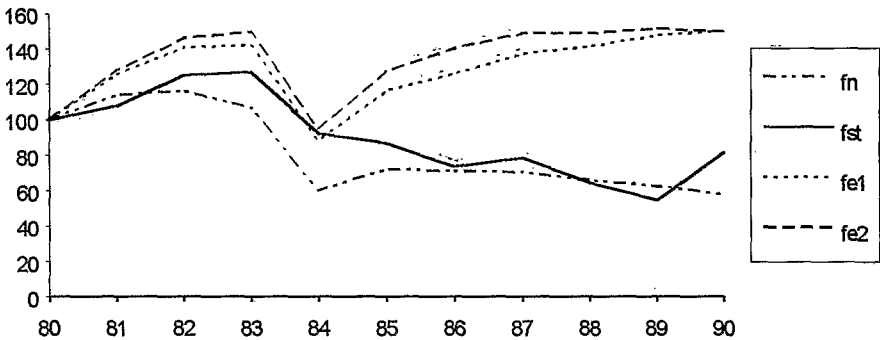


### 3.2 - Résultats et interprétation

#### . Evolution globale de l'effort

De 1980 à 1990, les puissances de pêche globales moyennes (i.e. tous groupes d'âge confondus) de l'ensemble des senneurs s'accroissent significativement avec un taux moyen de +13% par an. Pour l'ensemble des flottilles (senneurs, canneurs et palangriers), l'accroissement moyen est d'approximativement +10% par an, soit une multiplication par un facteur 2,5 au cours de la période de 11 ans. Cette évolution moyenne cache cependant des différences entre le début de la décennie, marquée par un accroissement extrêmement rapide (+18% et +12% par an entre 1980 et 1986, respectivement pour les senneurs et pour l'ensemble de la flottille) et la fin marquée par un accroissement plus modéré (+10% et +7% par an entre 1986 et 1991).

La courbe d'évolution de l'effort nominal appliqué sur le stock (fig. 2) accuse en 1984, une chute d'un facteur 2, liée au départ d'une partie de la flottille vers l'océan Indien. Cet effort nominal reste ensuite sensiblement constant. **L'estimation des puissances de pêche permet cependant de montrer que l'effort effectif, et donc, la pression réelle exercée sur le stock, retrouve dès 1988, le niveau de l'année 1983.**



**Figure 2 - Evolution relative (unités arbitraires base 100 en 1980) des différentes séries d'efforts de pêche développés par l'ensemble des flottilles exploitant l'albacore dans l'Atlantique Est.**

- *fn* : effort nominal global (en équivalent temps de mer des senneurs) ;
- *fst* : effort standardisé (en équivalent temps de recherche des senneurs FIS de catégorie de tonnage classe 5) ;
- *fe1* : effort effectif estimé sous l'hypothèse d'un taux d'accroissement des puissances de pêche globales de 10% par an de 1980 à 1991 ;
- *fe2* : effort effectif estimé sous l'hypothèse d'un taux d'accroissement des puissances de pêche globales de 12% par an de 1980 à 1986 et de 7% par an de 1986 à 1991 (voir texte).

Ces résultats peuvent être comparés avec ceux obtenus par les méthodes usuelles de standardisation de l'effort de pêche (in Fonteneau et Diouf, 1992). Au cours de la décennie 70 et jusqu'en 1984, le *ratio* effort standardisé sur effort nominal, s'accroît régulièrement à un taux moyen de +7% par an (fig. 3). Les procédures de standardisation permettent donc d'estimer, ici, un taux théorique d'accroissement de la puissance globale. Le taux d'accroissement obtenu (+7% par an) est cependant sous-estimé si on le compare, entre 1980 et 1984, à celui issu de l'analyse des cohortes (+10% ou 12% selon les hypothèses). Autrement dit, jusqu'en 1984, la standardisation de l'effort permet de rendre compte, mais de manière imparfaite, de l'accroissement des puissances de pêche.

Au delà de 1984, la modification de la structure même de la flottille a pour conséquence que l'effort standardisé apparaît cette fois totalement inadapté comme mesure de l'effort effectif. Ainsi, le rapport *fst/fn* diminue, alors que la flottille connaît de nombreuses innovations technologiques (Fonteneau et Pallares, 1991 ; Ariez *et al*, 1991 ; Hervé *et al*, 1991) et que les résultats précédemment présentés montrent une poursuite de l'accroissement des puissances de pêche à un rythme soutenu.

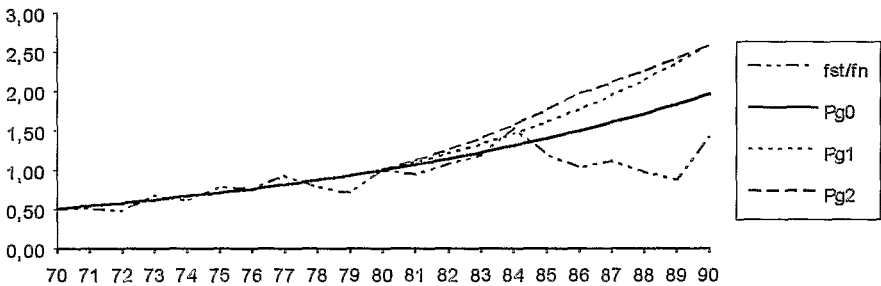


Figure 3 - Evolution comparée du ratio effort standardisé/effort nominal (*fst/fn* : valeurs observées - *Pg0* : modèle exponentiel ajusté sur la période 1970-1984) et de la puissance de pêche globale estimée (*Pg1* et *Pg2* se rapportent aux hypothèses *fe1* et *fe2* de la figure 2)

### . Schémas d'évolution par catégorie d'âge et par flottille

Les résultats obtenus par catégorie d'âge et flottille, pour différents intervalles d'années, peuvent être présentés de manière synthétique en distinguant trois schémas types d'évolution (Tab. 1)

- Le premier schéma correspond à l'évolution de la flottille FIS durant la période 1980 à 1988 ; il traduit une stratégie de recherche toujours plus performante des zones riches en gros albacores ; l'efficacité de pêche globale appliquée aux adultes s'accroît ainsi significativement (+9% par an). Dans le même temps, cette recherche

s'effectue au détriment des petits et moyens albacores, aboutissant à une stagnation de l'efficience globale moyenne. Elle n'exclut naturellement pas un accroissement de la puissance locale, variable selon les catégories d'âge. Au total, l'accroissement de la puissance globale moyenne (+10%) reste cependant essentiellement lié à celui de la puissance globale appliquée aux adultes.

Un tel schéma paraît relativement logique quand on sait que les équipages de la flottille FIS sont incités à capturer les gros albacores, par l'intermédiaire d'un système de rémunérations proportionnelles à la production en valeur. Il peut, par ailleurs, être mis en parallèle avec l'une des innovations spécifiques à cette flottille : la diffusion de cartes satellitaires de la température de surface. Ces cartes constituent *a priori* un facteur d'accroissement de l'efficience globale (Tab. 2).

**Tableau 1** : Schémas d'évolution des puissances de pêche des flottilles de senneurs franco-ivoiro-sénégalais (FIS) et espagnols, au cours de la période 1980-1990 : taux d'accroissement inter-annuels (en %) des puissances de pêche globales (Pg), des puissances de pêche locales (Pl) et des efficacités de pêche globales (ϕg). Les évolutions significatives à plus de 90 % de certitude sont en gras ; celles significatives entre 80 et 90 % de certitude en italiques ; seule la tendance est indiquée, pour celles significatives à moins de 80 % de certitude.

	Pg	Pl	ϕg
<b>Schéma 1 (senneurs FIS (1980-1988))</b>			
Moyenne	<b>+10</b>	<b>+ 10</b>	<b>0</b>
Adultes	<b>+16</b>	<b>+ 6</b>	<b>+9</b>
Pré-adultes	<b>+ 8</b>	<b>+ 12</b>	<b>- 3</b>
Juveniles	-	+	-
<b>Schéma 2 (senneurs espagnols 1980-1986)</b>			
Moyenne	<b>+ 16</b>	<b>+ 15</b>	<b>+ 1</b>
Adultes	<b>+ 22</b>	<b>+ 28</b>	<b>- 5</b>
Pré-adultes	<b>+ 11</b>	<b>+ 9</b>	<b>+ 2</b>
Juveniles	<b>- 9</b>	-	-
<b>Schéma 3 (senneurs espagnols 1985-1990)</b>			
Moyenne	-	<b>- 4</b>	-
Adultes	-	-	-
Pré-adultes	<b>- 11</b>	<b>- 12</b>	<b>+1</b>
Juveniles	<b>+ 8</b>	<b>+ 13</b>	<b>- 4</b>

**Tableau 2** : Quelques exemples de facteurs technologiques et humains susceptibles d'expliquer l'accroissement des différentes composantes de la puissance de pêche globale des flottilles de senneurs exploitant l'albacore dans l'Atlantique Est.

		Facteurs technologiques	Facteurs humains
Pg	φg	- diffusion des cartes satellitaires de la température de surface (flottille FIS) - augmentation de l'autonomie des navires (puissances motrices, capacités en cale, ...)	- accumulation de l'expérience concernant les zones et périodes favorables - prise en compte des avis satellitaires
	φl	- introduction et développement des radars à oiseaux - utilisation d'engins flottants artificiels (flottille espagnole) - amélioration des sonars	- coopération dans la recherche des bancs, entre navires d'une même flottille - expérience en matière d'utilisation des radars, sonars,...
	el	- accroissement de la puissance des power-blocks et de la taille des sennes - introduction des sennes avec anneaux ouvrants - augmentation du lest des sennes	- diminution de la compétition entre navires, pour l'exploitation d'une concentration (diminution du nombre de bateaux depuis 1984)

Pg : puissance de pêche globale ; Pl : puissance de pêche locale ; el : efficacité de pêche locale  
φg : efficacité de pêche globale ; φl : efficacité de pêche locale

- Le second schéma d'évolution concerne la flottille espagnole en début de décennie ; il traduit une **stratégie de concentration de l'effort effectif sur les gros albacores, dans les zones de pêche traditionnelles**. Ainsi, concernant les adultes, c'est cette fois la puissance locale qui augmente (+28% !), tandis que l'efficacité de pêche régresse ; la puissance globale résultante s'accroît pour cette catégorie d'âge (+22%), entraînant une augmentation de la puissance globale moyenne (+16%) plus forte que dans le schéma précédent. On note qu'une telle stratégie s'effectue au dépend de la prospection de zones nouvelles et de la puissance de pêche appliquée localement aux juvéniles (les deux effets se cumulent d'ailleurs pour cette catégorie d'âge, entraînant une diminution sensible de Pg).

- Le troisième schéma d'évolution concerne la flottille espagnole en fin de décennie ; il traduit une **concentration de l'effort effectif sur les juvéniles, dans les zones de pêche traditionnelles** (augmentation de la Puissance locale correspondante). Cette évolution s'effectue au détriment, d'une part, de la prospection de zones nouvelles, et d'autre part, de la puissance de pêche appliquée localement aux autres catégories d'âge. Contrairement aux précédentes, une telle stratégie est caractérisée par des puissances de pêche moyennes qui semblent orientées à la baisse.

Cette évolution, apparemment paradoxale, correspond à la recherche des concentrations pluri-spécifiques de listao et petits albacores. Elle apparaît en réalité logique, lorsqu'on sait que les équipages sont ici rémunérés proportionnellement à leur production en tonnage. Elle peut enfin être mise en parallèle avec le développement récent d'une pêche sur engins flottants artificiels. Cette technique, relativement spécifique à la flottille espagnole, constitue, en effet, *a priori* un facteur d'accroissement des puissances de pêche locales (Tab. 2).

En définitive, les facteurs d'évolution des puissances de pêche diffèrent ainsi pour les deux flottilles. Dans le cas de la flottille FIS, les variations d'efficacité globale jouent un rôle majeur. Dans le cas de la flottille espagnole, les variations de puissance globale sont presque exclusivement liées à des variations de puissances locales.

## CONCLUSION

Les flottilles prises ici à titre d'exemple ont connu, au cours de la dernière période, des évolutions importantes, tant en ce qui concerne les aspects technologiques que les aspects humains (Tab. 2). Ces évolutions sont de nature à expliquer les fortes variations de puissance de pêche observées (Gascuel *et al*, 1993). Compte tenu de leur caractère progressif, et de l'imbrication entre effets liés à des causes diverses, l'impact respectif de chaque innovation technologique reste très difficile à estimer.

Une telle évolution a pour conséquence que les procédures de standardisation de l'effort de pêche apparaissent insuffisantes pour estimer un effort de pêche effectif. Les méthodes d'évaluation de l'état du stock, qui requièrent une mesure de l'effort effectif (modèle global ou calibration de la VPA sur des données d'effort ou de PUE <sup>(1)</sup>), risquent alors de conduire à des diagnostics biaisés.

A l'inverse, certaines procédures d'ajustement de l'analyse des cohortes (cf. note infra paginale p.172) conduisent à des diagnostics indépendants de la mesure de l'effort de pêche. Elles permettent d'analyser rétrospectivement les évolutions de l'effort de pêche effectif et des puissances de pêche.

Dans le cas présenté, on montre, par exemple, que l'accroissement des puissances de pêche des deux flottilles, intervenu au cours de la dernière décennie, se traduit, à effort nominal constant, par un doublement de l'effort effectif tous les 5 à 8 ans. L'analyse par catégorie d'âge met également en évidence des stratégies d'évolution des puissances de pêche, différentes entre flottilles et entre périodes de temps.

---

(1) La méthode de Pope et Shepherd (1985) permet de calibrer la VPA sous l'hypothèse d'une dérive linéaire ou exponentielle des puissances de pêche. En revanche, elle semble inadaptée à des situations marquées par des inversions de tendance sur de courtes périodes, comme c'est le cas pour la flottille espagnole dans l'exemple présenté.

Les méthodes de modélisation de la dynamique des stocks sont ainsi utilisées, non pas directement pour établir des diagnostics, mais plutôt comme outils d'analyse de la dynamique de l'effort de pêche. Elles contribuent ainsi à l'étude de la dynamique d'un système de nature complexe : le système pêche. Réciproquement, une telle étude qui se rapporte à la situation passée est précieuse, lorsqu'on cherche à aller au delà du diagnostic concernant la situation présente, et à formuler des pronostics ou des recommandations de gestion, concernant l'évolution future.

Naturellement, l'extrapolation dans l'avenir des tendances observées dans le passé reste hasardeuse. De même, elle n'est pas à elle seule suffisante pour définir des modes de régulations pertinents du système pêche. (D'autres approches disciplinaires sont ici nécessaires).

Il reste néanmoins vraie, que la situation actuelle de nombreuses pêcheries rend nécessaire une distinction claire entre les deux notions d'effort de pêche, effectif et nominal. On doit ainsi chercher à traduire en "diagnostics de gestion" (i.e. exprimés en fonction de l'effort nominal) les "diagnostics d'évaluation" (i.e. estimés à partir d'un effort effectif). De ce point de vue, on insistera pour conclure sur l'intérêt de la quantification de ces deux notions d'effort, et sur celui de l'analyse de l'évolution des puissances de pêche des flottilles.

## REFERENCES

- Anonyme, 1979. Monitoring of fish stock abundance : the use of catch and effort data. *FAO Fish. Tech. Paper*, **155** : 101 p.
- Ariz J., P. Pallarés, A. Delgado de Molina, J.C. Santana, 1991. Analisis de los datos obtenidos en campanas de observadores en el Atlantico intertropical durante el Programa Ano del Rabil. *Rec. Doc. Sci. ICCAT*, **36**, 109-157.
- Beverton R.J.H., S.J. Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish population. *U.K.Min. Agric. Fish. Food, Fishery Investigations (Ser. 2)*, **19**, 533 p.
- Biseau A., 1991a. Use of fishing powers to estimate strategic choices of the Celtic Sea French fleets. *ICES C.M.1991 / B* :25, 20 p.
- Biseau A., 1991b. Relationships between fishing powers and some vessels characteristics commonly used to estimate "fishing capacity". Example of the Celtic Sea French fleets. *ICES C.M.1991 / B* : 24, 18 p.
- Brêthes J.C., R.N. O'Boyle (éd.), 1990. Méthodes d'évaluation des stocks halieutiques, Univ. Québec à Rimouski, Vol. I et II, 931 p.

- Chadwick M., R.N. O'Boyle, 1990. L'analyse des données de captures et d'effort. In: *Méthodes d'évaluation des stocks halieutiques*, Brêthes J.C., R.N. O'Boyle éd., Univ. Québec à Rimouski, Vol. I et II, 77-101.
- Fonteneau A., T. Diouf, 1992. Analyse de l'état du stock d'albacore de l'Atlantique Est (*Thunnus Albacares*) fin 1991. *Com. ICCAT SCRS/92/157*, 22 p.
- Fonteneau A., P. Pallarés, 1991. Evolution récente des pêcheries thonières à la senne dans le Golfe de Guinée. *Rec. Doc. Sci. ICCAT*, **36**, 427-478.
- Gascuel D., 1994. Une méthode simple d'ajustement des clés taille/âge : application aux captures d'albacores (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique Est. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**, 723-733.
- Gascuel D., A. Fonteneau, E. Foucher, 1993. Analyse de l'évolution des puissances de pêche par l'analyse des cohortes : application aux senneurs exploitant l'albacore (*Thunnus albacares*) dans l'Atlantique Est. *Aquat. Living Resour.*, **6**, 15-30.
- Gulland J., 1956. On the fishing effort in the English demersal fisheries. *Fish. Invest. London*, Ser. 2, **20**(5), 41 p.
- Gulland J., 1969. Manuel des méthodes d'évaluation des stocks d'animaux aquatiques. Première partie : analyse des populations. *Man. FAO Sci. Halieut.*, **4**, 160 p.
- Hervé A., F. X. Bard, F. Gonzales Costas, 1990. Facteurs d'accroissement potentiels de la puissance de pêche des senneurs tropicaux français et espagnols entre 1985 et 1989. *Rec. Doc. Sci. ICCAT*, **35**, 8-13.
- Laurec A., 1977. Analyse et estimation des puissances de pêche. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **37**, 173-185.
- Laurec A., J. C. Le Guen, 1981. Dynamique des populations marines exploitées. Tome I : concepts et modèles. *Rapp. Sci. et Tech. CNEXO*, **45**, 117 p.
- Low L.L., 1976. Derivation of catch per unit of effort from commercial fishing statistics for the Bering Sea, 1964-73. In: *Monitoring of fish stock abundance : the use of catch and effort data. FAO Fish. Tech. Pap.* 155 : 69-84.
- Poinsard F., J.C. Le Guen, 1975. Observation sur la définition d'une unité d'effort de pêche applicable à la pêcherie de thon de l'Atlantique tropical africain. *Rapp. P V réunion Cons. int. Explor. Mer*, **168**, 39-43.
- Pope J.G., J.G. Shepherd, 1985. A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, **42**, 129-151.
- Postel E., 1973. La théorie des pêches (dynamique des populations exploitées). *Univ. de Rennes*. 116 p. (miméo).
- Robson D. S., 1966. Estimation of the relative fishing power of individual ships. *ICNAF Res. Bull.*, **3**, 5-15.





**EFFORTS EFFECTIFS - EFFORTS NOMINAUX  
QUELQUES QUESTIONS DE TRADUCTION**

Francis Laloë

ORSTOM - HEA  
BP 5045, 34032 Montpellier cedex 1

---

**RESUME**

L'activité de pêche est généralement exprimée en termes d'efforts effectifs ou d'efforts nominaux. Dès lors qu'on désire exprimer des modifications d'efforts effectifs selon des modifications d'efforts nominaux, et réciproquement, il devient nécessaire de poser la question de la nature des traductions possibles. La réponse à cette question n'est pas simple et nous indiquons que l'existence et la nature d'une traduction dépend en fait de la nature de l'exploitation halieutique concernée et de la représentation qu'on s'en donne.

**ABSTRACT**

fishing activity is most of the time described in terms of nominal or effective efforts. If we want to represent given changes of effective effort according changes in terms of nominal efforts, or inversely, we must determine the nature of possible translations. The answer to this question is not unique and we show that the existence and the nature of a translation widely depends on the nature of the exploitation and on the framework used to represent this exploitation.

## INTRODUCTION

L'étude de la dynamique des populations exploitées par la pêche implique bien évidemment la prise en compte de l'impact de l'activité de pêche sur ces populations. Il paraît naturel de rechercher à représenter cet impact en termes de mortalités par pêche décrites de façon plus ou moins synthétique selon les hypothèses pouvant être formulées, c'est-à-dire en tenant compte ou non de variations spatio-temporelles et/ou de structures démographiques etc.

Les mortalités par pêche peuvent être appréhendées en utilisant ou non l'information disponible sur l'activité des unités de pêche. Les deux situations "extrêmes" étant l'analyse des cohortes, qui permet d'estimer des mortalités à partir de données de captures<sup>1</sup>, et le recours à des modèles synthétiques (ou globaux) pour lesquels la mortalité par pêche est une fonction d'un effort de pêche. Dans le second cas la relation entre effort et mortalité sera d'autant plus satisfaisante qu'elle est plus simple, c'est-à-dire par exemple si il y a une relation de proportionnalité entre effort  $f$  et mortalité  $F$ , l'effort  $f$  étant alors un effort effectif. Une telle relation de proportionnalité n'est cependant pas nécessaire (Laurec et Le Guen 1981), il est en effet possible d'introduire dans l'équation d'un modèle une relation non linéaire entre effort et mortalité (voir par exemple Ulltang, 1980) et, par ailleurs, la souplesse des modèles synthétiques peut être suffisante, au moins dans certains cas, pour rendre compte de non linéarités non explicitement introduites dans l'équation des modèles (Laloë et Samba 1990). L'hypothèse incontournable réside dans le fait qu'à une valeur d'effort effectif, correspond une seule distribution de mortalité et qu'à deux valeurs différentes d'efforts effectifs sont associées deux distributions différentes de mortalité.

Dès lors que l'information disponible sur l'activité des pêcheurs, information généralement dénommée "effort nominal", est utilisée pour évaluer, même en partie, la mortalité par pêche, la question de la traduction d'efforts nominaux en efforts effectifs est posée. Inversement, dès lors que les connaissances acquises en terme de dynamique des populations sont utilisées dans le domaine de la "gestion", la question de la traduction inverse d'efforts effectifs en termes d'activité de pêche -c'est-à-dire en termes d'efforts nominaux-, se pose également.

Il convient donc de noter l'existence d'au moins deux points de vue sur l'activité de pêche, source d'information pour l'évaluation de son impact sur la ressource d'une part, source d'identification de moyens de gestion d'autre part. Ce double point de vue peut entraîner quelques difficultés pour une définition claire d'un effort nominal.

---

<sup>1</sup>L'étalement des analyses de cohortes à l'aide d'informations sur l'activité de pêche est cependant un sujet de recherches très actuel ayant fait l'objet d'une revue récente (Laurec 1993).

L'objet de cette contribution est de mettre l'accent, à partir de quelques illustrations, sur quelques aspects des problèmes liés à ces traductions entre efforts nominaux et effectifs, en discutant de quelques questions qui en découlent.

Le premier aspect abordé est celui de l'existence de traductions ou plus précisément celui de leur nature.

Le second aspect est celui du choix d'une représentation de l'effort, en montrant qu'une démarche halieutique (et halieumétrique) ne peut se contenter de la seule recherche d'une relation "mortalité - état de la ressource", même si cette recherche demeure nécessaire.

### **Nature des traductions d'efforts nominaux en efforts effectifs.**

Il n'est naturellement pas possible de prétendre qu'à une valeur donnée d'effort effectif correspond une valeur exacte de mortalité par pêche. On peut par contre très bien envisager la double hypothèse selon laquelle

- à une valeur (éventuellement multivariée) donnée d'effort nominal, correspond une valeur donnée (également éventuellement multivariée) d'effort effectif, fonction plus ou moins compliquée de l'effort nominal,
- à une valeur donnée d'effort effectif, correspond une distribution donnée de mortalité pouvant être décrite par plusieurs paramètres parmi lesquels on privilégie l'espérance  $E(F)$ .

Une telle hypothèse est présente dans la formulation suivante :

$$f_e = g(f_n) \text{ et } E(F) = q f_e$$

où  $q$  est le classique paramètre de capturabilité et  $g(f_n) = f_e$  est la traduction en effort effectif  $f_e$  de l'effort nominal  $f_n$ .

Garrod (1973) définit les "integrated fisheries" constituées d'unités de pêche pouvant changer, selon les circonstances, de "métier" ou "technotope" ou "tactique" selon diverses appellations ou définitions en cours. Il indique que le comportement de ces "integrated fisheries" infère un déséquilibre présent même si l'activité reste pratiquée par les mêmes unités de pêche ; ce déséquilibre est en contradiction avec l'objectif classique de la gestion des pêches à l'équilibre. Il est intéressant de noter que Garrod précise de plus que cette caractéristique peut être observée aussi bien auprès de pêcheries transocéaniques que de pêcheries artisanales. Ce type de pêcheries a été également décrit par Gulland et Garcia (1984) sous le nom de "Single multipurpose fisheries" et, de façon générale, leur étude conduit à l'analyse de la dynamique des flottes de pêche dont l'importance a été soulignée entre autres par Hilborn (1985).

La figure 1 ci dessous illustre deux situations bien différentes. Une pêcherie constituée de deux flottes exploite une ressource composée de deux stocks migrateurs

A et B. la première flotte est composée de 5 unités symbolisées par des triangles. Ces unités sont spécialisées dans l'exploitation du stock A, mettant leur savoir faire à profit pour suivre ce stock dans ses déplacements. Les 10 unités de la seconde flotte (symbolisées par des croix) ont un rayon d'action limité et mettent à profit leur savoir faire pour rechercher à chaque moment un stock qui leur est accessible.

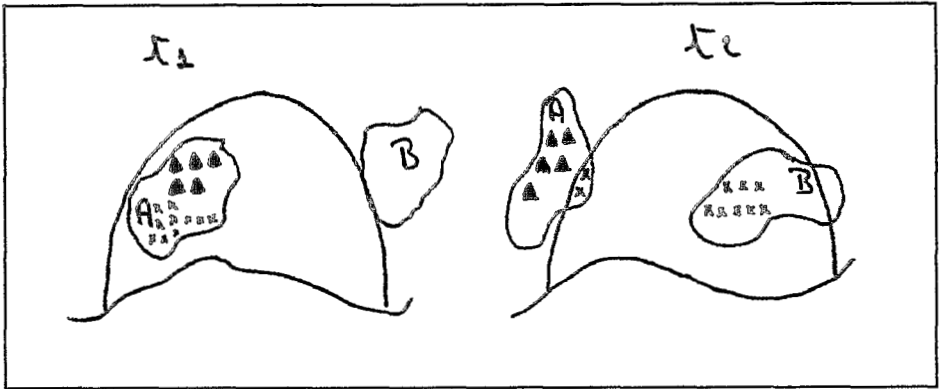


Figure 1 : Exploitation par deux flottes de pêche, à deux instants  $t_1$  et  $t_2$ , d'une ressource composée de deux stocks (voir texte)

Dans les deux situations présentées (temps  $t_1$  et  $t_2$ ), les unités de la première flotte exercent bien leur activité à l'encontre du stock A alors que celles de la seconde ont réalisé un report d'effort du stock A vers le stock B. L'effort effectif (sur le stock A) engendré par l'activité nominale de la première flotte peut être en première approximation considéré comme une fonction, éventuellement compliquée, de l'effort nominal déployé par ses unités.

Les efforts effectifs engendrés par l'activité nominale des unités de la seconde flotte sont évidemment dépendants des proportions, variables,  $p_A$  et  $p_B$ , de ces unités choisissant de rechercher l'un ou l'autre des deux stocks. On a en  $t_1$  :  $p_A=1$  et  $p_B=0$  et en  $t_2$  :  $p_A=0,2$  et  $p_B=0,8$ .

Si dans le premier cas, en prenant le nombre d'unités de pêche comme effort nominal, l'hypothèse de l'existence d'une traduction de la forme  $f_e=g(f_n)$  paraît acceptable, elle ne l'est plus par contre dans le second cas pour lequel il n'existe pas, pour une valeur d'effort nominal donnée, un seule valeur d'effort effectif. Il serait préférable d'écrire alors une relation de la forme :

$$f_{eA}=q_A(f_n, p_A) \text{ et } f_{eB}=q_B(f_n, p_B)$$

où les proportions  $p_A$  et  $p_B$  sont reliées au choix des pêcheurs.

Lors de l'utilisation des modèles synthétiques, il est habituel de justifier le choix d'un pas de temps annuel par l'existence de périodicité annuelle dans la capturabilité des stocks. Si dans le premier cas présenté (les unités spécialisées) ce choix peut paraître raisonnable, il l'est beaucoup moins pour ce qui concerne les unités pouvant changer d'espèce cible. En étant au moins en partie associé à leur espérance de capture, le choix des pêcheurs peut en effet largement dépendre des capturabilités ( $p_A$  et  $p_B$  dépendent aussi de  $q_A$  et  $q_B$ ). Ceci implique que les "écarts aux moyennes" pour les capturabilités peuvent avoir un impact, et donc un sens, très différent selon les cas, pouvant impliquer le choix d'un pas de temps inférieur à l'année.

Si on désire tout de même respecter l'hypothèse selon laquelle à une valeur d'effort nominal correspond une unique valeur d'effort effectif, il convient d'intégrer les probabilités  $p_A$  et  $p_B$  dans la définition de l'effort nominal. Il devient alors nécessaire de poser la question de la modélisation de  $p_A$  et  $p_B$ , ce qui revient à considérer qu'il s'agit aussi de variables à expliquer et donc à accepter l'information pouvant être utile à cette explication. Cela implique donc une information beaucoup plus importante ; cela implique aussi que l'effort nominal devient une quantité extrêmement variable ne pouvant plus être associée à une espérance unique de mortalité. Ceci conduit donc à poser différemment la question de son utilisation en termes de "paramètre de gestion".

La nature différente des traductions d'efforts nominaux en efforts effectifs selon les stratégies des deux flottes de pêche a plusieurs conséquences.

- Dans le domaine de la collecte d'information pour la recherche concernant la dynamique des stocks, il semble naturel, si on s'intéresse à la recherche d'indices d'abondances utilisables dans le cadre d'une approche synthétique, de recourir à l'information la plus efficace en termes d'estimation des divers paramètres recherchés. Lorsqu'un stock peut être exploité par les unités relevant de deux flottes de pêche (par exemple le stock A de la figure 1), l'information collectée sur l'activité des unités spécialisées dans la recherche exclusive ou privilégiée de ce stock est de qualité supérieure à celle obtenue auprès des autres unités susceptibles de réaliser des reports d'efforts plus ou moins prévisibles. On peut se contenter pour ces dernières de ne chercher à connaître que les captures qu'elles réalisent et déduire l'effort effectif qu'elles ont déployé à partir des résultats issus de l'analyse des résultats des unités spécialisées.
- Dans le domaine de la recherche de l'impact de mesures de gestion, la traduction en termes d'efforts effectifs est plus simple et précise pour les changements affectant l'activité nominale des unités "spécialisées" que pour ceux affectant celle des autres unités. Il est naturel d'imaginer une gestion à partir des premières unités. Le manque d'intérêt porté aux autres et le fait que leur activité peut nuire à la capacité de prévision selon les questions usuelles, peut par ailleurs conduire à leur disparition plus ou moins explicite des schémas de développement et

d'aménagement. Ce phénomène risque d'être amplifié de façon notoire si, pour les raisons évoquées plus haut, on est amené à négliger dans une certaine mesure la collecte d'information auprès des unités de pêches non spécialisées.

- Les conséquences des phénomènes qui viennent d'être exposés peuvent être très négatives. Ce sera le cas par exemple si la capacité des unités à réaliser des reports d'efforts s'avère être une condition nécessaire à leur viabilité...

Si on revient aux "définitions" de l'effort effectif et de l'effort nominal on peut observer que l'objectif assigné à l'effort effectif est, clairement, de donner un maximum d'information sur la mortalité par pêche. L'effort nominal n'est pas quant à lui définissable à partir d'un seul objectif clair. On peut considérer qu'il s'agit de l'activité de pêche "en général" et plus globalement de tout ce qui peut l'engendrer, comme l'investissement par exemple. L'information contenue dans les deux efforts n'est pas de même nature. L'effort effectif est une synthèse résumant l'information qu'on possède sur l'activité de pêche selon la mortalité engendrée par cette activité. Cette synthèse est par nature parcimonieuse ; dans le cas des modèles synthétiques, elle est réduite à une quantité. L'effort nominal est quelque chose de plus vague et contenant plus d'information dans la mesure où il peut être vu en définitive comme l'information à partir de laquelle de nombreuses synthèses, dont l'effort effectif, pourront être tirées.

Donner à une quantité l'appellation d'effort nominal est donc largement un abus de langage que nous commettrons par la suite pour nous référer à des mesures d'effort qui sont ne sont pas "optimisées" selon l'objectif assigné aux efforts effectifs.

La discussion qui précède ne doit évidemment en aucun cas conduire à un rejet des questions sur la dynamique des stocks. Elle indique simplement que la recherche sur la dynamique des stocks et la recherche sur la dynamique des flottes peuvent conduire à des questions différentes entraînant des priorités différentes, parfois même contradictoires, dans la collecte de l'information. Il est possible par exemple que l'information sur la dynamique des flottes soit d'une qualité dérisoire en terme d'information sur la dynamique des stocks, et réciproquement. Dans ce cas, toute collecte inféodée à l'un des aspects est "nuisible" à l'autre. Il convient alors de pouvoir poser les questions de façon indépendante, étant entendu que toutes sont nécessaires et qu'aucune n'est suffisante dans un cadre général de recherches halieutiques.

### **Le choix d'une représentation de l'effort**

Pour répondre à la question de l'impact de la pêche sur la ressource, il est bien évident que la connaissance des mortalités par pêche ou celle d'efforts effectifs est importante. Elle l'est tout particulièrement pour les modèles démographiques qui sont conçus directement à partir des mortalités, elle l'est aussi pour les modèles synthétiques.

La connaissance ainsi acquise risque cependant d'être insuffisante si elle est utilisée pour répondre à la question de savoir quelle modification d'effort nominal peut se traduire par une modification donnée d'effort effectif ou à une modification donnée de résultats de pêche comme une capture totale par exemple. Cette insuffisance peut être due à l'existence de phénomènes négligés, à juste titre lorsqu'ils ne contiennent pas d'information relativement à l'objectif recherché, lors d'opérations de standardisation visant à estimer au mieux des efforts effectifs.

Dans le contexte de l'approche globale il est peut-être possible qu'une certaine simplification soit obtenue par l'adoption d'une mesure d'effort nominal dans la formulation utilisée. Les modèles globaux s'expriment en effet par la différence entre un terme décrivant une production de biomasse et d'un terme rendant compte du prélèvement réalisé par la pêche. Si on désire satisfaire un certain réalisme, ce prélèvement est décrit par un terme " $q f_e B$ " où  $f_e$  est un effort effectif. Il est possible de préférer, dans certains cas une expression utilisant un effort nominal, quitte à compliquer la formulation du terme de capturabilité qui peut par exemple dépendre de la biomasse (Ulltang 1980).

Dans l'exemple donné par Ulltang, le problème est lié à la façon dont est réparti un stock lorsque les variations de sa biomasse se traduisent par une variation d'aire de répartition dans laquelle la densité reste constante. Le problème peut avoir des origines très diverses et peut aussi être lié au comportement des pêcheurs. C'est ce que nous allons illustrer en reprenant un exemple donné par Laloë et Samba (1990) :

Supposons qu'une étude porte sur la dynamique d'un stock exploité A dont la dynamique sous l'impact d'une mortalité par pêche est régie par un modèle de Graham Schaefer :

$$dB_A/dt = H_A B_{At} (B_{At} - B_{vA}) - q_A f_t B_{At}$$

$$\text{où } B_{vA}=2400, \quad q_A=0.002778 \quad \text{et } H_A=-0.000347$$

( $PME=500$ ,  $f_{PME}=150$ ) ( $PME$  est la prise maximum à l'équilibre).

Supposons que la mortalité par pêche soit proportionnelle au nombre d'unités choisissant une tactique "a" qui ne permet de capturer que des individus du stock A. Supposons par ailleurs que chaque unité de pêche peut choisir de mettre en oeuvre une autre tactique "b" qui ne permet de capturer que des individus d'un second stock B dont la dynamique est régie par l'équation :

$$dB_B/dt = H_B B_{Bt} (B_{Bt} - B_{vB}) - q_B f_t (B_{Bt} - \alpha B_{vB})$$

où  $Bv_B=2400$ ,  $\alpha=0.2$ ,  $H_B=-0.000347$ , et  $q_B=0.002163$  ( $PME=500$  et  $f_{PME}=313$ ).

Le terme  $\alpha Bv_B$  traduit l'existence d'une quantité de biomasse totalement inaccessible (cf. Laloë 1988). Le modèle ainsi défini est analogue à un modèle de Pella et Tomlinson (1969) avec un coefficient "m" inférieur à 2. Ce modèle présente en outre ici l'intérêt technique d'interdire toute valeur négative ou nulle de biomasse.

Si il y a N unités de pêche, les efforts effectifs à l'encontre des stocks A et B sont  $N_a$  et  $N_b$ , avec  $N_a+N_b=N$ . Nous pouvons rechercher, sous hypothèse d'équilibre, quelles valeurs  $N_a$  et  $N_b$  peuvent conduire pour un nombre total N d'unités à des CPUE (exprimées en unité monétaire) égales pour les deux espèces. Dans l'exemple numérique choisi, les prix des deux espèces sont égaux et toutes les unités choisissent la tactique a ( $N_a=N$ ) tant que la CPUE obtenue avec cette tactique est supérieure à celle obtenue avec la tactique b sur le stock vierge B ( $N \in [0,108]$  dans l'exemple présent) ; si N est plus grand que 108 il y a une solution avec  $N_a$  et  $N_b$  supérieurs à 0. Nous avons :

$$q_A B_A = q_B (B_B - \alpha Bv_B) \text{ et}$$

$$B_A = Bv_A + q_A(N - N_b)/H_A \quad ; \quad B_B = (H_B Bv_B + q_B N_b - \sqrt{\Delta})/2H_B \text{ avec}$$

$$\Delta = (-H_B Bv_B - q_B N_b)^2 - 4 H_B \alpha Bv_B q_B N_b$$

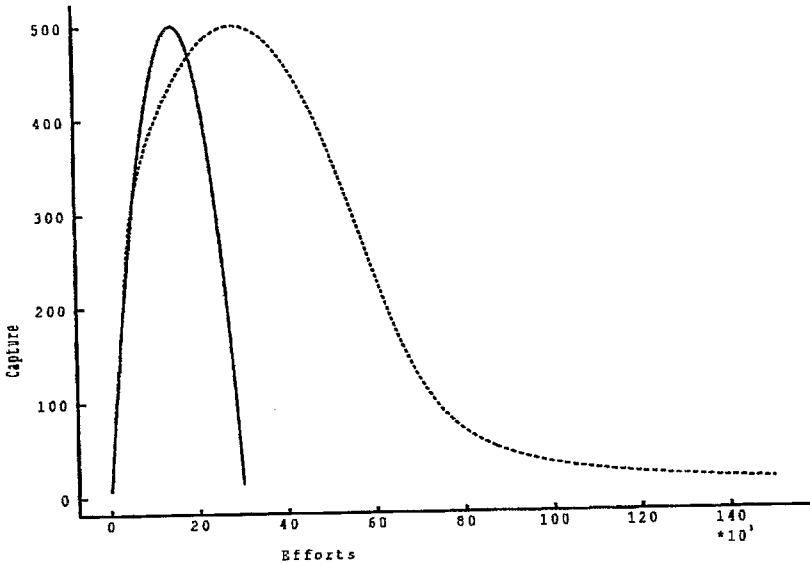
On obtient :

$$\begin{aligned} & q_A (Bv_A + q_A (N - N_b)/H_A) - q_B (H_B Bv_B + q_B N_b)/2H_B + q_B \alpha Bv_B \\ & = q_B (-\sqrt{\Delta})/2H_B \end{aligned}$$

En prenant le carré de chaque terme dans cette équation, on obtient une équation de degré 2 en  $N_b$ , qui n'a qu'une seule solution acceptable. On peut alors calculer des captures équilibrées pour le stock A comme une fonction de N, ou de  $N_a$  (Figure 2). Avec l'effort  $N_a$ , on retrouve la relation de Graham Schaefer à l'équilibre. Si on choisit de représenter l'effort par le nombre total N d'unités de pêche, on trouve une relation de "type" Pella Tomlinson avec "m" < 2.

Il y a donc un couplage des dynamiques des deux populations, avec l'existence d'une relation entre  $N_a$  et N, dont la forme est sous la dépendance de la "biologie" des deux stocks et de la logique d'exploitation des unités de pêche.





**Figure 2 :** Relations à l'équilibre entre captures et effort selon le choix de représentation de l'effort (voir texte).

Dans cet exemple,  $N_a$  constitue une mesure d'effort effectif totalement satisfaisante pour l'étude de la dynamique du stock A.  $N$  est aussi une mesure d'un effort de pêche, qu'on peut considérer ici comme un effort nominal. L'information contenue dans la relation entre captures et effort à l'équilibre issue de l'étude sur le stock A peut être utilisée pour déterminer le nombre d'unités de pêche conduisant à un résultat donné, jugé souhaitable en fonction d'un critère quelconque.

- L'utilisation de la relation entre captures et  $N_a$  permet de déterminer le nombre d'unités recherchant le stock A qu'il convient d'ajouter ou de retrancher. On peut alors proposer d'introduire ou retirer un nombre équivalent d'unités de pêche. Cette solution ne sera pas satisfaisante par rapport à l'objectif fixé si les nouvelles unités peuvent toujours choisir entre les deux tactiques. Si les nouvelles unités ne peuvent choisir que la tactique a l'objectif sera atteint, mais au prix d'une contrainte pouvant être de nature à nuire à la viabilité de ces unités de pêche.
- L'utilisation de la relation entre captures et nombre total d'unité de pêche peut être jugée a priori plus satisfaisante en ce sens qu'elle permet de déterminer quelle modification du nombre total d'unités de pêche peut conduire à une modification donnée de la capture à l'équilibre.

Il ne faut surtout pas conclure de ce qui précède que l'effort effectif serait de moindre valeur que l'effort nominal. Ils ne contiennent pas la même information et aucun n'est à lui seul satisfaisant. La relation entre capture pour le stock A et nombre total d'unités de pêche est en effet très fragile. Le doublement du prix ou la modification de l'accessibilité d'une des deux espèces changerait totalement cette relation alors que celle existant entre capture et nombre d'unités recherchant le stock correspondant est bien plus robuste (à condition que la dynamique du stock soit bien restituée par le modèle choisi pour la représenter, ce qui ne peut être démontré par la qualité des ajustements réalisés (Feller 1940, Laloë et Samba 1990).

## CONCLUSION

L'exemple présenté ci-dessus donne une représentation très caricaturale de l'activité de pêche. Il est en effet totalement irréaliste de supposer d'une part que les unités peuvent choisir entre plusieurs alternatives, et d'autre part que ce choix pourrait être réalisé une fois pour toute. C'est pourtant ce qui est supposé en recherchant pour chaque valeur donnée du nombre d'unités, le nombre  $N_a$  d'entre elles recherchant le stock A. Il conviendrait bien évidemment de poursuivre l'exercice en admettant que les choix ne sont pas définitifs et que, même pour un nombre total donné d'unités,  $N_a$  (et donc  $N_b$ ) peuvent varier (voir Laloë et Samba 1990). La question halieutique intègre dès lors la recherche de déterminants de ces variations.

L'intérêt de cet exercice est en définitive de montrer que cette question peut se poser, et, surtout, d'indiquer qu'elle devient nécessaire dès qu'on abandonne l'hypothèse selon laquelle à un effort nominal donné ne correspond plus un unique effort effectif, et donc une unique distribution de mortalité par pêche.

- En s'en tenant à la seule question de l'impact, exprimé en termes de mortalités, de l'activité de pêche sur la ressource, on ne peut discuter des résultats d'un changement d'activité que selon le changement qu'il entraîne en termes de changement de mortalité. Cette situation peut être plus ou moins satisfaisante selon les cas ; elle permet d'évoquer l'exploitation réalisée par des unités de pêche spécialisées dont l'effort nominal peut être modulé dans le cadre d'accords et règlements de pêche par exemple. Dans un tel contexte, il n'est pas déraisonnable d'envisager une gestion à l'équilibre, caractérisée par des résultats durables, ou stationnaires en adoptant la terminologie de l'analyse des séries chronologiques. L'évocation de la stationnarité deviendra cependant d'autant plus délicate qu'une partie importante de l'exploitation peut être le fait d'unités de pêche "non spécialisées".

- Dans certains cas, concernant par exemple nombre de pêcheries multisécifiques tropicales, on ne peut guère espérer produire une connaissance efficacement utilisable pour la gestion sans réaliser une étape préalable d'identification

de sources de variations (Gulland 1982). Lorsque les unités de pêche sont caractérisées par une capacité de choisir parmi plusieurs alternatives se traduisant par des impacts différents sur la ressource, l'hypothèse de l'existence d'un effort effectif fonction d'un seul effort nominal pouvant rester stable ne peut plus être acceptée. On ne doit plus rechercher une distribution de mortalité, mais une distribution de distributions de mortalité, et les diagnostics éventuels portés sur l'exploitation dans son ensemble doivent être faits à la lumière de cette distribution de distributions. Il est alors nécessaire de se donner un cadre de représentation de l'activité autorisant une variabilité à haute fréquence de l'effort effectif. Un tel cadre peut être obtenu en identifiant séparément les actions de pêche (pouvant être définies à partir d'un impact sur la ressource) et les unités de pêche qui mettent en oeuvre ces actions (pouvant être définies à partir de centres de décisions). Une fois adopté un tel cadre de représentation, il devient nécessaire de décrire comment et en fonction de quelles informations se réalisent les choix d'activité, c'est-à-dire comment est "adoptée" à un moment donné une distribution donnée de mortalité.

La recherche de cadres de représentation de l'exploitation autorisant une variabilité à haute fréquence de l'effort effectif n'est pas nouvelle (Allen et MacGlade 1986, Hilborn 1987, Laloë et Samba 1990, Laurec et al. 1991, Bousquet et al. 1993, Lefur ce volume). Cette recherche est probablement un axe majeur pour l'halieumétrie. Les divers modèles proposés laissent entrevoir l'énorme richesse des questions et des problématiques scientifiques associées à cet axe. Nombre de questions apparemment fort "classiques" sont posées à la lumière de l'existence de couplages des dynamiques des divers stocks exploités. Les questions portant sur la répartition spatio-temporelle des stocks, sur leur variabilité non exclusivement provoquée par la pêche, figurent ainsi en excellente position en étant étroitement associées à la stratégie des unités de pêche et à ses conséquences.

Cette recherche implique aussi un intérêt plus marqué sur la nature et la variabilité de l'environnement socio-économique, sur tous les aspects qui peuvent permettre de mieux comprendre comment se prennent les décisions et sur la variabilité associée à ces prises de décisions. Si une grande partie de la connaissance relative à ces questions relève de disciplines de sciences humaines, les disciplines de nature mathématique ou informatique doivent également jouer en ce domaine également un rôle très important, comme en témoignent déjà nombre de travaux relatifs à la modélisation et à la typologie des unités de pêche s'appuyant sur la mise en place et l'exploitation de suivis de ces unités (Murawski et al. 1983, Biseau et Gondeaux 1988, Morand et Laë 1992, Ferraris et Samba 1992, Chavance et Diallo, 1993, Rochet et Durand 1993).

## REFERENCES

- Allen P.M. and J.M. MacGlade 1986. Dynamics of discovery and exploitation, the case of scotian shelf groundfish fishery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1187-1200.
- Biseau A. et E. Gondeaux E. 1988. Apport des méthodes d'ordination en typologie des flottilles. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 44 : 261-275.
- Bousquet F. , C. Cambier, C. Mullon, P. Morand, J. Quensière et A. Pavé, 1993. Simulating the interaction between a society and a renewable resource. *J. Biol. Systems*, 1 : 199-214.
- Chavance P. et A. Diallo (à paraître). Suivi et compréhension de la dynamique des exploitations halieutiques. Premières réflexions sur un observatoire des pêches en Guinée. Table ronde "Questions sur la dynamique de l'exploitation halieutique", Montpellier, 6-8 septembre 1993.
- Feller, W. 1940. On the logistic law of growth and its empirical verifications in biology. *Acta biotheoretica*, series A. vol. V: 51-65.
- Ferraris J. et A. Samba 1992. Variabilité de la pêche artisanale sénégalaise et statistique exploratoire. In Séminfor 5, Laloë (ed), Montpellier, 2-4 septembre 1991, p. 169-190. ORSTOM Paris
- Garrod D.J. 1973. Management of multiple resources. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30 : 1977-1985.
- Gulland J. 1982. The management of tropical multispecies fisheries. In D. Pauly and G. Murphy eds. *Theory and management of tropical fisheries*. ICLARM Conf. Proc. 9 : 287-298.
- Gulland J. and S. Garcia. 1984. Observed patterns in multispecies fisheries. In *Exploitation of marine communities*, R.M. May ed. Dahlem Konferenzen, Springer Verlag, 155-190.
- Hilborn R. 1985. Fleet dynamics and individual variations~ why some people catch more fish than others ? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42 : 2-13.
- Hilborn R. and C.J. Walters 1987. A general model for simulation of stock and fleet dynamics in spatially heterogeneous fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 : 1366-1369.
- Laloë F. 1988. Un modèle global avec quantité inaccessible liée aux conditions environnementales. Application aux données de la pêche ivoiro-ghanéenne de *Sardinella aurita*. *Aquat. Living Resour.* 1, 289-298.
- Laloë F. and A. Samba 1990. La pêche artisanale au Sénégal : ressource et stratégies de pêche. Thèses de l'univ. Paris Sud (juin 1989). Coll. Etudes et thèses, ORSTOM ed. 393 p.
- Laurec A. et J.C. Le Guen 1981. Dynamique des populations marines exploitées. CNEXO, Rapports Scientifiques et Techniques. 45, 117 p.

- Laurec A., A. Biseau and A. Charuau, 1991. Modelling technical interactions. ICES Mar. Symp., 193 : 225-234.
- Laurec A. Etalonnage de l'analyse des cohortes en halieutiques. In Biométrie et environnement, J.-D. Lebreton et B. Asselain (eds), p.205-240, Masson.
- Lefur J. (à paraître). Praticabilité de l'approche système pour la modélisation d'un système d'exploitation halieutique. Forum halieumétrique. Rennes ,29 juin - 1 juillet 1993.
- Morand P. et R. Laë 1992. L'analyse des enquêtes halieutiques par les tableaux de contingence. In Séminfor 5, Laloë (ed), Montpellier, 2-4 septembre 1991, p. 343-354. ORSTOM Paris
- Murawski, S.A., A.M. Lange, P.P. Sissenwine and R.K. Mayo. 1983. Definition and analysis of multispecies otter-trawl fisheries off the Northeast coast of the United States. J. Cons. Int. Explor. Mer. 41: 13-27.
- Rochet M.J. et J.L. Durand, 1993. Dynamique à moyen terme des flottilles artisanales du Mor Braz. Table ronde "Questions sur la dynamique de l'exploitation halieutique", Montpellier, 6-8 septembre 1993.
- Ulltang O. 1979. Sources of errors in and limitations of Virtual Population Analysis (Cohort Analysis). J. Cons. Int. Expl. Mers. 37 : 249-260
- Ulltang O. 1980. Factors affecting the reaction of pelagic fish stocks to exploitation and requiring a new approach to assessment and management. In Rapp. P.-v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer, 177 : 489-504.



## MODELISATION DES RELATIONS EFFORT-CAPTURE PAR LES ESPERANCES CONDITIONNELLES.

### Inférences statistiques et normalisation des données par anamorphoses. Application à l'estimation de puissances de pêche en fonction des captures.

Nicolas Bez<sup>(1)</sup>, Jean-Claude Mahé<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>Centre de Géostatistique, ENSMP, Rue St Honoré, 77305 Fontainebleau (France)

<sup>(2)</sup>IFREMER, B.P. 4240, 97500 Saint-Pierre et Miquelon (France)

---

#### RESUME

Se basant sur la dépendance fonctionnelle entre captures commerciales et efforts de pêche, les puissances de pêche globales sont estimées par le rapport des espérances conditionnelles des efforts connaissant les captures qui sont, au sens de l'écart quadratique moyen, les meilleures estimations des efforts par une fonction des captures. Les données expérimentales, constituées en variables aléatoires, sont normalisées par des transformations d'anamorphoses. Ces dernières sont décomposées en série de polynômes d'Hermite pondérés par des coefficients dont l'estimation permet l'inférence des lois de probabilité des variables. En supposant que les couples de variables aléatoires normalisées sont bi-gaussiens, les propriétés des polynômes d'Hermite sont mises à profit pour estimer les espérances conditionnelles  $E[E|C]$  ainsi que les puissances de pêche globales relatives. La démarche procède d'un aller et retour entre des données brutes et normalisées avec un contrôle graphique du comportement des données à chaque étape du modèle. Le choix d'utiliser les régressions  $E[E|C]$  plutôt que  $E[C|E]$  est discuté en terme de qualité des données (biais, déclaration à la tonne près et forte dispersion des captures ; bonne précision et homogénéité relative des déclarations d'effort). Des résultats pertinents apparaissent quant à la valeur et la forme des puissances de pêche en fonction des captures.

#### ABSTRACT

Based on a functional dependence between commercial catches and fishing efforts, global fishing powers are estimated as the ratio of expected values of efforts knowing catches which are, from the point of view of the mean square error, the best estimations of efforts through a function of catches. Experimental data, considered as random variables, are normalized using anamorphoses functions. These functions are expressed by a set of Hermite's polynomials weighted by coefficients which estimations allow the inference of the variables distributions. Assuming that the couples of random variables are bi-normal, the properties of the Hermite's polynomials are used to estimate the expected values  $E[E|C]$  and the global relative fishing powers. The proceeding lies on a back and forth transformation between raw and normalized data with graphical control of their behaviour at each step of the model. The choice between the two regressions  $E[E|C]$  or  $E[C|E]$  is discussed in terms of quality of the data (bias, high dispersion and rounding to the nearest ton of the catches data - good precision and relative homogeneity of the effort data). Relevant results are obtained in the values and shapes of the fishing powers as function of catches.

## INTRODUCTION

La gestion des stocks halieutiques fait implicitement référence à une relation entre la mortalité par pêche des espèces cibles et l'effort déployé par les pêcheurs pour leurs captures. Cette relation fondamentale est souvent complexe (Laurec et Le Guen, 1981) et la situation idéale où la mortalité par pêche serait simplement proportionnelle à l'effort nominal existe peu dans la pratique. La définition d'un effort, dit effectif, vise à se rapprocher de la mortalité par pêche en corrigeant l'effort nominal. Il reste qu'une quantité de travail fixée n'a pas la même incidence sur le stock selon les navires. Ces variations sont associées à la notion de puissances de pêche et doivent être prises en compte dans les relations entre effort et mortalité par pêche.

Les puissances de pêche sont définies par la "comparaison des captures obtenues dans des situations analogues" (Laurec et Le Guen, 1981). Pour des captures réalisées dans des conditions identiques d'abondance, on parle de puissances de pêche locales. Dans la pratique, on ne dispose jamais de données obtenues rigoureusement dans les mêmes conditions (même endroit et même moment). L'estimation des puissances locales n'est donc possible qu'en utilisant des modèles appropriés qui décrivent la répartition spatiale des espèces cibles (variogrammes par exemple). A l'aide de ces modèles, il est envisageable de comparer des captures obtenues au même moment en différents points de l'espace et d'obtenir une estimation des puissances de pêche locales (Laurec, 1977).

Une autre solution consiste à comparer les prises par unité d'effort (PUE) moyennes disponibles sur des strates spatio-temporelles. Dans la mesure où l'abondance de l'espèce cible peut être supposée constante au sein de chaque strate, la comparaison des PUE moyennes fournit une approximation des puissances de pêche locales. Dans le cas contraire, soit parce que les fluctuations d'abondances sont trop importantes, soit parce que les strates sont trop grandes, on parle de puissance de pêche globales. Cette distinction entre puissances locales et globales qui porte sur l'échelle des comparaisons de PUE, s'exprime aussi en termes d'effort de pêche et d'accessibilité du poisson (Gascuel, 1994).

Pour extraire une estimation de puissance de pêche des PUE disponibles pour  $S$  strates et  $N$  bateaux, on a habituellement recours aux modèles multiplicatifs. Ces modèles supposent que les PUE s'expriment par le produit d'une puissance de pêche et d'un indice d'abondance par strate (modèles multiplicatifs à deux facteurs ; Robson, 1966) ou par le produit des trois facteurs puissance de pêche, abondance et indice annuel (Laurec et Fonteneau, 1979 ; Gavaris, 1980). Dans ce cadre, les estimations résultent d'une régression linéaire multiple des  $N \times S$  PUE dans un espace à  $N + S$  dimensions. Les puissances sont ensuite interprétées par des variables de type longueurs des navires, puissances motrices, âge du navire...

L'existence de relations différentes selon les navires entre captures et efforts amène à penser que les efficacités relatives des bateaux ne sont pas constantes quelque soit la valeur de l'effort. On peut envisager, par exemple, qu'un chalutier augmente en moyenne ses PUE avec l'effort quand un autre, dans la même strate, les diminue ; la puissance de pêche relative du premier chalutier augmentant avec l'effort. La



détermination de puissance de pêche par un coefficient peut ne pas suffire. On propose de construire des puissances de pêche qui s'expriment par une fonction des efforts, ou encore, par une fonction des captures comme c'est le cas ici.

Les puissances de pêche seront définies par le rapport des efforts de pêche de deux navires nécessaires à l'obtention, en moyenne, d'un même niveau de capture. Un chalutier sera de ce point de vue, d'autant moins efficace qu'il lui faudra plus de temps pour capturer une quantité de poissons donnée. Cette approche nécessite de connaître, pour chacun des navires, la dépendance fonctionnelle entre capture et effort. Pour cela, on propose l'utilisation des espérances conditionnelles dont l'une des propriétés est d'être, au sens de l'écart quadratique moyen, la meilleure estimation d'une variable par la fonction d'une autre variable.

Le modèle est construit en trois étapes. Une phase mono-variable de normalisation des données, une phase bi-variable d'estimation des espérances conditionnelles dont on prendra le rapport dans la dernière phase. Une application à la flottille de Saint-Pierre et Miquelon est proposée ensuite.

## 1 - MODELE D'ESTIMATION DES FONCTIONS PUISSANCES DE PECHE

### 1.1 - Phase monovariante : normalisations par anamorphoses et inférences statistiques

#### - Définition des anamorphoses

Pour un bateau "k", chaque couple d'observations de capture et d'effort est considéré comme une réalisation  $(c_{ki}, e_{ki})$  d'un couple de variable aléatoire  $(C_k, E_k)$ . On suppose que ces réalisations sont indépendantes, ce qui amène à négliger d'éventuelles corrélations spatio-temporelles entre les captures  $c_{ki}$  ( $i = 1, \dots, n$ ) d'un côté et les efforts  $e_{ki}$  ( $i = 1, \dots, n$ ) de l'autre. De plus, on suppose que les fonctions de répartition des variables aléatoires  $C_k$  et  $E_k$  sont inversibles et, qu'il n'y a pas d'interaction entre les navires ; c'est-à-dire que les couples  $(C_k, E_k)$  sont indépendants :

$$\text{Cov}(E_k, E_{k'}) = \text{Cov}(C_k, C_{k'}) = \text{Cov}(C_k, E_{k'}) = 0 \quad \text{pour } k \neq k'$$

(lorsque l'indice k n'est pas nécessaire, il sera omis).

Les données sont normalisées par des transformations d'anamorphose qui assurent de façon bijective la correspondance entre les valeurs prises par une variable aléatoire continue de loi quelconque inversible et les valeurs, de même fréquence cumulée, d'une variable aléatoire gaussienne centrée réduite de fonction aléatoire notée G.

Les fonctions d'anamorphose notées  $\Phi_C$  et  $\Phi_E$ , correspondent à la transformation des variables normalisées  $C_{tr}$  et  $E_{tr}$  en variables de départ C et E. Les fonctions inverses sont notées  $\phi_C$  et  $\phi_E$ . L'expression analytique de fonctions d'anamorphose est donnée par :

$$(1) \quad \Phi_E(e_{tr}) = F_E^{-1} \circ G(e_{tr}) = e \quad \text{avec} \quad F_E(e) = G(e_{tr})$$

Une variable aléatoire étant entièrement déterminée par sa fonction d'anamorphose, l'inférence statistique qui consiste généralement en la détermination des fonctions  $F_C$  et  $F_E$  porte ici sur les fonctions d'anamorphoses. Ces dernières sont, par construction, des fonctions de carré intégrable pour la loi de Gauss, et peuvent à ce titre se décomposer en série de polynômes d'Hermite (Cramer, 1966) :

$$(2) \quad H_n(x) = g^{(n)}(x) / g(x) \text{ où } g \text{ représente la densité de Gauss centrée réduite}$$

$$(3) \quad \Phi_E(e_{tr}) = \sum_{n=0}^{+\infty} \{\Phi_{E,n}/n!\} \cdot H_n(e_{tr})$$

L'inférence des lois de probabilités des variables aléatoires C et E, ramenée dans un premier temps à celles des fonctions d'anamorphoses, aboutit finalement à la détermination des coefficients  $\Phi_{E,n}$  et  $\Phi_{C,n}$ .

Les fonctions inverses  $\phi_C$  et  $\phi_E$  ne peuvent pas être développées en séries de polynômes d'Hermite car elles ne sont pas systématiquement de carré intégrable pour la loi de Gauss. Cependant, en tant que fonctions continues, elles peuvent être approchées par une fonction polynomiale de type :

$$(4) \quad \phi_E(e) = \sum_{n=0}^{+\infty} \phi_{E,n} \cdot e^n$$

**- Construction expérimentale des anamorphoses.**

Soit  $f_i$  les fréquences cumulées d'apparition des valeurs expérimentales  $e_i$  (pour la variable E par exemple) rangées par ordre croissant. Elles correspondent, au rang près, aux valeurs de la fonction de répartition empirique  $F^*_E(e_i)$  définies par la probabilité d'obtenir une valeur strictement inférieure à  $e_i$  :

$$F^*_E(e_i) = P\{E < e_i\} \approx f_{i-1}$$

Par définition, les anamorphoses sont construites en associant à toute valeur  $e_i$ , une valeur gaussienne  $e_{i,tr}$  de même fonction de répartition. En outre, pour la plus petite valeur d'effort  $e_1$ ,  $F^*_E(e_1) = 0$  et la valeur gaussienne correspondante  $e_{1,tr}$  serait  $-\infty$ . L'indétermination peut être levée en "associant à une valeur  $e_i$ , toute valeur gaussienne  $e_{i,tr}$  appartenant à l'intervalle  $[e_{i,tr}; e_{i+1,tr}]$ " (Lantuéjoul et Rivoirard, 1984).

Cette valeur est choisie de façon homogène en prenant la moyenne pondérée de l'intervalle :

$$(5) \quad e_{i,tr} = \frac{\int_{e_{i,tr}}^{e_{i+1,tr}} x g(x) dx}{\int_{e_{i,tr}}^{e_{i+1,tr}} g(x) dx} = \frac{\int_{e_{i,tr}}^{e_{i+1,tr}} x g(x) dx}{G(e_{i+1,tr}) - G(e_{i,tr})} = \frac{-e_{i,tr}^{1/2} - e_{i+1,tr}^{1/2}}{(2\pi)^{1/2} (G(e_{i+1,tr}) - G(e_{i,tr}))}$$

**- Estimation des coefficients  $\Phi_n$**

Dans le cadre théorique d'une variable aléatoire continue de loi, et par conséquent de fonction d'anamorphose  $\Phi$  connue, les coefficients  $\Phi_n$  sont définis par :

$$(6) \quad \Phi_n = \int_{-\infty}^{+\infty} \Phi(x) \cdot H_n(x) \cdot g(x) dx$$

La fonction  $\Phi$  est inconnue en pratique. On en connaît cependant une estimation qui est constante sur les intervalles de type  $[e_{i, tr} ; e_{i+1, tr}[$  et les coefficients  $\Phi_{E,n}$  sont estimés par (Lantuéjoul et Rivoirard, 1984) :

$$(7) \quad \Phi_{E,n}^* = \sum_{i=2}^{+\infty} (e_{i-1} - e_i) \cdot (1/n^{1/2}) \cdot H_{n-1}(e_{i, tr}) \cdot g(e_{i, tr}) \text{ pour } n \text{ non nul}$$

$$(8) \quad \Phi_{E,0}^* = E^*[E] \text{ (moyenne empirique des efforts)}$$

Dans la pratique, les développements en série des anamorphoses sont tronqués. Le nombre de polynômes entrant dans le développement doit cependant être suffisant pour modéliser correctement les anamorphoses empiriques et rendre compte de la variabilité des données expérimentales. La variance de  $E$  est donnée par :

$$(9) \quad \text{Var}\{E\} = \text{Var}\{\Phi_E(E_{tr})\} = \sum_{n=1}^{+\infty} \Phi_{E,n}^2 / n!$$

Ainsi, le pourcentage que représente la somme pondérée des carrés des premiers pondérateurs  $\Phi_n$  par rapport à la variance des données expérimentales permet de choisir la hauteur de la troncature.

**- Estimation des coefficients  $\Phi_n$**

Les coefficients  $\phi_n$  du développement des fonctions d'anamorphose inverses, sont déterminés par l'ajustement, selon les moindres carrés, d'un polynôme du sixième degré aux valeurs expérimentales.

**1.2 - Phase bi-variable : estimations des espérances conditionnelles  $E[E|C]$ .**

Dans cette partie, on suppose que le couple de variables aléatoires  $(C_{tr} ; E_{tr})$  est bi-gaussien de coefficient de corrélation  $\rho$  (il ne suffit pas que chacune des variables soit gaussienne pour que la loi du couple soit également gaussienne). On montre (Cramér, 1966) que l'expression analytique de l'espérance conditionnelle est alors :

$$(10) \quad E[E | C] = E[\Phi_E(E_{tr}) | \Phi_C(C_{tr})] = \sum_{n=0}^{+\infty} \{\Phi_{E,n} / n!\} \cdot \rho^n \cdot H_n(\phi_C(C))$$

Cette expression dépend des pondérateurs de l'anamorphose des efforts, du coefficient de corrélation  $\rho$  entre les variables transformées, et des pondérateurs de l'anamorphose inverse des captures. On la note synthétiquement :  $E[E | C] = \Phi_{E,\rho} \circ \phi_C$  (C)

Sa démonstration est basée sur le fait que l'espérance mathématique est un opérateur linéaire ( $E[\sum H_n(E)] = \sum (E[H_n(E)])$ ), sur l'orthogonalité des polynômes d'Hermite pour la loi de Gauss (Cramér, 1966) et sur le caractère bijectif des anamorphoses.

Ainsi, si le couple  $(C_{tr}, E_{tr})$  peut raisonnablement être considéré comme bi-gaussien, la connaissance des deux anamorphoses et du coefficient de corrélation, entraîne celle de l'espérance conditionnelle.

La bi-normalité du couple  $(C_{tr}, E_{tr})$  est appréciée par l'allure du nuage de corrélation qui doit s'inscrire dans une ellipse (proche d'un cercle en absence de corrélation) ainsi que par la linéarité des valeurs moyennes  $E_{tr}$  par classe de valeurs de  $C_{tr}$ , et inversement. On utilise des classes régulières de 0,5 unité et des regroupements en classes de mêmes densités (tranches de 25 observations). Dans les cas favorables, les variables étant centrées et normées, le coefficient de corrélation  $\rho$  est estimé par la pente de la droite de régression calculée selon les moindres carrés sur l'ensemble des données anamorphosées.

### 1.3 - Estimation des Fonctions Puissance De Pêche (F.P.D.P.).

L'ensemble des couples captures-efforts sont notés  $(C_k, E_k)$  pour le bateau k;  $C_0$  et  $E_0$  pour le navire choisi comme référence. Les puissances de pêche relatives en tant que fonctions des captures sont estimées par le rapport des espérances conditionnelles correspondantes :

$$(11) \quad \Delta_k(c) = \frac{E[E_0 | C_0 = c]}{E[E_k | C_k = c]} = \frac{\Phi_{E_0,\rho_0} \circ \phi_{C_0}(c)}{\Phi_{E_k,\rho_k} \circ \phi_{C_k}(c)}$$

## 2 - APPLICATION A LA FLOTTILLE DE SAINT-PIERRE ET MIQUELON EN 1991

Les données sont extraites de la base de données de la station IFREMER/Saint-Pierre et Miquelon. Les captures sont estimées à partir des statistiques de débarquement désagrégées dans l'espace et dans le temps proportionnellement aux déclarations portées sur les log-books. Seules les captures de morues des traits ciblés sur cette espèce ont été retenues. L'étude concerne la subdivision 3Ps de la NAFO (Northwest Atlantic Fisheries Organization) pour l'année 1991. Les temps de traîne sont supposés exacts et repris tels qu'indiqués dans les "log-books". L'armement Interpêche, basé sur l'archipel, comprenait cette année là sept chalutiers (cinq "pêche fraîche" (PF) et deux congélateurs (C)). Certains sont identiques du point de vue des

critères utilisés pour analyser les puissances de pêche des navires (Tabl.1) : le Saint-Denis (PF) et le Saint-Pierre (C) ou encore la Goëlette (PF) et la Normande (PF). En 1991, les captures des deux chalutiers de Miquelon (Marmouset et Côte St-Jacques) étaient transformées en morues salées.

Les captures sont comprises entre 0 et 40000 kg. Selon les navires, leurs moyennes oscillent entre 3030 kg (Marmouset) et 5500 kg (Saint-Denis), leurs médianes entre 2000 et 4500 kg. Sur l'ensemble des chalutiers, 2 % des plus fortes captures assurent 10 % du total des prises. Les efforts de pêche sont distribués de façon plus homogènes entre 0 et 6 heures de traîne, leurs moyennes variant entre 3,07 (Saint-Pierre) et 3,58 heures (Normande). Le nombre de points entrant dans la construction des nuages de corrélation varie entre 471 (Marmouset) et 566 (Saint-Pierre). L'organisation générale des nuages en forme de dôme se retrouve pour chaque navire (Fig.1) : les fortes captures (supérieures à 10000 kg) étant associées en majorité à des efforts de pêche moyens (2 à 5 heures).

Nom	Type	Date de construction	Longueur totale hors tout (m)	Puissance motrice (KW)	Jauge brute (tonneaux)
Marmouset	Pêche fraîche	1971	50	1325	634
Côte St Jacques	Pêche fraîche	1972	48.8	1472	451.7
Goëlette	Pêche fraîche	1974	46.3	1472	690
Normande	Pêche fraîche	1974	46.3	1472	690
Bretagne	Congélateur	1983	50	1808	771
Saint Denis	Pêche fraîche	1989	50	2208	837.1
Saint Pierre	Congélateur	1989	50	2208	837.1

Tableau 1 : Caractéristiques des chalutiers de Saint Pierre et Miquelon

### 2.1 - Normalisation des données expérimentales - Inférences des lois de probabilité.

Les anamorphoses empiriques des efforts (Fig.2) s'organisent autour d'une tendance linéaire marquée. Elles sont légèrement concaves aux extrémités et convexes pour les valeurs intermédiaires de l'intervalle  $[-1,5,1,5]$ . Leur ajustement par une somme de dix polynômes d'Hermite rend compte au moins de 95 % de la variance expérimentale des efforts de chaque navire (Tabl.2). Le deuxième polynôme (de degré 1), en explique 90,9 à 98,4 %. Les degrés suivants du développement permettent une amélioration de la qualité de l'inférence des lois de probabilité des variables aléatoires  $E_k$  de 1,6 % en moyenne pour  $H_2$  et 0,03 % pour  $H_3$ .

	φ0	φ1	φ2	φ3	φ4	φ5	φ6	φ7	φ8	φ9	φ3	φ4	φ5	φ6	φ7	φ8	φ9	
Bretagne	Capture	4572.9	-4247	2150.6	-375	-1334	2014.2	641.19	-7018	5453.6	28882	-2.145	0.0015	-3E-07	4E-11	-3E-15	9E-20	-1E-24
	% variance	-	72.14	81.39	81.49	81.78	81.92	81.92	81.96	81.96	81.97	-3.574	3.1374	-1.725	0.5095	-0.061	0.002	6E-05
	Effort	3.22	-1.113	-0.095	0.04	0.219	0.0474	-0.348	-0.041	-0.119	0.1023	-2.086	0.0012	-2E-07	3E-11	-1E-15	4E-20	-5E-23
Saint - Pierre	Capture	4856	-4394	2119.5	-379.4	-1121	1648.4	376.63	-5493	3533.7	21871	-3.342	4.2336	-3.755	1.7408	-0.401	0.0464	-0.002
	% variance	-	76.93	85.88	85.98	86.18	86.27	86.28	86.30	86.30	86.31	-1.981	0.0017	-1E-07	5E-11	-4E-15	1E-19	-1E-24
	Effort	3.0752	-1.068	-0.15	0.0287	0.2281	0.2168	-0.367	-0.937	0.0945	4.1103	-3.378	1.4768	0.1011	-0.415	0.1749	-0.027	0.0015
Marnauzeq	Capture	3033.2	-2757	1468.1	-620.6	18.216	176.81	97.519	-498.04	-5052	9523.9	-1.475	0.001	-2E-07	1E-11	-6E-16	1E-20	-9E-26
	% variance	-	67.14	76.66	77.22	77.22	77.23	77.23	77.23	77.23	77.24	-3.517	2.2233	-0.694	0.0701	0.0284	-0.007	0.0005
	Effort	3.526	-1.023	-0.128	-0.028	0.1704	0.198	-0.312	-0.43	0.6748	1.1639	-1.746	0.0008	-1E-07	7E-12	-3E-16	4E-21	-3E-26
Côte St-Jacques	Capture	3532	-3806	2468.3	-1386	176.14	1363.4	-2776	1845.3	5980.5	-15887	-4.839	5.1728	-4.041	2.0158	-0.602	0.1019	-0.007
	% variance	-	61.69	73.94	75.39	75.29	75.36	75.40	75.40	75.41	75.41	-1.568	0.0009	-1E-07	9E-12	-4E-16	7E-21	-5E-26
	Effort	3.28	-1.136	-0.07	0.0939	0.1113	0.006	-0.317	0.1358	1.2662	-2.094	-5.358	7.4477	-6.739	3.4676	-0.995	0.1503	-0.009
Gosletie	Capture	4528.6	-4919	3257.1	-1766	-397.8	3288	-1105	-3799	20394	-12971	-1.431	0.0011	-2E-07	3E-11	-1E-15	4E-20	-4E-25
	% variance	-	62.07	75.67	77.01	77.02	77.26	77.32	77.32	77.35	77.35	-3.394	1.7343	-0.915	0.4507	-0.147	0.028	-0.002
	Effort	3.4746	-0.864	-0.239	-0.004	0.2537	0.232	-0.415	-0.74	0.6619	2.0548	-1.746	0.0008	-1E-07	7E-12	-3E-16	4E-21	-3E-26
Normande	Capture	3841.9	-4060	2176.3	-412	-857.5	590.91	1278.5	-1532	-5444	15150	-4.839	5.1728	-4.041	2.0158	-0.602	0.1019	-0.007
	% variance	-	72.28	82.67	82.80	82.93	82.94	82.95	82.95	82.96	82.96	-1.746	0.0008	-1E-07	7E-12	-3E-16	4E-21	-3E-26
	Effort	3.5809	-0.801	-0.222	-0.052	0.1971	0.124	-0.086	-0.139	-0.37	0.0098	-4.839	5.1728	-4.041	2.0158	-0.602	0.1019	-0.007
Saint - Denis	Capture	5499.9	-5199	2721.2	-1100	267.08	-20.17	-1469	6765.3	-8887	-26187	-1.746	0.0008	-1E-07	7E-12	-3E-16	4E-21	-3E-26
	% variance	-	70.97	80.69	81.22	81.22	81.22	81.23	81.26	81.26	81.27	-4.839	5.1728	-4.041	2.0158	-0.602	0.1019	-0.007
	Effort	3.165	-0.746	-0.163	-0.013	0.145	0.1307	-0.04	-0.277	1.295	0.8814	-1.746	0.0008	-1E-07	7E-12	-3E-16	4E-21	-3E-26

Tableau 2 : Coefficients φn du développement en somme de polynômes d'Hermite des fonctions d'anamorphoses expérimentales - Pourcentage de la variance empirique prise en charge par la modélisation - Pondérateurs φn de l'ajustement des anamorphoses inverses par un polynôme de degré 6.

Les anamorphoses des captures (Fig.3) ont des allures de courbes concaves et présentent de fortes irrégularités pour les grandes valeurs de captures normalisées ( $> 1,5$ ). Leur ajustement par une somme de 10 polynômes d'Hermite permet de rendre compte de 75,4 à 83 % de la variance empirique des captures, soit 17 % de moins que pour les efforts (Tabl. 2). Le gain moyen apporté par le troisième polynôme d'Hermite ( $H_2$ ) est 10,6 %. Il est de 0,59 % pour  $H_3$  et 0,09 % pour  $H_4$ .

## 2.2 - Bi-normalité des couples de variables aléatoires normalisées.

Les nuages de corrélation des chalutiers Bretagne, Saint-Denis et Saint-Pierre s'inscrivent globalement dans une ellipse indiquant une corrélation entre les captures et l'effort de ces navires (Fig.4). L'axe de l'ellipse a dans le cas du Saint-Denis une pente négative. Pour les autres chalutiers (Côte Saint-Jacques, Goélette, Marmouset, Normandie) le nuage de corrélation forme approximativement un cercle ou, tout au moins ne fait pas apparaître d'orientation préférentielle.

Les efforts moyens par classes de captures présentent de faibles fluctuations autour d'une tendance linéaire nette proche des axes (Fig. 5). Les captures moyennes par classes d'effort ont des variations importantes. Basées sur un regroupement en classes régulières, leurs évolutions sont globalement linéaires en dehors des classes extrêmes qui ont un effet déstructurant.

Les pentes estimées par les différentes régressions linéaires sont comprises entre -0,15 et 0,31 (Fig.5). Elles sont légèrement négatives pour la Normandie (-0,05) et le Saint-Denis (-0,1). Pour le reste, le coefficient de corrélation des variables normalisées est estimé à 0,31 pour la Bretagne ainsi que le Saint-Pierre, 0,21 et 0,17 pour le Marmouset et la Côte Saint-Jacques.

## 2.3 - Espérances conditionnelles et puissances de pêche en fonction des captures

L'espérance conditionnelle qui présente le plus de variation en fonction des captures est observée pour la Bretagne dont on estime qu'il passe de 2 heures et demi en moyenne pour des captures presque nulles à 4 heures pour capturer 20000 Kg (Fig.6). Deux autres chalutiers présentent la même forme d'espérance conditionnelle : le Saint-Pierre par valeurs inférieures et le Marmouset, par valeurs supérieures. Les quatre bateaux restant constituent deux groupes. L'espérance conditionnelle du Saint-Denis est décroissante de 3,3 à 3 heures pour des captures allant de 0 à 20000 Kg, ainsi que celle de la Normandie dont l'effort moyen est supérieur d'une demi-heure par rapport au précédent. Les espérances conditionnelles estimées du Côte Saint-Jacques et de la Goélette sont sensiblement égales.

Tous bateaux confondus, les estimations des Fonctions Puissances De Pêche relatives au Bretagne évoluent entre 0,6 et 1,4. Elles sont croissantes entre 0 et 20000 Kg (Fig. 7). Ainsi, chaque chalutier augmente sa puissance de pêche par rapport au

Bretagne quand les captures augmentent. En dehors du Saint-Pierre dont la puissance de pêche est toujours supérieure à celle du Bretagne, les chalutiers ont une efficacité de pêche inférieure au bateau de référence pour les petites captures (< 2500 Kg). Les trois navires Normande, Goélette et Côte Saint-Jacques ont quantitativement et qualitativement les mêmes Fonctions Puissances De Pêche relatives passant de 1 à 1,15 pour des captures allant de 5000 à 15000 Kg. Les Fonctions Puissances De Pêche du Marmouset et du Saint-Pierre évoluent de la même façon respectivement en-dessous et au-dessus du Bretagne. Enfin, le Saint-Denis est le chalutier le plus efficace au delà de 4000 Kg. Sa puissance de pêche relative vaut 1,4 pour 20000 Kg.

### 3 - DISCUSSION

#### 3.1 - Les hypothèses implicites du modèle.

Le modèle concerne des variables aléatoires continues de lois quelconques inversibles. Dans la mesure où "les observations de captures et d'efforts ont une variabilité incontrôlable" (Richards et Schnute, 1992), c'est-à-dire que les actions de pêche sont de durée variable et qu'elles conduisent à des résultats fluctuants, on peut raisonnablement considérer que les données expérimentales sont les réalisations de variables aléatoires. Ces réalisations sont supposées indépendantes en négligeant les corrélations spatio-temporelles des captures d'une part et des efforts d'autre part. Cependant, la morue (espèce-cible) ayant un comportement grégaire, il est probable que les captures sont corrélées dans l'espace et le temps, tout du moins à l'échelle de travail de cette étude.

La continuité physique des captures pourtant réelle (tous les niveaux de captures entre 100 et 10<sup>1</sup> kg par exemple sont observables), n'apparaît pas dans les déclarations qui se font à la tonne près. De même, les temps de pêche correspondent généralement à des heures "rondes" donnant l'impression d'une variable discrète. On peut donc considérer que les indications des log-books sont des versions discrètes de variables fondamentalement continues.

Les fonctions de répartition des variables aléatoires sont inversibles si elles sont continues et strictement monotones. Ceci est contrôlable graphiquement par l'absence de "palier" ou de "saut". Enfin, en négligeant l'ensemble des phénomènes de coopérations et de compétitions qui apparaissent généralement dans les pêcheries, on peut supposer que les couples de variables aléatoires sont indépendants.

#### 3.2 - Qualités des données. Quelles régression choisir : $E[E|C]$ ou $E[C|E]$ ?

Contrairement aux efforts, les captures estimées *de visu* à la tonne près sont entachées d'erreurs. La comptabilisation de l'ensemble des prises d'une marée (15 jours pour les "pêche fraîche" et un mois pour les congélateurs) permet d'estimer le rapport qui existe entre la somme des déclarations et le cumul des prises effectives (les



rejets ne sont pas pris en compte). Ce rapport est ensuite affecté aux déclarations de sorte que les données sont bonnes en moyenne par marée. Par ce procédé, les quelques valeurs extrêmes de captures sont multipliées par le même coefficient que l'ensemble des données. Les queues de distribution sont donc modifiées. Toute transformation tendant à limiter l'influence de ces quelques valeurs de queues de distribution est, de ce point de vue, souhaitable : la normalisation par anamorphose remplit entre autre cet objectif.

Compte tenu de la qualité respective des données, il apparaît plus judicieux de faire intervenir les captures au travers d'un regroupement en classes plutôt que pour l'estimation d'une moyenne. On préférera donc observer la relation entre les variables, au travers de l'évolution des efforts moyens par classe de capture. D'autant plus que les coefficients de variation par classe sont deux fois plus forts pour les captures que pour les efforts. Les moyennes d'effort étant alors plus représentatives des observations au sens où la dispersion des données autour des tendances centrales est plus faible et homogène.

Sous couvert de bi-normalité des couples, les espérances conditionnelles sont construites par un "aller-retour" entre les données brutes et les données normalisées. Plus précisément, elles font appel à la fonction  $\phi$  d'une variable (aller) et à la fonction  $\Phi$  de l'autre (retour). L'ajustement des fonctions  $\phi$  par un polynôme du sixième degré selon les moindres carrés est sensiblement de la même qualité pour les efforts et les captures. Par contre, les écarts de pourcentage de variance expliquée par la modélisation (Tabl. 2), indiquent que l'ajustement des anamorphoses empiriques est de meilleure qualité pour les efforts que pour les captures. Ces dernières présentent des irrégularités importantes vers les captures élevées (Fig. 3) que les anamorphoses ne parviennent pas à prendre en charge. En outre, des ajustements basés sur une vingtaine de polynômes d'Hermite n'ont pu améliorer sensiblement la qualité de la modélisation. L'inférence statistique de  $E[E|C]$  apparaît ainsi plus pertinente que celle de  $E[C|E]$ . Concernant une autre flottille, Richards et Schnute (1992) arrivent à la même conclusion.

### 3.3 - Bi-normalité des couples ( $C_{k,t}, E_{k,t}$ ).

En dehors de quelques points marginaux parmi les 500 environ que comptent les nuages de corrélation, les 7 couples de variables aléatoires anamorphosées ne semblent pas s'écarter notablement de la bi-normalité puisque les nuages de corrélation s'inscrivent dans des ellipses. Les moyennes par classes s'organisent globalement de façon linéaires pour ce qui concerne la régression des efforts normalisés en fonction des captures normalisées. On constate cependant un effet déstructurant des dernières classes régulières, mais la forte majorité des observations, une fois transformées, semble se comporter de façon bi-gaussienne. L'hypothèse est plus difficile à justifier lorsqu'elle se base sur l'évolution des captures moyennes par classes d'efforts normalisés. Les variations numériques sont importantes, les tendances peu claires et les dernières classes souvent en opposition.

Le choix du bateau de référence est probablement inopportun. Le Bretagne est en effet le bateau dont l'espérance conditionnelle est la plus fluctuante. Le choix ne justifie cependant pas le fait que les résultats de cette étude ont pu être comparés à ceux proposés par le modèle de Robson utilisant également le Bretagne comme bateau de référence (Bez et Moguedet, 1992).

En formulant l'hypothèse de binormalité des couples de variables aléatoires transformées, on décide de faire porter la notion de puissances de pêche sur le comportement le plus fréquent des navires. C'est-à-dire qu'on choisit de ne pas accorder trop d'importance à l'information portée par les valeurs extrêmes. Parmi elles, les plus fortes valeurs de capture représentent 2 % des observations et assurent 10 % du total des prises en moyenne pour les 7 bateaux. On aurait pu choisir de définir les puissances de pêche par la comparaison du comportement des navires dans ces conditions "exceptionnelles" mais très peu nombreuses bien qu'importantes pour le résultat commercial des flottilles. Cependant, les réserves émises quant à la qualité des données de captures, sont un argument pour une approche basée sur un plus grand nombre d'observations.

Le plus fort coefficient de corrélation entre variables anamorphosées est 0,31 pour deux des 7 chalutiers de la flottille. Pour les cinq autres, il varie entre 0,2 et -0,1 indiquant une très faible corrélation entre les variables normalisées  $E_{tr}$  et  $C_{tr}$ . Dans la construction des espérances conditionnelles, ces coefficients de corrélations interviennent élevés à la puissance "n". C'est une des raisons pour laquelle il ne sert à rien d'ajuster les anamorphoses par une somme trop importante de polynômes d'Hermite. Les gains de qualité des inférences sont en effet limités au delà du cinquième polynôme, car la faiblesse des coefficients de corrélation limite rapidement l'importance des polynômes.

### 3.4 - Les Fonctions Puissance De Pêche (F.P.D.P.)

L'inférence des espérances conditionnelles est basée, par construction, sur les propriétés statistiques des couples  $(C_{tr}, E_{tr})$  et non sur la modélisation des moyennes d'effort par classe de capture. Il apparaît également qu'il n'a pas été besoin de spécifier la nature des lois de probabilité des variables aléatoires C et E. Par ailleurs, la variance des variables aléatoires étant évaluée par la somme de quantités positives, elle s'approche par valeurs inférieures de la variance empirique des données. Dès lors, il y a systématiquement sous-estimation des moments d'ordre 2 et, par conséquent, il faut s'attendre à un effet de "lissage" des résultats.

L'estimation des puissances de pêche par une fonction des captures devrait conduire à la construction d'un estimateur du type  $FPDP(c) = E[ E_k/E_0 | C_k=C_0=c ]$ . L'estimateur construit ici est  $\Delta_k(c) = E[ E_k | C_k=c ] / E[ E_0 | C_0=c ]$ . L'espérance d'un rapport étant approchée par le rapport des espérances, l'estimation est biaisée. On interprétera donc les résultats comme des ordres de grandeurs plutôt que comme des estimations précises.

Les puissances de pêches varient entre 0,6 et 1,4 et n'ont pas toutes la même forme. La comparaison globale des CPUE (modèles multiplicatifs), sans discrimination du niveau des captures, englobe donc des situations diverses d'efficacités de pêche. Ceci illustre l'utilité d'exprimer les puissances de pêche par des fonctions.

Quelques interprétations des F.P.D.P. sont possibles à l'aide des critères habituels : activité de pêche (pêche fraîche, congélateur, saleur), puissance motrice, jauge brute, année de construction,... Seuls deux bateaux sont identiques du point de vue de ces quatre critères : la Normande et la Goélette. Il est assez satisfaisant de constater que leurs F.P.D.P. sont similaires. Le Saint-Pierre et le Saint-Denis, identiques également mais respectivement congélateur et pêche fraîche, ont des espérances conditionnelles et des puissances de pêche divergentes. Au vu de ces deux exemples, il semblerait que la nature de l'activité de pêche, toute chose égale par ailleurs (tout du moins les 3 critères retenus) modifie sensiblement les F.P.D.P. C'est là un point important. La modélisation des F.P.D.P. permet d'extraire une information sur des comportements en fonction des types de pêche. La question classique de la détermination de puissance de pêche porte sur la comparaison d'unités de pêche en vue de la standardisation des efforts et rejette "a priori" toute idée d'"interaction" entre ces unités. Les F.P.D.P. pourraient être de ce point de vue une forme de modélisation d'interactions.

Le Marmouset (saleur) est le moins efficace des bateaux au-delà de 2000 Kg. Le salage des morues décale l'intérêt des pêcheurs vers des individus de tailles supérieures. Ceci les amène probablement à rejeter plus de poissons que les autres chalutiers. Les statistiques ne prenant pas en compte les rejets, leur puissance de pêche est alors plus faible.

Cependant, le Côte Saint-Jacques, autre saleur, est aussi efficace que les "pêche fraîche" Normande et Goélette. Deux d'entre eux sont identiques et pratiquent la même pêche. Le troisième a une puissance théorique (Laurec et Le Guen, 1981) et un type d'activité (saleur) différents. Ainsi, les valeurs numériques des FPDP ne permettent pas de dégager un effet "métier" ou un effet "puissance motrice". La forme des FPDP serait de ce point de vue plus pertinente.

En dessous de 2500 Kg, le Bretagne et le Saint-Pierre ont des puissances de pêche importantes (1 à 1,05) par rapport aux cinq autres chalutiers (Fig. 7). Se trouvent ainsi distingués les deux congélateurs des cinq "pêche fraîche". L'interprétation de ce décalage fait appel aux stratégies de pêche, notion incluse dans les puissances de pêche globales. Les congélateurs traitent l'ensemble de leurs prises à bord et recherchent un approvisionnement régulier des chaînes de transformation avec du poisson de qualité. Le poisson s'abîmant rapidement dans les filets, la qualité peut être obtenue par des temps de traîne limités. Ainsi, la stratégie des congélateurs les conduit à réaliser plus de petits traits et plus sûrs quand l'abondance est forte, d'où de meilleures CPUE vers les petites captures.

## CONCLUSION

La normalisation par anamorphose est une méthode générale et exigeante en développements informatiques. Elle assure cependant, sous couvert de bi-normalité, un retour rigoureux vers les données brutes après que les inférences statistiques aient été faites, dans de meilleures conditions d'ailleurs, sur les données normalisées. L'importance des traitements informatiques n'est pas fondamentalement un handicap puisque ce modèle permet d'observer en permanence le comportement des données aux hypothèses successives. Partant du principe souvent admis que les captures sont indépendantes, la seule hypothèse réellement contraignante concerne le caractère bi-gaussien des couples de variables aléatoires normalisées. La force de ce modèle est aussi sa faiblesse puisque la bi-normalité est rarement strictement satisfaite compte tenu du comportement des valeurs extrêmes de captures et d'effort.

Dans la mesure où le nombre d'observations le permettrait, il est possible d'estimer des puissances de pêche progressivement locales en procédant à l'inférence des espérances conditionnelles à effort, zone et période fixés. Il est probable qu'un découpage en strates spatio-temporelles comprenant chacune une cinquantaine de traits de chalut permette l'estimation de telles puissances de pêche.

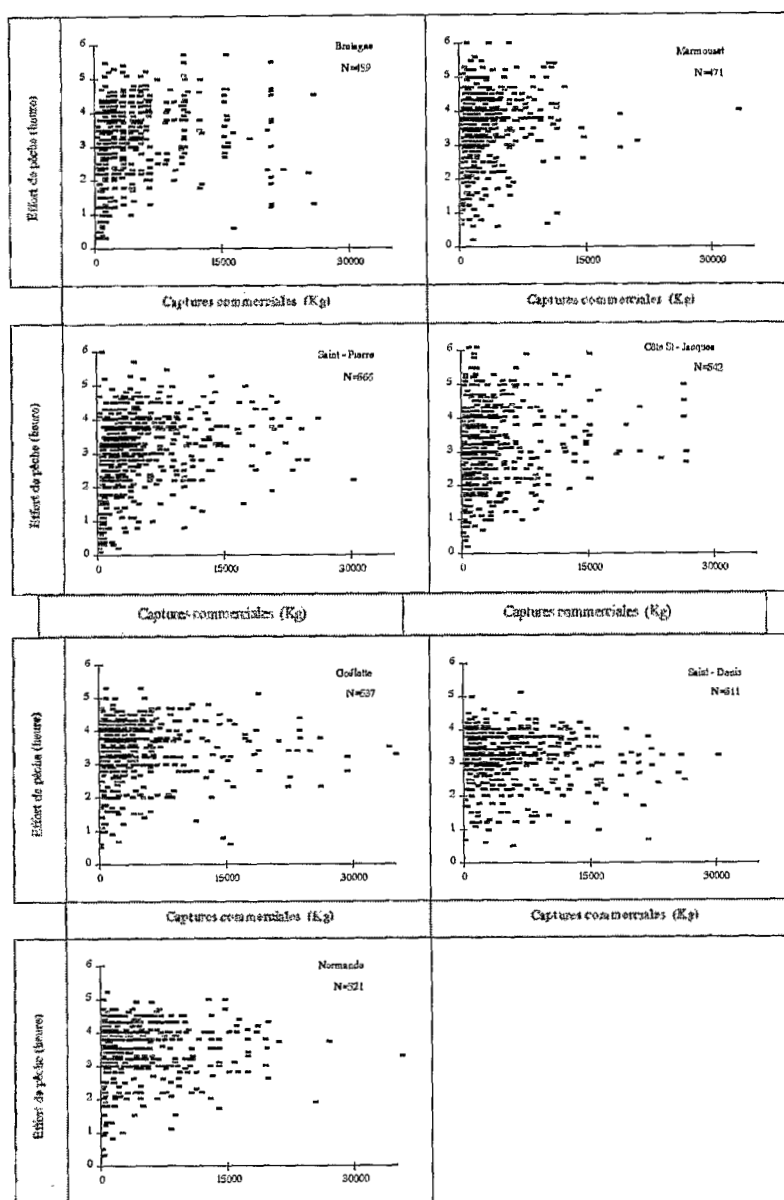
Par ailleurs, ayant estimé les lois de probabilité des variables par la modélisation des anamorphoses, on peut envisager de construire un coefficient de puissance de pêche en pondérant les FPDP par les fréquences d'apparition de chaque niveau de capture. Ce calcul présenterait l'avantage de prendre en compte des situations opposées d'efficacité de pêche avec leur fréquence d'apparition. Que ce soit les fonctions ou les coefficients, le renouvellement des estimations pour d'autres années devrait permettre de juger de la permanence des tendances observées quant aux puissances de pêche de navires n'exerçant pas le même métier (congélateur/pêche fraîche).

Rappelons enfin, que l'analyse ne porte que sur les traits de chalut "morue spécifique". Elle ne vaut donc que pour une partie de l'activité de ces navires. Il est probable que des changements interviendraient pour d'autres espèces cibles.

**Remerciements** : Nous tenons à remercier F. Laloë pour sa contribution attentive à la rédaction de cet article, et M. Gil pour la dactylographie.

## REFERENCES

- Bez N., Ph. Moguedet, 1992. Comparison of the relative fishing powers of St-Pierre and Miquelon trawlers from 1986 to 1991 in the NAFO Subdivision 3 Ps. Limits in the use of a multiplicative model (Robson, 1966). *NAFO SCR. Doc.* 92/34, 22 p.
- Cramér H., 1966. *Mathematical methods of statistics*. Marston Morse and A.W. Tucker Ed., 575 p.
- Gascuel D., 1994. Efforts et puissances de pêches: redéfinition des concepts et exemple d'application. 1er Forum Halieumétrique de Rennes. Gascuel, Durand et Fonteneau Editeurs. Présent document.
- Gavaris S., 1980. Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**, 2272-2275.
- Lantuéjoul Ch., J. Rivoirard, 1984. Une méthode de détermination d'anamorphose. N-916, Centre de Fontainebleau, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Laurec A., 1977. Analyse et estimation des puissances de pêche. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **37** (2), 173-185.
- Laurec A., A. Fonteneau, 1979. Estimation de l'abondance d'une classe d'âge : utilisation des CPUE de plusieurs engins, en différentes zones et saisons. *Res. Doc. CICTA*, **8** (1), 79-100.
- Laurec A., J.C. Le Guen, 1981. Caractérisation et quantification de l'exploitation. *In* : Dynamique des populations marines exploitées, Centre National pour l'Exploitation des Océans, Brest, 30-43.
- Richards L.J., J.T. Schnute, 1992. Statistical models for estimating CPUE from catch and effort data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 1315-1327.
- Rivoirard J., 1991. Introduction au krigeage disjonctif et à la géostatistique non-linéaire (2ème édition). C-139, Centre de Fontainebleau, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Robson D.S., 1966. Estimation of the Relative Fishing Power of Individual Ships. *ICNAF Res. Bull.*, **3**, 5-14.
- Saporta G., 1990. Probabilités, analyse des données et statistiques. Technip Ed., Paris, 493 p.



**Figure 1 :** Etude des corrélations entre les captures commerciales (Kg) et les efforts de pêche (heure) par trait de chalut ciblé sur la morue et par navire. Subdivision 3 Ps de la NAFO - 1991

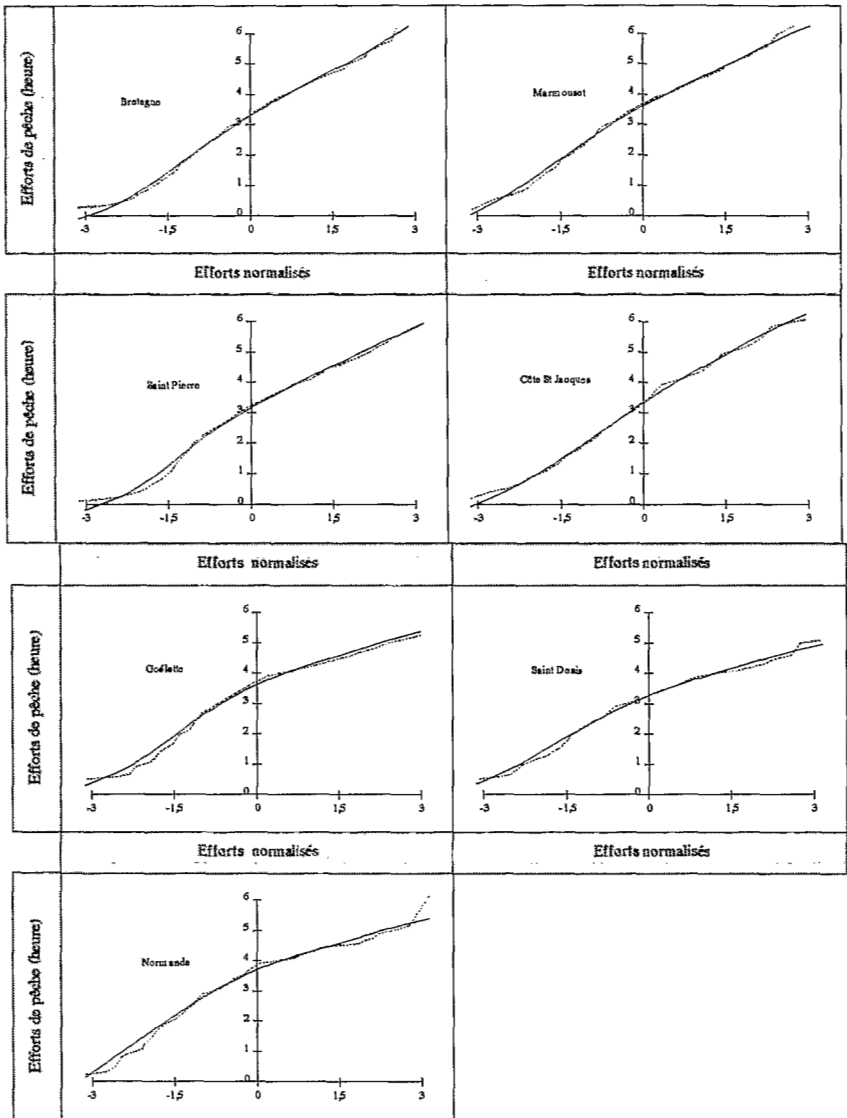


Figure 2 : Anamorphoses empiriques des efforts - Inférences statistiques par l'ajustement d'une somme de polynômes d'Hermite de degré 0 à 9.

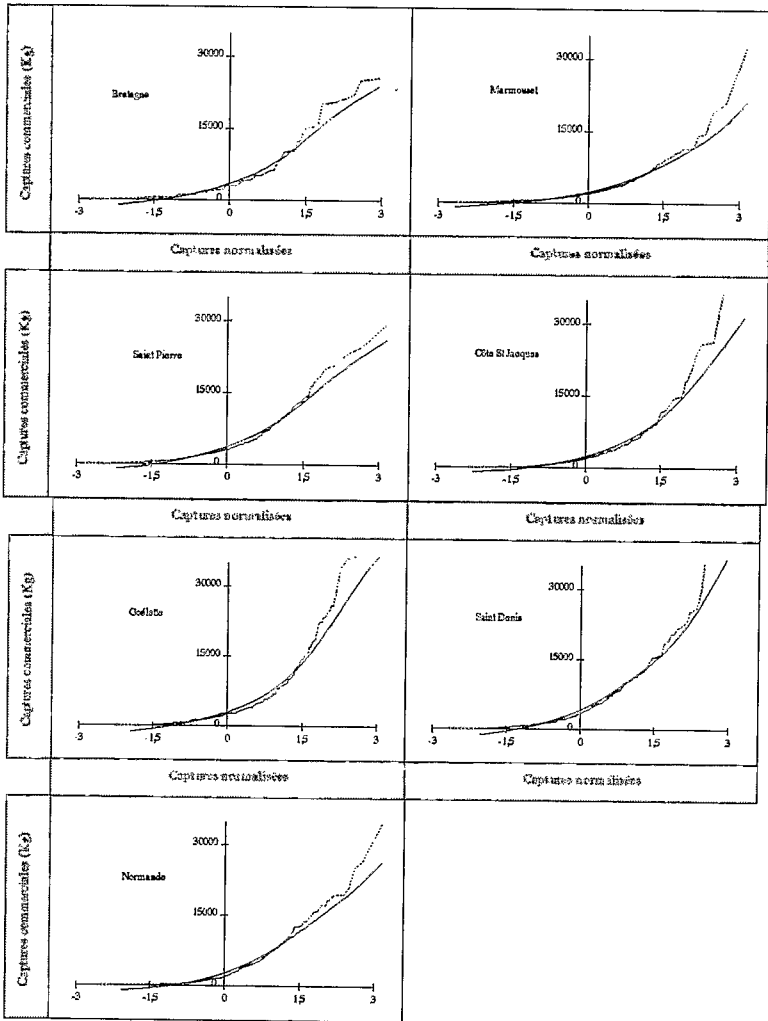
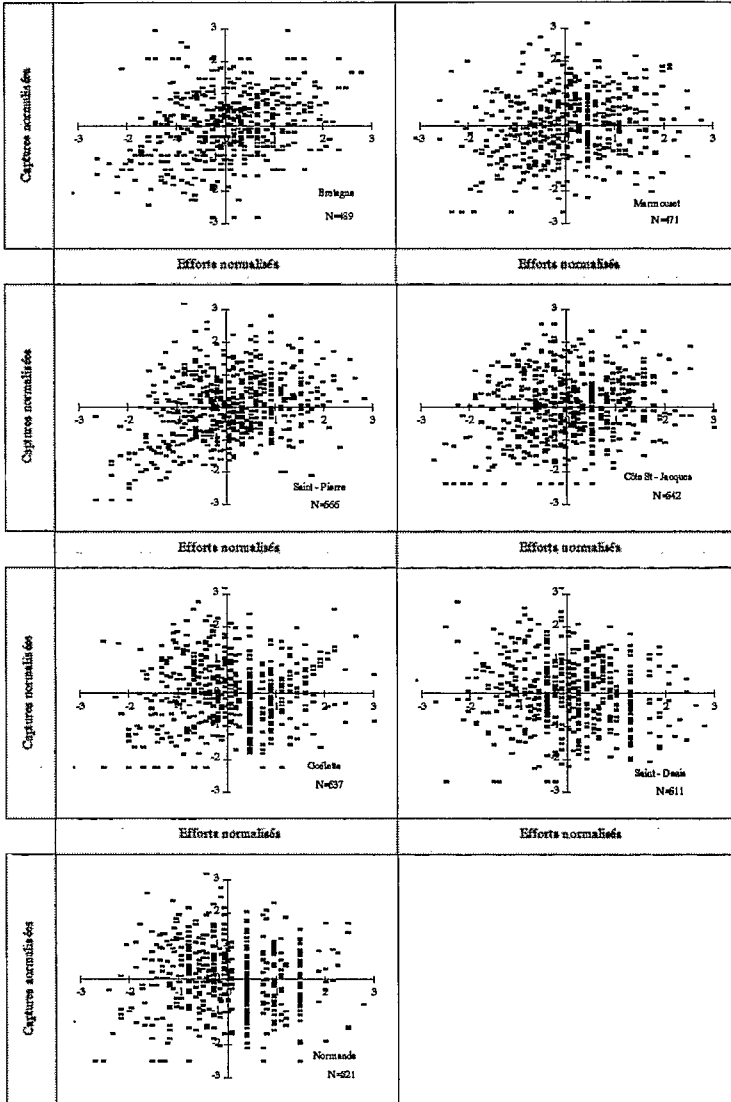
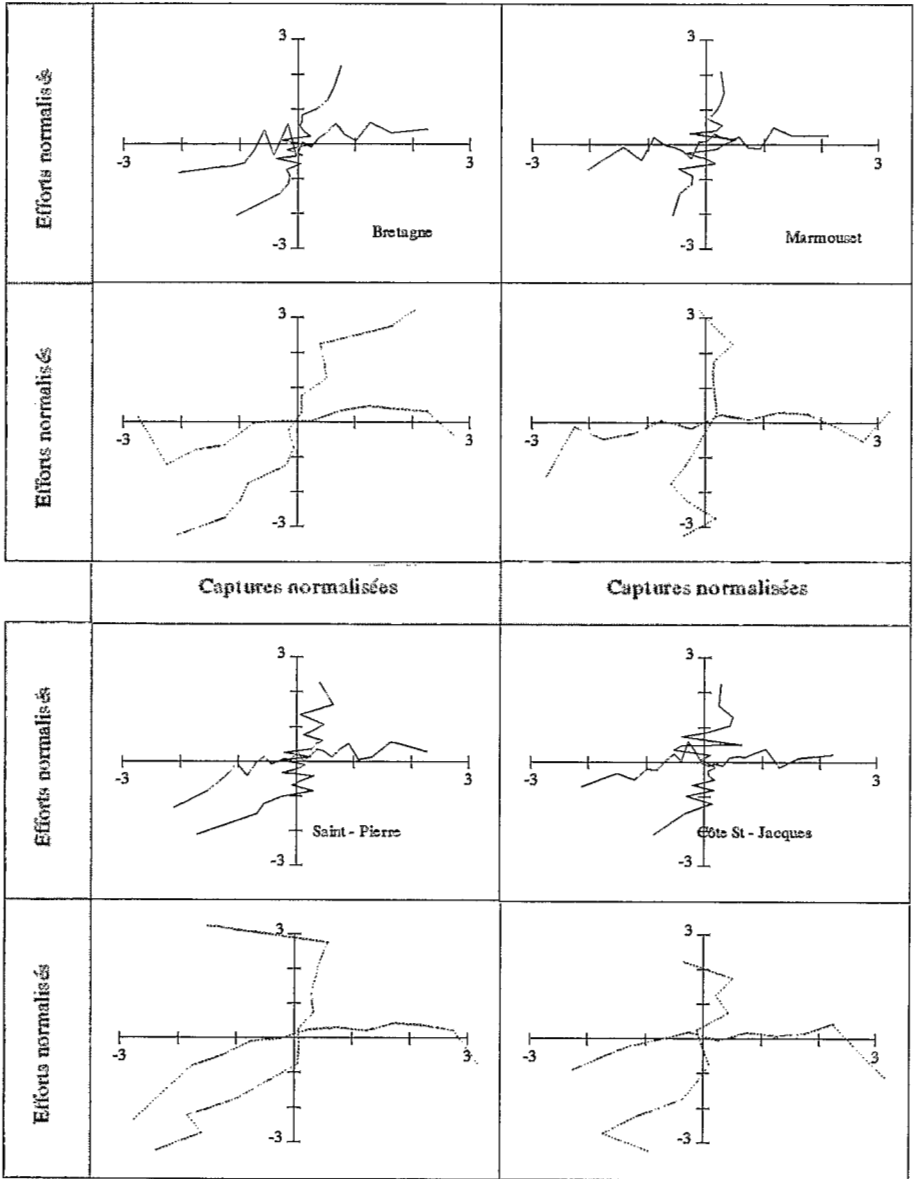


Figure 3 : Anamorphoses empiriques des captures - Inférences statistiques par l'ajustement d'une somme de polynômes d'Hermite de degré 0 à 9.





**Figure 4 :** Etude des corrélations entre les captures normalisées et les efforts de pêche normalisés par navire et par trait de chalut ciblé sur la morue - Subdivision 3 Ps de la NAFO - 1991.



**Figure 5 :** Espérances conditionnelles empiriques des variables normalisées -  
 ——— Valeurs moyennes des variables normalisées par classe de même densité (25 observations)  
 - - - - - Valeurs moyennes des variables normalisées par classe régulières de 0.5 unité  
 Pente des droites de régression développées sur l'ensemble du nuage de corrélation ( $r$ ).

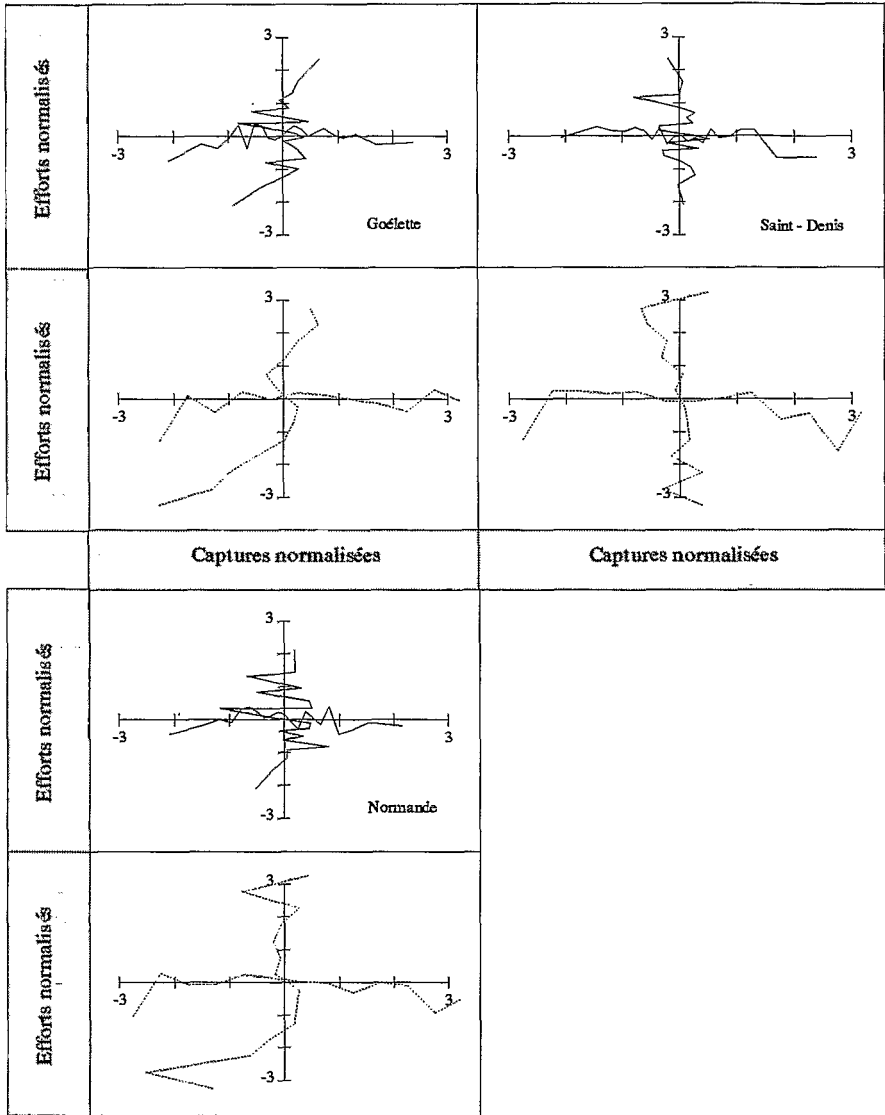


Figure 5 (suite).

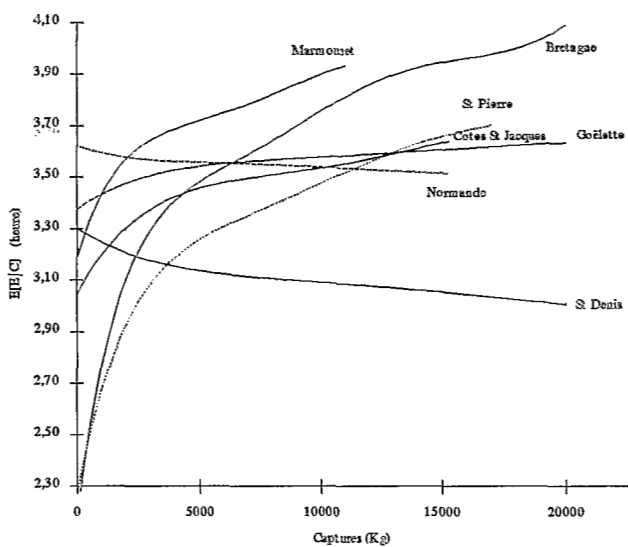


Figure 6 : Espérances conditionnelles des efforts connaissant les captures

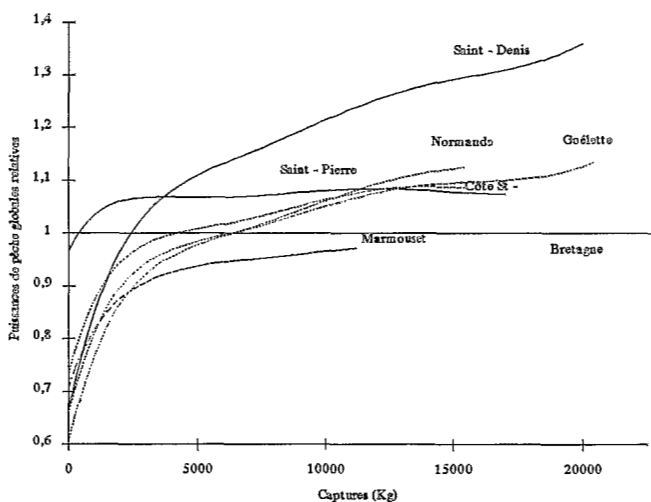


Figure 7 : Puissances de pêche globales relatives au Bretagne exprimées en fonction des captures

## COMPLEMENTARITE DES ANALYSES GLOBALE ET STRUCTURALE DANS L'ETUDE DE LA DYNAMIQUE DU STOCK DE VIVANEAU ROUGE DE GUYANE

Jean-Bernard Perodou

IFREMER, 1 rue Jean Vilar, 34200 SETE

---

### RESUME

La dynamique de la population de vivaneau rouge de Guyane, exploitée par une flottille de ligneurs vénézuéliens, est étudiée en utilisant à la fois l'approche globale puis l'approche analytique. Enfin, la complémentarité des deux analyses est examinée via l'estimation du coefficient de capturabilité.

Le traitement des PUE par un modèle multiplicatif à trois facteurs apporte en sortie trois types de données élaborées : les puissances de pêche des navires, les abondances des strates spatio-saisonnnières, et les abondances annuelles. Les navires forment un ensemble relativement homogène vis-à-vis de leur pouvoir de capture. Une augmentation d'abondance en fonction de la profondeur est observée dans les strates spatio-saisonnnières. L'indice annuel d'abondance subit une baisse au cours des cinq années d'observations (1987-1991) dont la cause principale est attribuée à l'augmentation corrélative de l'effort de pêche. Les coefficients de mortalité par pêche sont estimés à l'aide de la technique d'analyse des cohortes sur les tailles.

Le coefficient de capturabilité varie en fonction du bateau, de la strate spatio-saisonnnière et de la classe de taille du poisson. Pour s'affranchir de cette variabilité, les prévisions de capture sont faites dans des conditions standards, en faisant varier l'effort de pêche standard. Sur un plan pratique, un diagnostic de l'état d'exploitation est présenté : la ressource apparaît comme stable, surexploitée et en phase transitoire. Si l'effort de pêche se maintenait au niveau actuel, il faudrait prévoir dans les années à venir une baisse importante de la production.

Mots-clés : Dynamique des populations - Guyane française - vivaneau rouge - *Lutjanus purpureus*

### ABSTRACT

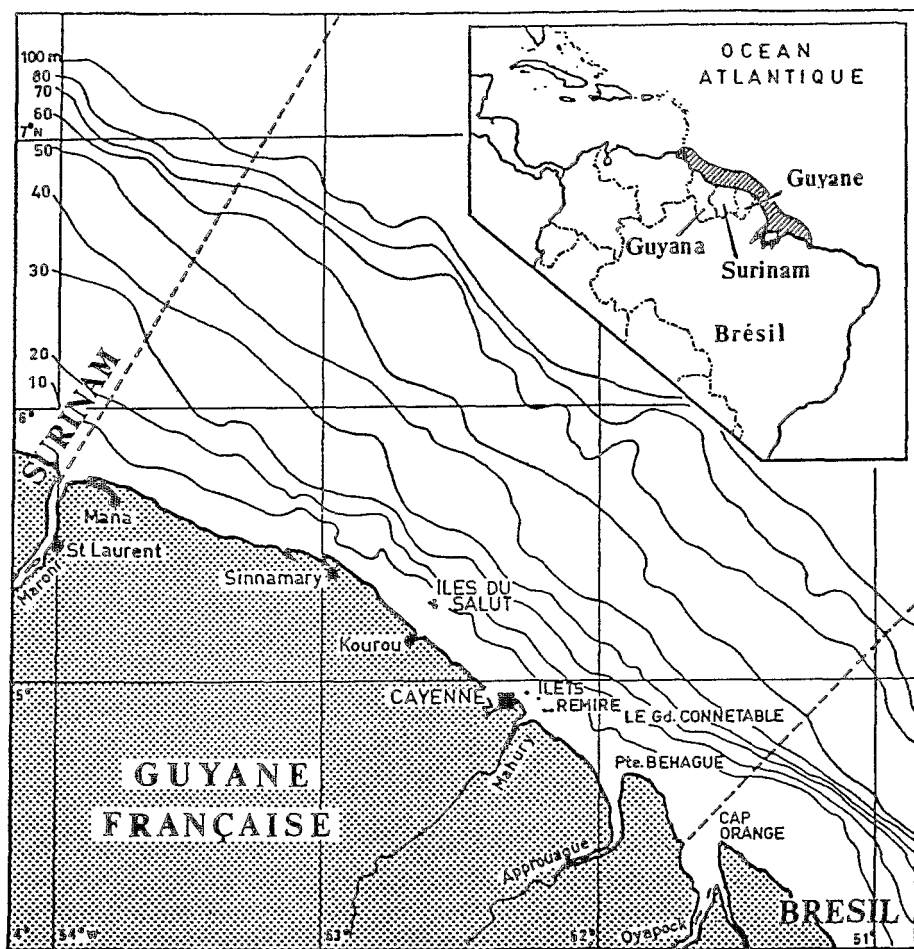
Southern red snapper 's population dynamic in French Guiana, exploited by a fleet of venezuelan handliners, is analysed with the help of global and analytical models. Then the complementary point of view of both analysis is examined with the measure of capturability coefficient.

The processing of CPUE by a three factors multiplicative model supplies three characteristics of elaborate data : fishing power by boat, abundance index by spatial and seasonal stratum, and abundance index by year. Fishing power between handliners are relatively homogeneous. Abundance index of spatial and seasonal stratum increases with depth. Annual abundance index decreases from 1987 to 1991, of

which the prime cause is attributed to the growth of fishing effort during the same period. Fishing mortality rates are estimated with a length-cohort analysis.

Capturability coefficient varies with the ships, the seasonal and spatial strata, and fishes' lengths. This is the reason why catches' estimates are made in standard conditions. Finally a diagnostic of the exploitation's level is presented. The resource is stable, overfished and in transitional phase. If the standard fishing effort would stay at a present level, it would have to an important decrease of catches in the near future.

Key-words : Population dynamics - French Guiana - southern red snapper - *Lutjanus purpureus*



Localisation géographique de la pêche étudiée : Guyane française dans le plateau guyano-brésilien

## I - INTRODUCTION

La pêche du vivaneau rouge (*Lutjanus purpureus*), de type monométier et monospécifique, est une activité traditionnelle des pêcheurs vénézuéliens. L'espèce est capturée par des ligneurs de 15 à 20 m de longueur, qui sont peu mécanisés et qui demandent une main d'oeuvre abondante (14 marins par bateau). L'exploitation a été marquée par le passage, en 1977, d'un régime de libre accès à la ressource à un régime de limitation grâce à l'instauration des ZEE. Depuis, l'effort de pêche et la capture n'ont pas cessé de croître et sont passés de 5 navires produisant environ 45 t en 1980 à 43 navires produisant 1000 t en 1991. Le problème posé, face à ce développement, est de déterminer les potentialités d'exploitation de ce stock.

La dynamique de la population de vivaneau rouge de Guyane est étudiée en utilisant à la fois l'approche globale puis l'approche analytique. En dernier lieu la complémentarité des deux analyses est examinée en calculant le coefficient  $q$  de capturabilité, obtenu en faisant le rapport entre le coefficient de mortalité par pêche  $F$  et l'effort de pêche  $f$ .  $q$  est la probabilité qu'a une unité de biomasse d'être capturée par une unité d'effort. La méthode présente l'intérêt de recalculer entre elles les deux analyses indépendantes - ce qui est rarement réalisé en dynamique des populations. On est alors en mesure de simuler numériquement les variations de production engendrées par des variations d'effort de pêche. Enfin, sur un plan pratique, un diagnostic de l'état du stock est présenté, dans lequel on fait ressortir des règles d'évolution de la population quand varie l'effort de pêche. Auparavant, deux principaux types de difficultés sont rencontrés :

1) La série historique de captures et d'efforts disponible (1987-1991) est trop courte (Fox, 1974) et la fenêtre d'observations trop étroite pour déterminer à elles seules la production du stock dans des situations diverses de fortes et de faibles exploitations. En effet, les données présentent habituellement une composante aléatoire importante due aussi bien à des modifications de l'environnement qu'à des changements de capturabilité liés au comportement des pêcheurs et à la biologie des vivaneaux. D'autre part, après modification de l'effort de pêche, l'équilibre démographique est de nouveau atteint après une période égale au nombre de classes d'âge intervenant de façon significative dans les captures. Donc, si le modèle reste valide dans le cas d'un stock soumis à des conditions moyennes de pêche et d'environnement, sa description demande, en revanche, un nombre élevé de données de façon à couvrir l'ensemble des situations possibles. En attendant, il est utile d'avoir une réponse partielle qui tente de dégager la tendance vers laquelle évolue la production et d'estimer le niveau de la Prise Maximale Equilibrée et de l'effort correspondant.

2) La structure d'âge de la production n'est pas accessible directement en raison du manque de fiabilité, encore aujourd'hui, de la détermination de l'âge par sclérochronologie (c'est la raison pour laquelle aucune analyse de cohortes sur les âges n'a été encore publiée sur un stock de lutjanidés). La difficulté précédente est contournée en étudiant la dynamique du stock à partir de la structure en taille des

captures. Ses handicaps sont qu'elle ignore la variabilité individuelle de croissance, et qu'elle suppose le stock en équilibre dans lequel l'effort et le recrutement sont constants, alors que les situations de transition sont couramment rencontrées chez les espèces à vie longue comme le vivaneau rouge. Le problème est particulièrement grave ici puisque l'effort de pêche n'a fait que croître. La connaissance de la courbe de croissance est, de plus, requise.

## II- MODELES UTILISES ET DONNEES DISPONIBLES

### 2.1 - Traitement des statistiques de pêche : présentation du modèle linéaire et des hypothèses requises

L'application du modèle linéaire à l'estimation des puissances de pêche et abondances apparentes est relativement ancienne (Robson, 1966). Pour la présente étude, la procédure est adaptée au cas où l'abondance apparente se décompose en deux effets multiplicatifs, une composante annuelle et une composante liée à un effet croisé du secteur et de la saison. Après transformation logarithmique, le modèle initial devient un modèle linéaire à trois facteurs, utilisé pour la première fois par Laurec et Fonteneau (1979), puis par Gavaris (1980), et enfin discuté dans Anon. (1984).

Soit un ensemble de  $N_b$  bateaux numérotés  $i = 1$  à  $N_b$ . La puissance de pêche du bateau  $i$  est  $P_i$ , son logarithme népérien est  $p_i$ . Les bateaux opèrent, selon le modèle linéaire à deux facteurs de Robson, dans des strates spatio-temporelles numérotées  $j = 1$  à  $N_s$  où les abondances apparentes sont notées  $A_j$ , leurs logarithmes  $a_j$ . Dans le modèle à trois facteurs, où plusieurs années sont considérées, avec séparation d'un effet annuel et d'un effet spatio-saisonnier, les années sont numérotées  $k = 1$  à  $N_y$  et les strates restent numérotées  $j = 1$  à  $N_s$ . Les abondances apparentes respectives sont notées  $D_{kj}$  et  $A_j$ , leurs logarithmes  $d_{kj}$  et  $a_j$ .

Chaque observation  $U$  est une PUE et  $u = \ln U$ . Elle est indicée par  $l = 1$  à  $N_o$ , et se rapporte à un bateau  $i(l)$ , à une strate  $j(l)$  et à une année  $k(l)$ . Un poids éventuel  $m_l$  peut lui être accordé. Avec ces notations le modèle à trois facteurs s'écrit :

$$U_l = D_{k(l)} \cdot P_{i(l)} \cdot A_{j(l)} \cdot E_l$$

soit après transformation logarithmique :

$$u_l = d_{k(l)} \cdot p_{i(l)} \cdot a_{j(l)} \cdot \varepsilon_l$$

où  $E_l$  est un résidu multiplicatif inexplicé, et  $\varepsilon_l$  son logarithme. Dans le modèle le plus simple, les  $\varepsilon_l$  sont centrés, normaux, de variance constante et mutuellement indépendants.



Les puissances de pêche des navires sont définies par rapport à un état de référence. Pour simplifier on posera  $P_1 = 1$ , ou  $p_1 = 0$ , pour un bateau numéroté  $i = 1$  choisi comme référence. Les abondances apparentes spatio-saisonnnières sont, comme les puissances de pêche, des grandeurs relatives. On posera par convention  $A_1 = 1$ , donc  $a_1 = 0$ , pour une strate  $j = 1$  prise comme référence.

La condition générale d'application de ce modèle est la constance d'une année sur l'autre des puissances de pêche des navires et des abondances apparentes des strates spatio-saisonnnières. C'est l'hypothèse majeure de reproductibilité des structures (Laurec et Fonteneau, 1979). La composante annuelle  $d_k$  de l'abondance apparente est supposée constante à l'intérieur d'une année  $k$  (Laurec et Le Gall, 1975) et la même pour tous les bateaux. Enfin, les abondances sont dites "apparentes" pour garder en mémoire qu'elles correspondent à la combinaison de trois facteurs : la densité réelle du poisson, le comportement du pêcheur à l'égard de l'espèce et l'efficacité de l'engin de pêche. Les variations de densité sont supposées être prédominantes.

## 2.2 - Description du modèle global et hypothèses sous-jacentes

Les modèles globaux simulent les variations de capture d'un stock en état d'équilibre avec son milieu, en réponse à des variations d'effort de pêche. Leur mise en oeuvre demande comme données de base une série de captures et d'efforts de pêche par intervalle de temps, d'un an généralement. Une présentation de ces modèles se trouve dans l'ouvrage de Laurec et Le Guen (1981). Les modèles globaux supposent comme principales hypothèses que le milieu est constant, que la capturabilité est constante et que le stock est en équilibre stationnaire, et donc que le diagramme d'exploitation<sup>1</sup> est constant.

Dans un stock en équilibre le recrutement et le coefficient instantané de mortalité par pêche d'une classe de taille sont constants. Dans ces conditions, la biomasse et la capture de l'ensemble des cohortes d'un stock à un moment donné sont égales à celles d'une seule cohorte au cours de sa phase exploitée (elles constituent ce qu'on appelle une pseudo-cohorte). En plus de l'hypothèse de stationnarité, le modèle exclut tout changement qualitatif du diagramme d'exploitation, comme par exemple un changement de la taille d'entrée dans les captures, de sorte que le niveau d'exploitation est caractérisé par un multiplicateur global de ce diagramme d'exploitation.

Enfin, le modèle suppose que la capturabilité est constante et, en particulier, qu'il n'y a pas de liaison entre la capturabilité et la biomasse.

---

<sup>1</sup> Un "diagramme d'exploitation" est défini par l'ensemble des coefficients de capturabilité par classes d'âge ou de taille de l'année de référence.

### 2.3 - Estimation du taux de mortalité à partir d'une distribution en taille des captures (pseudo-cohorte)

A partir d'une distribution en âge d'une capture annuelle, on estime par la technique d'analyse des cohortes les effectifs survivants  $N_a$  et les coefficients de mortalité  $F_a$  des classes d'âge dans le stock, en supposant que le recrutement et le vecteur  $F = \{F_a\}$  constants pendant une durée au moins égale à celle de la phase exploitée, c'est à dire depuis l'âge d'entrée dans les captures jusqu'à l'âge de réforme. Sous ces hypothèses, en effet, la structure démographique d'un stock à un moment donné est identique à celle d'une cohorte au cours de sa vie.

Lorsqu'on ne dispose que d'une distribution de tailles, comme c'est le cas du vivaneau rouge de nos statistiques, on doit la transformer au préalable en une distribution d'âges pour se placer dans le cas précédent. Pour ce faire on utilise l'équation de croissance de Von Bertalanffy remaniée qui calcule l'intervalle de temps que met un vivaneau rouge pour passer de la longueur  $L_i$  à la longueur  $L_{i+1}$ . Cette relation ignore la variabilité individuelle de croissance : elle modélise une croissance moyenne. La méthode est exposée en détails dans l'article de Laurec et Mesnil (1987).

Nous avons 2l inconnues mais seulement 2l -1 équations (l est l'indice de la dernière classe de longueur exploitée). Il y a donc une inconnue de trop. Pour lever l'indétermination on estime une valeur du coefficient F de la classe de longueur terminale. Puis, par rétrocalcul séquentiel, on résoud numériquement les équations. L'intérêt principal de la méthode est que, malgré l'erreur commise sur la valeur initiale de l'inconnue F de la classe de longueur terminale, les résultats de calcul obtenus sur les coefficients F des autres classes de longueur convergent vers les vraies valeurs, d'autant plus rapidement que le taux d'exploitation est élevé. C'est la propriété dite "de convergence" de la méthode, l'erreur relative commise sur le taux d'exploitation de la classe terminale devenant négligeable quand on se rapproche des petites classes de taille. Cette propriété n'est pas obligatoire : si le taux d'exploitation est très faible dans les dernières classes de taille, il peut ne pas y avoir de convergence.

### 2.4 - Complémentarité des deux analyses

La complémentarité de ces deux analyses passe par l'étude de la relation entre F et f. Pour appréhender cette relation plaçons nous, comme le font Laurec et Le Guen (1981) dans le cas simplifié suivant : considérons une strate espace-temps homogène dans laquelle les vivaneaux comme les unités d'effort de pêche sont distribués de façon aléatoire. Alors la probabilité qu'a un poisson d'être capturé par une unité d'effort de pêche est noté q. La capture par f unités d'effort est donnée par  $C = q \cdot f \cdot N$ . En remplaçant C/N par F on obtient la relation fondamentale  $F = q \cdot f$  dans laquelle q est l'inconnue recherchée. Dans la réalité, par rapport à ce cas idéal, le coefficient de capturabilité q varie en fonction de plusieurs facteurs. Il dépend du bateau qui a fait la pêche, de la strate spatio-saisonnière où elle a eu lieu et de la classe de taille à laquelle appartient le poisson considéré. Le problème qui se pose donc est de mesurer cette

variabilité dans toutes les dimensions de façon à dégager une variabilité d'ensemble, stable dans le temps, qui soit annuellement reproductible. La solution retenue consiste à standardiser les variations de capturabilité : pour chaque facteur, on choisit, parmi les modalités possibles, une modalité de référence. Puis, on calcule les capturabilités des différentes modalités relativement à la capturabilité de la modalité de référence. Ainsi a-t-on construit un nouveau stock théorique dans lequel le coefficient de capturabilité est égal à celui qu'aurait obtenu le bateau de référence s'il avait pêché dans la strate spatio-saisonnière de référence une unité de biomasse de taille identique à la taille de référence.

L'équation fondamentale s'applique donc aux modalités de référence et le facteur  $q$  est égal au rapport entre le coefficient de mortalité par pêche standard et l'effort de pêche standard. Ce facteur est donc un facteur de capturabilité standard et les prévisions de capture sont faites dans des conditions standards.

## 2.5 - Les données nécessaires à la modélisation

Les données brutes nécessaires à la modélisation décrite précédemment sont composées :

- d'une série de productions annuelles consignées dans des fiches de débarquement officielles ;
- d'un ensemble de PUE et d'effort de pêche nominal par bateau, strate spatio-saisonnière et année ;
- d'une série d'efforts de pêche nominaux (= nombre réel de jours de pêche) totaux et annuels sur l'ensemble des éléments (bateaux et strates spatio-saisonnières).

La production annuelle est estimée par le nombre total de marées multiplié par la production moyenne des marées. Les productions des marées débarquées à Cayenne sont consignées dans des fiches de débarquement officielles. Elles sont fiables. Le nombre total des marées est estimé à partir du calendrier d'activité des bateaux. L'estimation de la production totale est donc le produit d'une variable aléatoire, la production moyenne par marée, par un nombre fixe, le nombre total de marées. Le coefficient de variation de cette estimation est de l'ordre de 1 %, ce qui est satisfaisant compte tenu des incertitudes qui pèsent sur les autres paramètres de la modélisation.

Les PUE et efforts de pêche sont obtenus par la collecte de journaux de bord auprès des pêcheurs. Les variables observées sont la capture (en kg) et l'effort de pêche (en jours de pêche) par bateau et par strate spatio-saisonnière fréquentée au cours d'une marée. En divisant la capture par l'effort de pêche on obtient une PUE. Pour chaque marée réalisée par un bateau, il y a autant d'observations (PUE) qu'il y a de secteurs fréquentés.

Les strates retenues sont les mois et les secteurs délimités par les isobathes 20 m, 40, 60, 80, 100, 120 et 140 m (voir carte). L'unité d'effort est égale au temps de pêche d'un bateau exprimé en jours (égal au temps de sortie en mer moins les temps de route et de cape). Il est partagé en un temps de recherche des bancs et un temps de

capture des poissons, estimés chacun à 50 % du temps de pêche.\* Ce défaut de connaissance dans l'activité de pêche peut ne pas être négligeable dans l'estimation des variations d'abondance, surtout quand ces variations sont de grande ampleur.

Un traitement préliminaire des PUE a permis de détecter et de rejeter les données aberrantes, c'est à dire anormalement éloignées de la moyenne. Nous estimons qu'une observation éloignée de plus de trois écarts-type est probablement une erreur de codage. D'autre part les estimations sont imprécises et fortement biaisées lorsque le nombre d'observations est faible, du fait de l'utilisation de la transformation logarithmique préalable des données (Laurent, 1963). Nous avons donc écarté les navires et strates spatio-saisonniers pour lesquels nous avons moins de 4 observations.

En définitive, 4153 PUE sont analysées. Elles proviennent de 52 bateaux en activité de pêche dans 56 strates spatio-saisonniers pendant 5 ans. Elles sont exprimées en kg de poids vif par jour de pêche.

### III- DYNAMIQUE DU STOCK DE VIVANEAU ROUGE

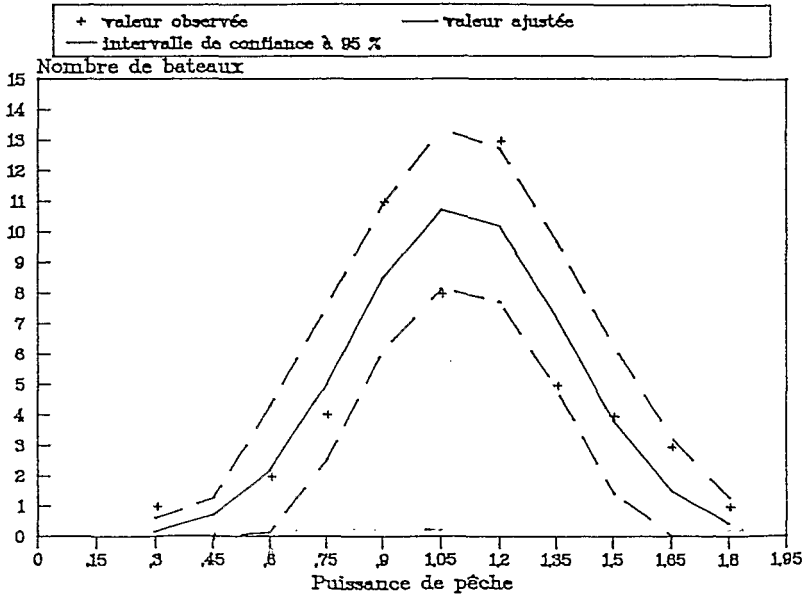
#### 3.1 - Les puissances de pêche des navires et leur variation (Fig.1)

La distribution des puissances de pêche s'ajuste à une fonction de Gauss avec un coefficient de détermination de 0,93, c'est-à-dire que 93 % de la dispersion des puissances de pêche sont expliqués par le modèle. La moyenne est égale à 1,1 et l'écart-type à 0,28, ce qui fait un coefficient de variation de 25 %. Les navires apparaissent donc former un ensemble relativement homogène et peu variable vis-à-vis de leur pouvoir de capture.

La longueur des navires, elle-même corrélée avec les autres caractéristiques physiques comme la puissance motrice et le tonnage ( $r=0,70$  et  $0,66$  respectivement), est un facteur qui explique seulement 8 % de la variance des puissances de pêche des navires. Le test  $r$  de signification d'une corrélation indique que cette dernière existe si l'on admet 5 % de chances de se tromper. Par contre, si l'on exige 1 %, la corrélation est non-significative. Le port d'attache est bien connu comme étant un facteur d'hétérogénéité entre les bateaux, mais ici tous les ligneurs sont basés dans le même port d'attache, l'île de Margaritas. Finalement, nous expliquons simplement les variations de puissance de pêche par une différence de "savoir-faire" entre les pêcheurs.

---

\* Appelons ces proportions respectivement  $p_r$  et  $p_p$ , et le temps de pêche  $t$ . La PUE est alors égale à  $Q/t$  et l'abondance réelle à  $Q/(t \cdot p_p)$ ,  $Q$  étant la capture pondérale. Si  $p_r$  et  $p_p$  sont constants, la PUE sous-estime l'abondance réelle mais non les variations d'abondance que l'on cherche à mesurer. En réalité,  $p_p$  augmentant avec l'abondance, la PUE surestime les variations d'abondance.



**Figure 1 :** Distribution des puissances de pêche des ligneurs. Ajustement des données à une fonction de Gauss.

Les bateaux pêchent en groupes. Lorsque l'un d'entre eux a détecté un banc de poissons, les autres se rassemblent autour de lui pour les pêcher, ce qui tendrait à annuler l'effet de la compétition dans la recherche des bancs, sur la puissance de pêche. Nous pouvons ainsi distinguer deux éléments dans le savoir-faire des pêcheurs : la recherche des bancs et la capture des poissons une fois le banc détecté. Dans la recherche des bancs le patron-pêcheur oscille entre deux attitudes quand le rendement est faible : ou bien il quitte le terrain de pêche pour tenter de trouver de meilleurs rendements ailleurs, ou bien il reste sur place pour assurer à la marée une rentabilité minimale. Les bateaux les moins efficaces seront probablement ceux qui ne prennent pas assez de risques et ceux qui, se prenant au jeu, dépensent trop de temps à rechercher les bancs. Au contraire, les bateaux les plus efficaces seront ceux qui auront su à la fois détecter les bons coups de pêche sans pour autant négliger les détections des autres navires.

Une fois le banc détecté, la capture des vivaneaux rouges dépend aussi de l'habileté des pêcheurs à les ferrer. C'est l'autre facteur important qui explique une partie des différences de puissance de pêche constatées entre les bateaux.

### 3.2 - Variabilité de l'abondance apparente de vivaneau rouge dans les strates spatio-saisonnnières (Fig.2)

Notons, en préliminaire, qu'il y a une absence de pêche et donc de données en janvier, ce qui cache une partie de l'information recherchée.

En ce qui concerne les variations bathymétriques, l'indice est minimal à 30 m de profondeur (1,21 en moyenne sur les mois), et en général maximal à 130 m (2,46 en moyenne sur les mois) : l'abondance croît avec la profondeur. Cette corrélation est bien marquée quel que soit le mois d'activité et reflète une stabilité saisonnière des conditions hydrologiques. L'influence de la profondeur a déjà été signalée par Anon. (1983), qui montre une corrélation positive entre la taille des poissons et la profondeur des lieux de pêche, les individus juvéniles étant circonscrits à la côte et les adultes au large.

En ce qui concerne les variations mensuelles, la figure 2 montre que l'abondance apparente croît en début d'année, de février à avril, et décroît en fin d'année, d'octobre à novembre. D'avril à octobre, on ne remarque pas de fortes variations.

Les différences d'abondance entre les profondeurs ne sont pas les mêmes entre les mois. Cette interaction entre les deux facteurs peut s'expliquer par une migration saisonnière d'une partie du stock.

Les variations mensuelles n'apparaissent pas assez marquées pour les relier à quelque facteur biologique. La compréhension de ces variations de densité nécessiterait de disposer d'observations biologiques complémentaires telles que la composition en taille et l'état de maturité des gonades par strate spatio-temporelle, et les migrations côte-large en fonction de paramètres biologiques ( migrations trophique ou de reproduction).

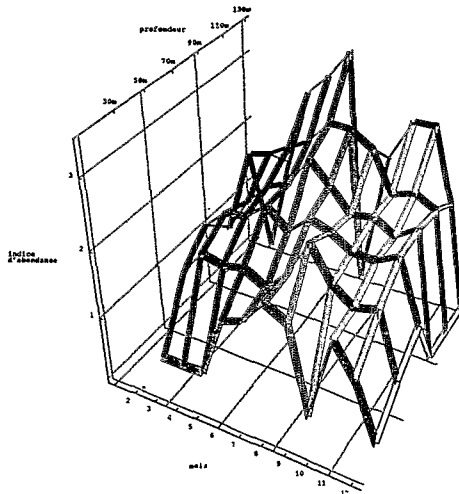


Figure 2 : Variabilité de l'indice d'abondance apparente des strates spatio-saisonnnières.

### 3.3 - Relation entre l'abondance apparente de vivaneau rouge et l'effort de pêche dans les strates spatio-saisonnnières (Fig.3)

L'effort de pêche est localisé préférentiellement entre 50 et 70m de profondeur, quel que soit le mois d'activité. Il n'est donc pas maximal dans les strates où l'est l'abondance apparente du vivaneau rouge, qui se situe, comme on l'a vu au paragraphe précédent, entre 110 et 130 m de profondeur. C'est ce qu'exprime la relation présentée sur la figure 3 entre l'effort de pêche et l'abondance apparente, où l'on observe que, derrière un important bruit de fond, l'effort moyen croît tout d'abord avec l'abondance, puis décroît jusqu'à s'annuler pour les plus fortes valeurs de densité constatées. Il est surprenant que, d'un point de vue stratégique, la flottille n'alloue pas le maximum de son effort dans les strates de plus forte abondance de vivaneau rouge, qui pourtant est l'espèce la plus ciblée. Quelle en est la cause ? On peut évoquer :

1) les conditions de pêche. Elles sont plus difficiles au large qu'à la côte en raison d'une part d'une mer plus agitée engendrée par des forts courants, et d'autre part d'un effort physique plus grand pour remonter les poissons de 100 ou 130 m de profondeur.

2) Le poids des habitudes. Le pêcheur, habitué à travailler dans une zone qui n'était pas intensément exploitée, ne chercherait pas outre mesure le rendement maximal mais s'accommoderait d'une pêche de subsistance.

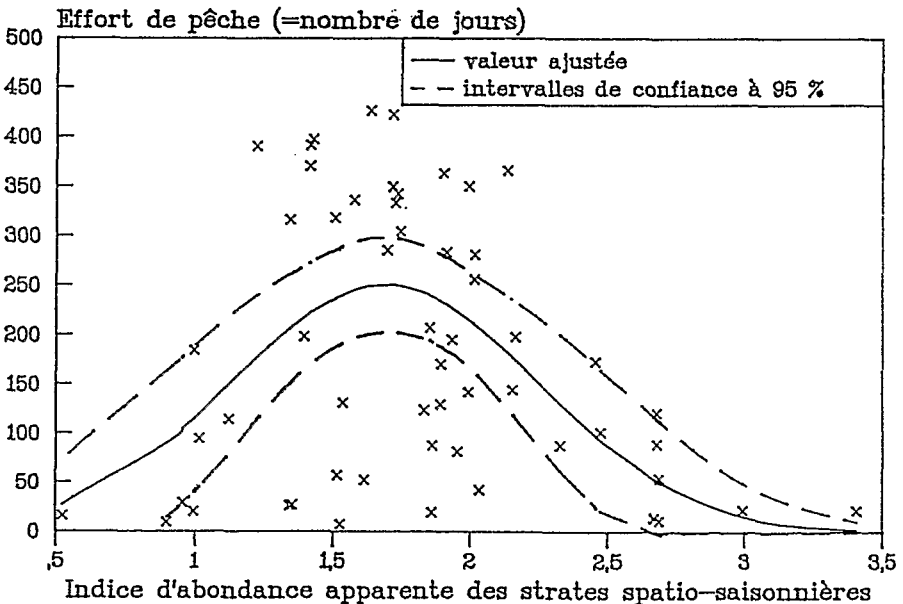


Figure 3 : Relation entre l'indice d'abondance apparente et l'effort de pêche des strates spatio-saisonnnières.

### 3.4 - Variabilité de l'abondance apparente annuelle de vivaneau rouge et estimation de l'effort de pêche standard

L'indice annuel se définit comme une PUE standard et équivaut, pour une année considérée, à la PUE qu'aurait obtenue le bateau de référence s'il avait pêché dans la strate spatio-saisonnière de référence. En divisant, pour une année donnée, la capture par la PUE standard, on obtient un effort standard annuel, équivalent à l'effort qu'aurait dû dépenser le navire de référence s'il avait pêché dans la strate spatio-saisonnière de référence pour obtenir la capture annuelle totale de la flottille.

**Tableau 1 :** Evolution annuelle de l'abondance apparente, exprimée en poids vif (kg) par jour de pêche, et de l'effort standard et nominal, exprimés en jours de pêche.

Année	1987	1988	1989	1990	1991
PUE standard	246	322	241	247	184
Effort standard	3379	3815	5429	5278	5977
Effort nominal	2689	2717	4425	4680	4609

Les résultats, présentés dans le tableau 1 ci-dessus, montrent que :

- la PUE standard subit une baisse de 25 % au cours de ces cinq années d'observations, dont la cause principale est attribuée à l'augmentation corrélative de l'effort de pêche standard, qui a augmenté de 77 % pendant la même période.

- une forte corrélation ( $R = 0,96$ ) entre les deux types d'effort, nominal et effectif. Elle signifie que la fréquentation relative des strates est restée inchangée d'une année sur l'autre pendant la période d'observation.

- l'effort de pêche standard est en moyenne, sur les cinq ans, 1,26 fois plus grand que l'effort nominal.

Comment expliquer une telle différence ? La puissance de pêche moyenne de l'ensemble de la flottille, qui est de 1,04, est presque identique à la puissance de pêche du navire de référence (= 1 par définition). Par contre, l'abondance apparente moyenne des strates spatio-saisonnières est égale à 1,81, valeur largement supérieure à celle de la strate spatio-temporelle de référence. Ainsi l'effort de pêche standard se déroule dans une strate de densité plus pauvre que celle de la moyenne des strates fréquentées par la flottille. C'est ce qui explique que l'effort standard soit plus grand que l'effort nominal.



### 3.5 - Analyse structurale : analyse des cohortes sur les tailles

#### 3.5.1 - Croissance et longévité

Les lutjanidés présentent les traits démographiques des populations ayant une stratégie de type K par opposition au type r (Barbault, 1976) : ce sont des espèces à longévité élevée et croissance lente. Leur âge maximal moyen est de 10,5 ans, d'après Manooch (1987). Pour le vivaneau rouge de la côte nord-est du Brésil, Lima (1965) et Menezes et Geistera (1974) signalent une longévité de l'ordre de 15 ans.

Nous avons étudié la croissance et la longévité à partir des méthodes d'analyse modale appliquées à un ensemble de distributions en taille (Pérodou, 1994). Les principaux résultats obtenus sont les suivants :

- paramètres de l'équation de Von Bertalanffy :  $K = 0,12 \text{ an}^{-1}$  et  $L_{\infty} = 95 \text{ cm}$
- âge de première capture : environ 3 ans
- longévité : environ 13 ans
- nombre de classes d'âge contribuant significativement aux captures : 4 à 5 ans.

#### 3.5.2 - Estimation des coefficients de mortalité par pêche

L'utilisation de l'analyse des cohortes sur les longueurs permet d'estimer, à partir d'une distribution en longueur d'une capture annuelle de vivaneaux rouges et en faisant l'hypothèse que ce stock est en équilibre, les effectifs survivants et les coefficients de mortalité par classes de taille dans le stock.

La figure 4 montre l'évolution de la distribution en taille des captures annuelles entre 1986 et 1991. Pendant cette période la moyenne et la dispersion des tailles se sont amenuisées (un test du Chi2 montre que ces modifications sont hautement significatives). C'est la conséquence logique de l'augmentation de l'effort de pêche sur cette même période.

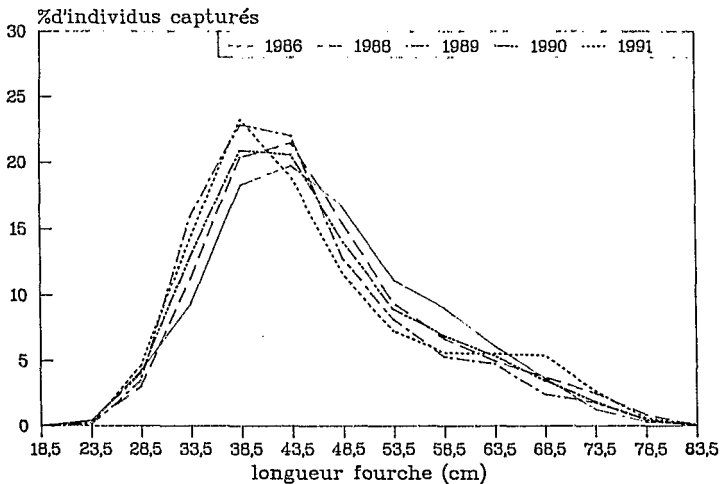


Figure 4 : Evolution des fréquences en taille des captures annuelles de vivaneau rouge, entre 1986 et 1991.

La distribution moyenne des captures des années 1989-1991 est choisie comme distribution de fréquences en longueur, de façon à atténuer les fluctuations du recrutement et du taux d'exploitation. Le coefficient de mortalité naturelle  $M$  est fixé à 0,2. Les calculs sont menés par rétrocalcul et initialisés en fixant une valeur au coefficient de mortalité  $F^+$  de la classe de longueur terminale  $L(l^+)$ . Ils sont réalisés à l'aide du logiciel ANALEN mis au point par Chevaillier et Laurec (1990).

Le coefficient  $F^+$  est choisi sur des considérations qui donnent une large part à l'allure de la fonction  $F(i)$ , notamment aux approches de la classe de taille  $L(l^+)$ . On observe, en effet, que les valeurs très fortes ou très faibles de  $F^+$  conduisent à des variations très brutales dans cette région. La plage des valeurs possibles du coefficient  $F^+$  va de 0,1 à 0,5  $\text{an}^{-1}$  (Fig.5). La valeur recherchée est déterminée graphiquement : elle est choisie égale à 0,3  $\text{an}^{-1}$ .

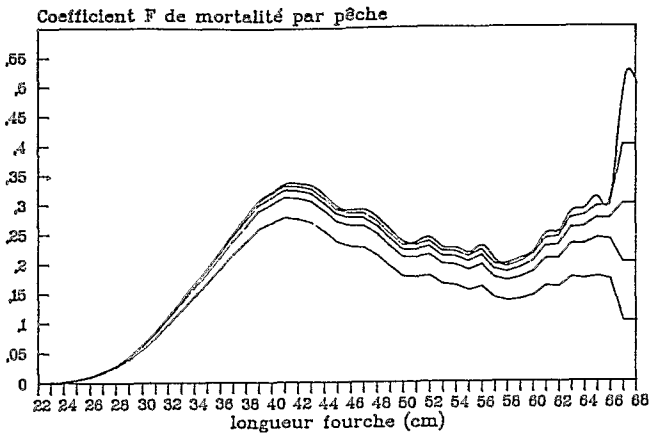


Figure 5 : Choix de la valeur du coefficient de mortalité par pêche de la dernière classe de taille et estimation des autres coefficients de mortalité par pêche.

La partie ascendante de la fonction  $F(i)$  se situe entre 22 et 41 cm. Le coefficient  $F(i)$  atteint 0,32  $\text{an}^{-1}$ . Entre 42 et 60 cm le coefficient  $F(i)$  diminue progressivement pour atteindre 0,20  $\text{an}^{-1}$ , avec une valeur moyenne de 0,24  $\text{an}^{-1}$ . Au delà de 60 cm le coefficient remonte avec une valeur moyenne égale à 0,26  $\text{an}^{-1}$ . L'augmentation du coefficient  $F(i)$  dans la dernière phase exploitée de la vie de l'animal, entre 60 et 68 cm, s'explique par la capture d'individus provenant hors de la ZEE guyanaise au cours de l'année 1991.

L'utilisation de l'analyse des cohortes séparable (Pope et Sheperd, 1982), qui sépare les effets d'âge et d'année, permettrait d'enlever les poissons capturés hors de la ZEE guyanaise, sous réserve que la capturabilité relative à travers les âges (le diagramme d'exploitation) se répète au fil des années. Les classes de taille du diagramme d'exploitation peuvent se diviser en quatre parties qui sont, à partir de la classe la plus petite, les suivantes :

- une phase 1 de croissance de la mortalité due à l'augmentation de la sélectivité de l'engin et/ou de la fraction recrutée de la cohorte ;
- une phase 2 de mortalité maximale ;
- une phase 3 de décroissance de la mortalité due à la diminution de la sélectivité de l'engin et/ou de la présence des individus sur les lieux de pêche ;
- une phase 4 dont l'évolution de la mortalité est masquée par la présence d'individus capturés hors de la ZEE : ou bien la mortalité est constante jusqu'à la dernière classe de longueur, ou bien elle est décroissante, la capturabilité diminuant avec la longueur chez les poissons les plus âgés.

L'analyse des cohortes séparable pourrait être appliquée ultérieurement à l'aide de distributions en taille provenant uniquement de la ZEE guyanaise de façon à lever l'indétermination qui subsiste dans le diagramme d'exploitation, notamment dans les dernières classes de taille.

### *3.5.3 - Validité de l'estimation des coefficients de mortalité par pêche*

La méthode d'analyse des cohortes sur les tailles utilise les paramètres de croissance pour transformer les classes de taille en classes d'âge. Cette transformation suppose que la variabilité individuelle de croissance est négligeable. Dans le cas du vivaneau rouge dont la longévité est de l'ordre de 13 ans, cette condition n'est satisfaite que dans les 4 ou 5 premières classes d'âge, mais non au delà. Cette méthode doit donc être considérée ici comme un simple moyen auquel on a recours faute de mieux.

D'autre part, les hypothèses d'équilibre supposent que le recrutement et le vecteur des coefficients de mortalité par pêche sont constants durant un passé égal à celui de la phase exploitée. Cette condition est respectée tant que les variations de ces facteurs sont aléatoires. L'état du stock oscille de part et d'autre de la position d'équilibre. Si, en revanche, une tendance se manifeste, les estimations des effectifs et des mortalités sont biaisées. Dans le cas du vivaneau rouge, nous sommes dans l'impossibilité de savoir si une tendance s'est manifestée dans le recrutement au cours de ces dernières années. Mais, les nombreuses classes d'âge qui constituent le stock et l'âge tardif d'entrée dans les captures font que les fluctuations numériques du recrutement sont amorties. Par contre, au cours de la même période, la croissance de l'effort de pêche place, aujourd'hui, le stock dans un état de non équilibre dont nous allons voir quelles en sont les conséquences dans les estimations des effectifs et des mortalités.

Considérons une cohorte d'effectif  $R$  au recrutement, et dont la capturabilité vis-à-vis d'un engin de pêche est constante et égale à  $q$ . Si elle est soumise à un effort de pêche constant,  $f$ , son effectif  $N$  au début de l'année  $y$  ( $i = 1, \dots, l$ ) sera égal à :

$$N_y = R \cdot e^{-(q \cdot y \cdot f + y \cdot M)}$$

Si maintenant elle est soumise à un effort de pêche croissant pour atteindre une valeur égale à  $f_y$  l'année  $y$ , son effectif  $N'_y$  sera égal à :

$$N_y = R \cdot e^{-(q \cdot \sum_{i=1}^y (f_i) + y \cdot M)}$$

$$N'_y = R \cdot e^{-(q \cdot (f_l) + y \cdot M)}$$

$$\text{comme } \sum_{i=1}^y (f_i) < y \cdot f \Rightarrow N'_y > N_y$$

Ainsi peut-on déduire que, lorsque l'effort de pêche augmente, l'effectif d'une cohorte est surestimé par rapport à l'effectif de la même cohorte en équilibre avec l'effort de pêche courant. **La mortalité est, par contre, sous-estimée.**

Une observation suggère, en effet, que le stock serait plus fortement exploité que ne le montre l'analyse : le report au cours de l'année 1991 d'une partie de l'effort de pêche sur un stock voisin de la ZEE guyanaise, à cause d'une raréfaction locale des vivaneaux rouges constatée par les pêcheurs.

### 3.6 - Complémentarité des deux analyses : les limites de l'intensification de l'exploitation actuelle du vivaneau rouge

#### 3.6.1 - Choix d'un modèle global : le modèle exponentiel

Le modèle généralisé de Pella-Tomlinson couvre, si on fait varier les paramètres, un ensemble de situations assez vaste pour s'adapter à n'importe quelle série de données. Les hypothèses du modèle ne sont jamais réfutables, ce qui rend difficile l'interprétation des résultats. D'où la nécessité de recourir aux connaissances de la biologie de l'espèce pour imposer des contraintes, en particulier sur l'exposant  $m$  qui, dans la théorie de Pella-Tomlinson, est lié à la relation stock-recrutement.

Nous avons opté pour le modèle exponentiel ( $m=1$ ) qui fait décroître la biomasse moins vite que le modèle de Schaefer ( $m=2$ ). En effet, une quantité de biomasse est inaccessible à la pêcherie. Nous avons vu que les plus gros poissons vivent hors des lieux de pêche habituels (hors ZEE ou dans la ZEE mais en profondeur). La biomasse exploitée n'est qu'une partie de la biomasse totale qui participe au renouvellement de la population. Ainsi cette **biomasse cryptique**, en supposant un faible taux de mélange entre le large et la côte, confère au stock une plus forte aptitude à supporter une pêche importante (Laloë, 1988, Die et al., 1990).

Il reste donc trois paramètres à estimer : q, K et H. La détermination du coefficient q s'obtient en faisant le rapport entre le coefficient de mortalité par pêche et l'effort de pêche dans des conditions standards. Les deux paramètres restants (K et H) sont déterminés par ajustement des données à un modèle global.

**3.6.2 - Estimation du coefficient de capturabilité**

Le coefficient de mortalité standard s'obtient en faisant la moyenne des coefficients de mortalité par classes de taille pondérés par leur biomasse :  $F^* = 0,26 \text{ an}^{-1}$ .

Le vecteur F est calculé à partir de la distribution moyenne des effectifs capturés sur la période 1989-1991. L'effort standard correspondant est donc l'effort moyen annuel sur cette même période :  $f^* = 5561 \text{ jours}$ .

On en déduit la valeur du coefficient de capturabilité standard en appliquant l'équation  $F^* = q \cdot f^*$  :  $q^* = 4,68 \cdot 10^{-5} \text{ jours}^{-1}$ .

**3.6.3 - Estimation des autres paramètres de l'équation**

Les calculs sont menés à l'aide du programme GENPROD en donnant aux inconnues recherchées des valeurs initiales accompagnées chacune d'un intervalle d'exploration.

Les valeurs initiales choisies des inconnues et leurs intervalles d'exploration sont les suivantes (r = rapport entre la biomasse au moment de la première observation et la biomasse maximale du stock) :

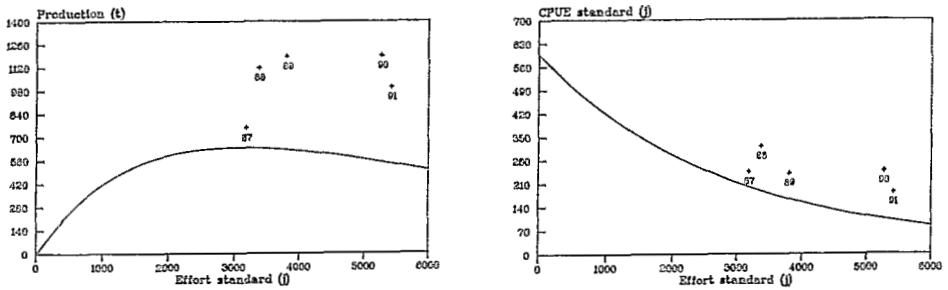
**Tableau 2 : Valeurs initiales et intervalles d'exploration des inconnues de l'équation.**

Coeff. de capturabilité	Paramètres	FM	UM	r
$q = + 0,46 \cdot 10^{-5}$	Valeurs initiales	3000	300	0,8
	Valeurs inférieures	1000	100	0
	Valeurs supérieures	4000	700	1

Sur la figure 6 se trouvent les graphes exprimant la relation à l'équilibre entre l'effort standard d'une part et la production et la PUE standard d'autre part. Les paramètres de l'équation et les points remarquables sont donnés dans le tableau ci-dessous :

**Tableau 3 : Estimation des paramètres et des points remarquables de l'équation.**

Coeff. de capturabilité	EM(j)	PME(t)	-K	-H	R
$q = + 0,46 \cdot 10^{-5}$	3064	640	1,29056	6,62983	0,48



**Figure 6 :** Evolution de la production (à gauche) et de la PUE standard (à droite) en fonction de l'effort de pêche standard

**3.6.4 - Diagnostic final de l'état du stock de vivaneau rouge : une ressource stable, surexploitée et en phase transitoire**

Les points expérimentaux sont supérieurs aux points théoriques du stock en régime stationnaire. Cela s'explique par l'augmentation continue de l'effort de pêche au cours des années passées, en particulier à partir de 1989, qui font que les pêcheurs ont prélevé une quantité supérieure à celle du stock en état d'équilibre. Les modèles utilisés, global et structural, ne prennent théoriquement pas en compte les pêches réalisées en situation transitoire, lorsqu'un stock passe d'un état d'équilibre à un autre état.

De ce qui précède nous déduisons que :

- Si l'effort se maintenait au niveau actuel il faudrait prévoir dans les années à venir une baisse franche de la production.
- Si on voulait maintenir le stock à un niveau tel que la production soit maximale il faudrait ramener l'effort de pêche standard à un effort proche de celui de l'année 1987, ce qui équivaut à une baisse de l'ordre de 40% de l'effort de l'année 1991.

Le stock présente un délai de réponse élevé correspondant à la durée de la phase exploitée. Cette forte longévité abaisse l'amplitude des fluctuations annuelles d'effectifs et donne à la ressource une relative stabilité. Cette propriété de stabilité du stock de vivaneau rouge entraîne sur les prévisions deux conséquences selon l'échelle de temps considérée. Premièrement la possibilité de réaliser des prévisions fiables de PUE et de production à court terme, sur les deux ou trois années à venir, à l'aide d'une simple relation empirique établie entre la PUE et l'effort de pêche sur les années passées. A long terme (10 ans) elle pourrait laisser croire à un stock pléthorique lequel serait en voie de régression lente et cacherait ainsi une raréfaction inéluctable de la ressource mais prévisible.

## CONCLUSION

Les résultats acquis sur la dynamique du stock de vivaneau rouge n'ont pas la prétention d'être exhaustifs ni définitifs. Les causes d'incertitude sur l'état réel du stock, son taux d'exploitation et les prévisions de capture que l'on peut faire en fonction de l'effort de pêche ont pour origine :

- une série historique trop courte (5 ans) pour une espèce dont la durée de la phase exploitée est longue (11 ans) ;
- l'impossibilité de réaliser de vraies analyses structurales ;
- la possibilité de faire des prévisions seulement en situation d'équilibre et non en période transitoire, longue à cause de la longévité de l'espèce.

Dans ces conditions, quel degré de confiance peut-on accorder au présent diagnostic de l'état du stock ? D'abord, l'information traitée qui émane de plusieurs sources ne présente pas de faits contradictoires. Ensuite, le diagnostic apparaît solide malgré l'incertitude qui persiste sur certains paramètres, surtout si on évite d'attacher trop d'importance à l'aspect quantitatif : les modèles utilisés ont permis de synthétiser nos connaissances et d'obtenir une description dynamique d'ensemble, suffisante en pratique pour dégager des tendances et tenter de les modifier en pilotant le système.

On peut conclure aujourd'hui que l'exploitation a été raisonnablement prometteuse et que la PME serait dépassée pour l'effort de pêche actuel. L'augmentation continue de l'effort de pêche au cours de ces dernières années, en particulier à partir de 1989, a fait que les pêcheurs ont prélevé une quantité supérieure à celle du stock en état d'équilibre. C'est la raison pour laquelle les points expérimentaux obtenus en situation transitoire sont supérieurs aux points théoriques du stock - cette théorie supposant un régime stationnaire. Cette notion d'équilibre doit être regardée comme une situation simple vers laquelle tend le stock - de manière asymptotique - et qui permet de faire des extrapolations et des prévisions.

D'autre part, nos observations ont montré qu'une fraction des adultes de grande taille vivent hors des lieux de pêche habituels, hors ZEE et dans la ZEE mais en profondeur. Cette biomasse cryptique participe au renouvellement de la population et apporte au stock une plus grande aptitude à supporter une pêche importante. A l'avenir, pour prendre en compte cette fraction inaccessible de la biomasse, le suivi de

la pêche pourrait être étendue, dans le cadre d'une coopération internationale, à l'ensemble du plateau des Guyanes, de l'Amazonie à l'Orénoque, de façon à comparer les pêcheries de vivaneaux entre elles, et à tenir compte de leurs interactions techniques et biologiques.

**Remerciements** : Je remercie S. Frontier qui m'a fait part de nombreux commentaires sur cet article. Je remercie également A. Caverivière et A. Fonteneau pour leurs critiques et suggestions fructueuses dans la relecture du manuscrit.

## REFERENCES

- Anonyme, 1983. Report of the resource survey on the deep sea shrimps and bottom fishes in the waters off Surinam and French Guiana, 1981-1982. *JAMARC Report*, 19, 65p.
- Anonyme, 1984. Reports of the ad hoc working group on the use of effort data in assessments and of the working group on methods of fish stock assessments ICES, *Coop. Res. Rep.*, 129.
- Barbault R., 1976. La notion de stratégie démographique en écologie. *Bull. Ecol.*, 7, 4, 373-390.
- Chevallier P., A. Laurec, 1990. Logiciels pour l'évaluation des stocks de poisson ANALEN : logiciel d'analyse de données de capture par classes de taille et de simulation des pêcheries multi-engins avec analyse de sensibilité. *FAO Document technique sur les pêches*, 101, Suppl.4, 124p.
- Die D.J., V. R. Respreto and W. W. Fox, 1990. Equilibrium production models that incorporate fished area. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119 : 445-454.
- Fox W. W., 1974. An overview of production modelling. ICCAT workshop on tuna population dynamics. Nantes, France, *Rec. Doc. Scient.*, 3, : 142:156.
- Frontier S., D. Pichot-Viale, 1991. Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. *Masson, collection d'Ecologie*, 392p.
- Gavaris S. 1980. Use of multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 2272-2275.
- Laloë F., 1988. Un modèle global avec quantité de biomasse inaccessible liée aux conditions environnementales : application aux données de la pêche ivoiro-ghanéenne de *Sardinella aurita*. *Aquat. Living. Resour*, 1, 289-298.
- Laurec A., A. Fonteneau, 1979. Estimation de l'abondance d'une classe d'âge. Utilisation des C.P.U.E. de plusieurs engins, en différentes zones et saisons. *Rec. doc. scient. CICTA*, 8, 79-100.



- Laurec A., J.Y. Le Gall, 1975. De-seasonalising of the abundance index of a species. Application to the albacore (*Thunnus alalunga*) monthly catch per unit of effort (CPUE) by the Atlantic Japanese longline fishery. *Bull. Far. Seas res. lab.*, 12, 145-169.
- Laurec A., J.C. Le Guen, 1981. Dynamique des populations marines exploitées. Tome 1 : concepts et modèles. *Rapports Scientifiques et Techniques* N° 45. *Publications du CNEXO*.
- Laurec A., B. Mesnil, 1987. Analytical investigations of errors in mortality rates estimated from length distributions of catches. In : Length based method in fisheries research, edited by D. Pauly et G.R. Morgan, *ICLARM Conf. Proc.*, 13, 239-281.
- Laurent A.G., 1963. Lognormal distribution and the translation method : description and estimation problems. *J. Americ. Statist. Assoc.*, 58, 231-235.
- Lima F.R., 1965. Crescimento do pargo (*Lutjanus aya*, Bloch, 1795) no Nordeste Brasileiro. *bol. EST. Pesca, Recife*, 5,(2),33-42.
- Manooch C.S., 1987. Age and growth of snappers and groupers. In : Tropical snappers and groupers : biology and fisheries management, edited by J.J. Polovina and S. Ralston. *Westview press, Boulder and London*, 659p.
- Menezes M.F., T.C.V. Geistera, 1974. Idade e crescimento do pargo, *Lutjanus purpureus* Poey, do norte e nordeste do Brasil. *Arq. Cién. Mar.*, 14(2), 81-85.
- Perodou J.B., 1994. Dynamique de la population exploitée de vivaneau rouge (*Lutjanus purpureus*) de Guyane. Complémentarité des analyses globale et structurale. Thèse de doctorat. Université des Sciences et Techniques de Lille.
- Pope J.G., and J. Sheperd, 1982. A simple method for the consistent interpretation of catch-at-age. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 40 : 176-184.
- Robson D.S. (1966). Estimation of the relative fishing power of individual ships. *ICNAF Res. Bull.* n° 3, 14p.
- Tous P., 1988. Perspectives d'exploitation d'espèces nouvelles : la pêche au vivaneau. *Rapport final de la convention Ifremer/Région Guyane.* n° 86/1210446, 19p.



## UN MODELE D'ECOLOGIE DES PECHEES POUR LE DELTA CENTRAL DU NIGER

Etude par simulation de la dynamique d'une ressource ichthyologique et de son exploitation dans un espace fluvial tropical

Pierre Morand<sup>(1)</sup>, Francois Bousquet<sup>(2)</sup> et Christophe Cambier<sup>(3)</sup>

(1)ORSTOM BP 2528 Bamako, Mali

(2) LIA, ORSTOM Bondy

(3) LAFORIA, Paris 6

---

### RESUME

Nous avons développé un modèle de simulation pour représenter et étudier les dynamiques d'interaction entre, d'une part, un assemblage de populations de poissons vivant au sein d'un environnement fluvial hétérogène et changeant et, d'autre part, une exploitation halieutique plus ou moins intense et plus ou moins complexe. Les résultats des simulations tendent en premier lieu à confirmer la thèse de la grande résistance de ce type de ressource vis-à-vis de l'intensification de la pêche. En second lieu, nous montrons l'importance de la structure physique de l'espace-support, et singulièrement de son degré de fragmentation, dans la genèse des dynamiques de réponses de la ressource à l'exploitation. Finalement, la prise en compte d'éléments d'intelligence et d'adaptativité dans la représentation de l'activité de pêche nous a permis de simuler des phénomènes de régulation dans les rapports pêcheurs-ressource.

### ABSTRACT

We have developed a model with the view to simulate the interactions between fish assemblages dynamic and fishing activity in a tropical floodplain. The model takes spatial heterogeneity and environmental fluctuations into account. At first, results of simulation experiments agree with the thesis that such continental aquatic resources exhibit a strong ecological adaptive response to exploitation stress. Moreover, the results suggest that physical structures of the patchy environment, namely the connectivity pattern, play a major role in determining the shape of this resource response towards the fishing mortality. Eventually, we have introduced understanding and dynamic features in the simulation of fishing activity in order to study an example of regulation dynamic of the whole fishery.

## I - INTRODUCTION, JUSTIFICATION ET PRESENTATION DU MODELE.

Les modèles de dynamique des populations exploitées (notamment ceux de Schaefer, de Beverton & Holt et de Ricker, voir Laurec et Le Guen - 1981) sont utilisés depuis plus de trente ans par l'halieutique pour calculer, sur la base de connaissances biologiques, des régimes d'exploitation "optimaux" définis en fonction de critères ou d'objectifs - par exemple : maximiser de façon durable les captures ou la rentabilité économique. Lorsque, vers la fin des années 70, un accroissement de l'intérêt de la recherche pour les pêches artisanales s'est fait jour, c'est d'abord à ces mêmes outils que les halieutes ont cru bon de faire appel. Mais, après quelques tentatives, il s'est avéré que certains des caractères majeurs de ces pêcheries, en particulier leur grande richesse-diversité et leur remarquable dynamique adaptative, conduisaient à des difficultés et parfois à des aberrations lorsqu'on souhaitait les décrire et les étudier au travers des modèles précités. La situation était virtuellement plus inconfortable encore du côté des pêches continentales fluviales, du fait des traits d'hétérogénéité, de fragmentation et même d'instabilité (Amoros et Petts, 1993) qui caractérisent dans leur cas la structure de l'espace physique de support. Mais, au-delà de la prise de conscience des rigidités des modèles halieutiques "classiques" et de leur difficulté d'adaptation à des contextes variés, c'est davantage encore sur le plan du propos et des objectifs que s'est fait sentir, au cours des dernières années, le besoin d'un renouvellement (Chaboud et Charles-Dominique, 1991). En particulier, une tendance forte s'oriente vers la recherche d'une meilleure prise en compte du caractère dynamique de l'exploitation, et notamment de ses capacités de (re)déploiement incessant dans l'espace. Cet élargissement des ambitions de la modélisation est déjà en cours de concrétisation du côté de l'halieutique maritime et ne se limite pas aux pêches artisanales et côtières; on peut citer notamment les travaux de Charreau et coll. (1986), Allen & Mac Glade (1986), Laloë & Samba (1990) et ceux du CSTP (voir Souplet, ce volume). En écho à cette mouvance, nous avons développé un modèle adapté à la représentation des ressources halieutiques et de leur exploitation dans les hydrosystèmes fluviaux. La vocation de ce modèle est bien d'autoriser le traitement de nouvelles questions : en effet, il s'agit de pouvoir discuter non seulement "du niveau et de la structure d'effort qui permettent d'obtenir durablement un maximum de prises" mais aussi et surtout "de la façon dont tel ou tel système de règles d'accès à un espace-ressource hétérogène et fragmenté peut contribuer à préserver la diversité de la ressource, ou bien à stabiliser les captures globales dans un environnement fluctuant, ou bien encore à sécuriser un minimum de revenu pour chacun des pêcheurs..." Et pour aborder ce genre de questions dans le contexte des pêches artisanales continentales, il fallait bien-sûr concevoir un modèle qui ne fasse pas l'impasse sur les caractères structurels majeurs de ces pêcheries : variabilité temporelle de l'environnement, hétérogénéité et fragmentation de l'espace, diversité et souplesse adaptative de la ressource et des pêcheurs.

### 1.1 - Un modèle "d'espace-ressource" exploité et en perpétuel changement.

Le développement du modèle a commencé en 1990. Nous nous sommes appuyés sur les connaissances et les questions engrangées par les chercheurs du programme Delta Central du Niger, qui avait débuté en 1986 (voir Quensière, 1993), et nous avons utilisé des méthodes informatiques assez récentes, développées au LIA de l'ORSTOM-Bondy et au laboratoire LAFORIA de l'Université Paris 6. Ces méthodes s'appuient sur la représentation en systèmes multi-agents (voir par exemple Le Fur, ce volume) : on observe à l'échelle de l'écosystème artificiel le résultat des interactions entre les différents agents qui le composent - des groupes de poissons et des pêcheurs "contenus" dans des portions d'espace. Le simulateur est écrit dans un langage orienté objet : Smalltalk-80. C'est en fait un véritable outil de synthèse puisqu'il permet de générer des expériences de mise en interaction de différentes sortes de connaissances (Bousquet et al., 1993).

Cette orientation méthodologique a été accompagnée de deux choix conceptuels fondamentaux :

- Tout d'abord, loin de rechercher des solutions par intégration analytique, nous nous sommes résolument engagés dans la voie des simulations dynamiques. Ainsi, on n'aura jamais de difficulté à prendre en compte explicitement les variations de l'environnement. De plus, le système pourra évoluer de façon largement autonome. En contrepartie, il faut accepter de ne plus pouvoir aboutir à des solutions ou à des prévisions mathématiquement consistantes et démontrables; c'est plutôt l'accumulation raisonnée des expériences simulatoires et leur analyse comparée qui constitueront la matière des résultats, à l'instar de ce qui se pratique en biologie d'observation. Mais le critère de la scientificité reste : les hypothèses (ou lois de comportement) proposées après analyse des résultats seront bien-sûr réfutables ! Car on pourra effectuer des contre-expériences simulatoires pour tester leur degré de validité.

- En second lieu, nous avons introduit l'espace au centre du modèle : on sait en effet que l'action des pêcheurs sur la ressource passera forcément, à un moment ou à un autre, par une portion de cet espace; d'ailleurs, n'est-il pas juste de dire que la pêche se pratique avec un engin, sur un milieu et en un site plutôt que sur une cohorte ! C'est pourquoi nous préférons définir notre modèle comme un modèle d'écologie des pêches plutôt que de biologie des pêches. A la limite, on peut dire que les caractéristiques de l'espace, véritable "espace-ressource", deviennent aussi (ou même plus) importantes que les paramètres vitaux des poissons - en effet, ces paramètres n'interviennent qu'au second plan, comme une information qui contrôle les mécanismes (ré)générateurs de la richesse de l'espace-ressource.

## 1.2 - La richesse de l'espace-ressource (ré)générée par des mécanismes biologiques.

Les mécanismes (ré)générateurs de l'abondance des poissons dans les différentes portions de l'espace-ressource ont été décrits selon le point de vue classique de l'écologie dynamique des populations. Croissance, reproduction, migration et mort en constituent les fondements au niveau de l'individu, et c'est à partir des connaissances relevant de ce niveau que l'on va engendrer des dynamiques.

Tout d'abord, la croissance (ou l'amaigrissement) réalisée par chaque poisson durant un intervalle de temps résulte de la différence entre la consommation réalisée (affectée d'un coefficient d'assimilation) et les dépenses de maintenance, d'activité et, le cas échéant, de reproduction :

$$\Delta W/\Delta T = (\text{coeff. d'assimil.} \times \text{CONSOM}) - (\text{Dépenses maintenance} + \text{Dépenses de reproduction})$$

La consommation réalisée (CONSOM) dépend du poids du poisson, affecté d'un exposant allométrique, mais aussi de la disponibilité de nourriture dans le milieu, selon une réponse fonctionnelle de type "saturante". La disponibilité de nourriture se décrit comme un ratio entre la quantité de nourriture "offerte" par le milieu (ou portion d'espace) et la demande de consommation exercée par les autres poissons présents dans ce même milieu.

Ainsi, la croissance individuelle n'est pas fixée au départ; elle dépend des fluctuations trophiques mais aussi de l'abondance des poissons, avec, comme conséquence, des effets de freinage densité-dépendants.

Parvenu à un certain âge et ayant atteint une certaine taille, l'individu-poisson peut se reproduire. Chez certaines espèces, cette reproduction se limite toutefois à des moments particuliers de l'année (crue par exemple). La masse de la ponte est proportionnelle au poids de l'individu, et elle correspond à un nombre d'oeufs d'autant plus grand que le poids unitaire des oeufs est faible. A l'issue de la ponte commence la vie embryonnaire et larvaire, représentée dans le modèle par six semaines de processus intangible. Au terme de cette phase, la probabilité d'être encore en vie est plus forte chez les individus issus de gros oeufs que chez ceux issus de petits oeufs. Les individus "entrent" alors dans le modèle général de croissance évoqué *supra*.

Les poissons peuvent se déplacer dans les différentes portions de l'espace, soit de façon pré-déterminée (par exemple : montée dans les plaines inondables à la crue), soit de façon opportuniste (par exemple : fuite vers une autre portion de l'espace si la disponibilité locale de nourriture est trop faible). Ces déplacements sont bien-sûr assujettis à une condition de connection hydraulique entre les portions d'espace impliqués.

Au cours du temps, les poissons subissent différentes sources de mortalité, parmi lesquelles la prédation-consommation par d'autres poissons et le prélèvement halieutique. Dans ces deux cas, la mortalité est calculée explicitement, en cohérence avec les autres processus du modèle (principe de conservation de la matière). Pour les autres causes, nous avons supposé que l'impact de la mortalité était inversement proportionnel à la taille du poisson.

Le simulateur peut gérer, en les traitant par groupes, d'énormes quantités de poissons appartenant à différentes espèces. Dans les simulations effectuées jusqu'à présent, nous nous sommes contentés de représenter trois espèces de poisson : deux au niveau trophique inférieur, qui puisent dans la seule nourriture "offerte" par les milieux et une troisième, qui est prédatrice des deux autres. Les paramètres vitaux de ces trois espèces ont été choisis pour évoquer quelques grands archétypes (sortes de "groupes fonctionnels" - Barbault, 1993) parmi les stratégies adaptatives connues de l'ichtyofaune soudano-sahélienne (Benech et Quensièrre, 1987).

### **1.3 - L'espace-ressource comme lieu d'exercice de l'action d'un grand nombre de pêcheurs.**

Au sein de l'espace-ressource et de ses multiples milieux, les poissons rencontrent parfois l'engin de pêche. Celui-ci peut être de différentes natures, il peut être aussi plus ou moins efficace selon les saisons et les milieux. Du point de vue du poisson, la probabilité de se faire prendre par un engin durant un intervalle de temps et en un milieu donné est une capturabilité; du point de vue du pêcheur, la capacité de l'engin à prendre les poissons présents dans le milieu est un "pouvoir de capture".

L'engin de pêche rencontré par le poisson n'est évidemment pas là par hasard : c'est un pêcheur qui a décidé de l'utiliser à ce moment précis et dans ce milieu particulier. Ce choix a été fait sur la base de connaissances (qui peuvent être, le cas échéant, partagées avec d'autres pêcheurs) et en fonction de possibilités matérielles et sociales, à savoir la possession effective de l'engin en question et la jouissance du droit d'accès à cette portion particulière de l'espace-ressource. Ce pêcheur peut être, tout comme ses collègues, plus ou moins libre et plus ou moins "intelligent". Nous ne développerons pas ici les multiples possibilités qui s'offrent (et se discutent !) quant à la formalisation et à la programmation des règles d'action des pêcheurs. De grands progrès restent à faire sur ce point. Mais nous présentons les deux cas d'école extrêmes : celui où les pêcheurs n'ont aucune liberté, ce qui revient à imposer totalement la structure de l'effort de pêche qui se déploie sur l'espace-ressource, et celui où le pêcheur est libre d'organiser au mieux son activité, en ne subissant que la seule contrainte de viabilité économique : il disparaît s'il n'a plus d'argent pour vivre ni

d'engins pour pêcher. Car il faut rappeler ici que l'on pêche pour gagner de l'argent, que les engins ont un prix (et une longévité) et que la subsistance du pêcheur a un coût. Précisons que tout cela figure explicitement dans le simulateur et peut être modifié à volonté.

#### 1.4 - Réaliser des simulations comparables autour du concept élargi de "fishing up process".

L'ampleur des possibilités d'exploration offertes par le modèle-simulateur exige en contre-partie une réflexion approfondie sur son mode d'utilisation. Il faut éviter en particulier la multiplication désordonnée des expériences simulatoires. C'est pourquoi nous avons décidé de définir toutes ces expériences autour d'une idée commune : simuler un espace-ressource sur lequel l'activité halieutique s'accroît au cours du temps. Selon les cas, il s'agira soit d'un effort global que l'on intensifie d'année en année (sa structure étant alors imposée - cf. § 1.3), soit d'un accroissement de nature démographique : chaque année, quelques pêcheurs supplémentaires sont "injectés" dans la simulation. Dans tous les cas, la durée de l'intensification s'étale sur quelques décennies. Cette échelle de temps a été choisie car elle correspond aux phénomènes qui ont marqué l'évolution récente de la pêche dans le Delta Central du Niger. Nous admettons que l'adoption de cette forme singulière de scénario ne peut pas être présentée comme un choix neutre : faire explicitement ce choix, c'est au contraire assumer clairement la temporalité des choses du vivant, en renonçant à certaines prétentions généralisatrices. Du point de vue de leur signification, les scénarios d'intensification d'exploitation nous ont paru être les plus intéressants pour trois raisons :

- Ils évoquent des cas nombreux d'évolutions de pêcheries, observables un peu partout dans le monde, du fait de l'explosion démographique et du progrès technique. Cela a d'ailleurs entraîné depuis 20 ans le recours fréquent au concept de fishing-up process, notamment du côté des pêches continentales (Regier & Loftus, 1972-Wellcomme *et al.*, 1989).

- L'intensification d'activité halieutique sur un espace-ressource présente une signification véritablement ambivalente: soit l'activité de pêche se développe sur un espace-ressource de taille constante, soit l'activité cherche simplement à se maintenir alors que l'espace-ressource rétrécit. Si l'on raisonne en termes de structures et de dynamiques (sans référence aux niveaux), les deux phénomènes sont similaires du point de vue de l'accroissement des interactions homme-poisson. Or, l'évolution récente de la pêche dans le Delta Central du Niger semble justement être marquée par une combinaison des deux phénomènes.

- Enfin, si l'effort augmente régulièrement au cours du temps, on n'aura aucune difficulté à proposer des graphiques de simulation où figureront en abcisses à la fois le



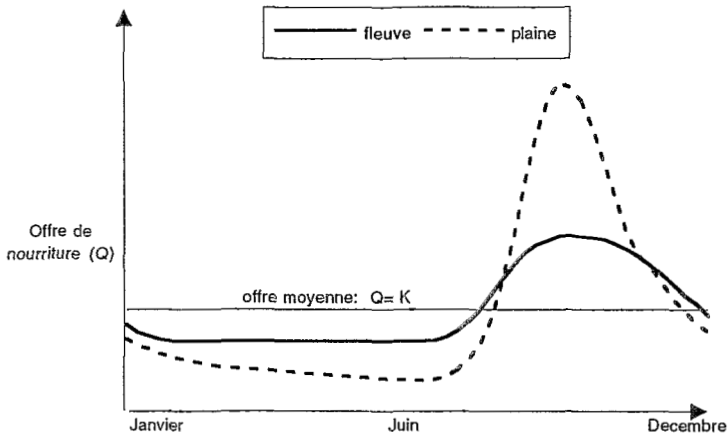
temps et l'effort. Si l'on porte en ordonnée des valeurs comme les captures, les captures par effort ou la biomasse, on obtiendra des figures ressemblant beaucoup à celles produites par un modèle global. Les comparaisons ainsi rendues possibles sont évidemment du plus grand intérêt -toutefois, il ne faut pas oublier qu'elles ne sont qu'à demi légitimes, puisque la dimension temps n'est pas réellement présente dans un modèle de type "Schaefer", alors qu'elle est au coeur de nos simulations dynamiques.

## 2 - LES SIMULATIONS: RESULTATS, DISCUSSION.

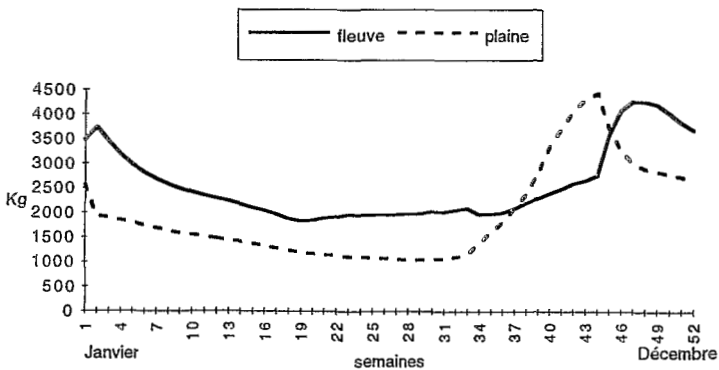
### 2.1 - L'espace-ressource et ses cycles naturels.

Nous commencerons par simuler ce qui se passe dans l'espace-ressource lorsque l'activité halieutique est nulle. Au départ, on peuple au hasard l'espace-ressource de quelques effectifs de toutes tailles et de tous ages des trois espèces de poisson. On soumet les milieux de cet espace à une fluctuation cyclique de l'offre de nourriture aux poissons, autour d'une valeur moyenne  $K$  (figure 1). Dans la plaine (à laquelle sont associés les marigots et les mares), la nourriture est surabondante en période de hautes-eaux mais l'appauvrissement en fin d'étiage est drastique. Quant au fleuve, il suit un régime d'allure comparable, avec toutefois une amplitude atténuée, ce qui lui permet de jouer un rôle de "refuge" pour les poissons en étiage. Soumises d'années en années à ce même régime hydrobiotique, la dynamique et la répartition des poissons (et donc la richesse de l'espace-ressource) finissent par se stabiliser autour d'un cycle annuel régulier (figure 2), dont on a pu montrer qu'il était indépendant des conditions initiales. La qualité de cette dynamique naturelle doit être discutée du point de vue de son réalisme biologique. Ainsi, on peut faire apparaître la structure en poids des trois populations de poisson à un moment particulier de l'année (par exemple en juin), vérifier l'âge des individus appartenant aux différents modes et constater que la croissance des individus se déroule de façon réaliste (Cf. figure annexe 1).

C'est cette dynamique naturelle de l'espace-ressource que l'on va perturber, d'abord faiblement puis de plus en plus fortement, soit par l'application d'un effort de pêche (cf. § 2.2 et § 2.3), soit par l'injection de pêcheurs (cf. § 2.4).



**Figure 1 :** Cycle annuel forçant de l'offre de nourriture dans les deux milieux de l'espace-ressource (fleuve et plaine). Chacun des deux cycles est modélisé par l'addition d'une forme de déviation saisonnière (à somme nulle) sur un niveau moyen  $K$ . Remarque : l'unité de surface de la modélisation n'est pas précisée explicitement; on pourrait toutefois la définir comme la surface d'espace-ressource nécessaire et suffisante pour fournir aux poissons le niveau annuel moyen  $K+K$  d'offre de nourriture (respectivement dans le fleuve et la plaine).



**Figure 2 :** Simulation du cycle annuel de la biomasse "pêchable" (individus de taille supérieure à 8 cm, chez les trois espèces cumulées) dans les deux portions de l'espace-ressource, après stabilisation de la dynamique et hors exploitation.

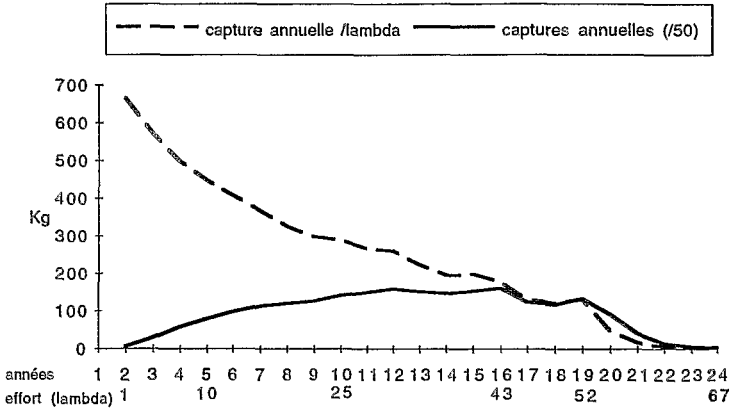
## 2.2. Un effort de plus en plus intensif appliqué sur un espace-ressource simple.

Dans cette série de simulations, l'espace-ressource est défini comme la simple juxtaposition d'un fleuve et d'une plaine inondable. Une première simulation voit l'effort de pêche réparti uniformément sur ces deux milieux et sur toute l'année (figure 3a, avec le paramétrage décrit au tableau 1 en annexe 2). On augmente linéairement l'intensité totale de l'effort au fur-et-à-mesure des années qui passent. Ce processus conduit d'abord à une augmentation des captures puis à un infléchissement progressif à l'approche d'un maximum. Ce maximum se prolonge en fait en un véritable "plateau", avec des prises qui restent constantes malgré la poursuite de l'intensification de l'effort - et ce jusqu'à un facteur x2 ou plus. Enfin, et seulement au-delà de valeurs très élevées de l'effort, un effondrement des captures se produit. Quant à la prise par effort, elle diminue régulièrement tout au long de ce processus. La réalisation d'autres simulations a montré que cette allure de réponse (caractérisée par l'existence d'une phase "plateau") est vraiment robuste, c'est-à-dire qu'on l'observe de façon systématique même si l'on introduit quelques modifications dans la configuration expérimentale (figures 3 b, c, d).

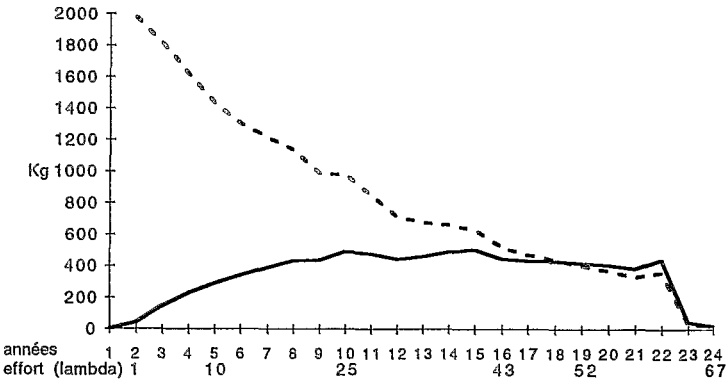
De tels résultats ne sont pas vraiment étonnants; ils correspondent bien à ce que l'on observe dans les pêcheries continentales et ils étaient déjà exprimés de façon littérale dans les travaux de Welcomme *et al.* (1989). Plusieurs interprétations se confortent pour expliquer l'effet "plateau". Ainsi, la théorie classique (et le modèle de Schaefer en particulier) prévoyait déjà que, avec plusieurs espèces dont les niveaux optimaux d'exploitation sont différents, on puisse aboutir par aggrégation à une relation globale effort-capture en forme de parabole très écrasée et étirée selon l'axe des efforts. En termes écologiques, on invoquera plutôt l'accroissement de la productivité naturelle du peuplement de poisson lorsque le prélèvement et la mortalité qu'il subit augmentent (ceci est d'ailleurs très visible dans nos simulations - figure 4), en précisant que ce phénomène est lié au déclenchement de mécanismes compensateurs agissant à différents niveaux : soit démographique (rajeunissement de la structure des populations), soit trophique (raréfaction relative des prédateurs).

Ainsi, cet espace-ressource assez simple (trois espèces dans un fleuve et une plaine) montre une grande résistance dans sa capacité à fournir des poissons en quantité approximativement constante malgré des niveaux d'exploitation très variables. Nous nous sommes demandés si la prise en compte d'autres caractéristiques pouvait remettre en cause ou au contraire accentuer cette conclusion. Dans ce but, nous avons introduit une importante modification : la fragmentation de l'espace-ressource.

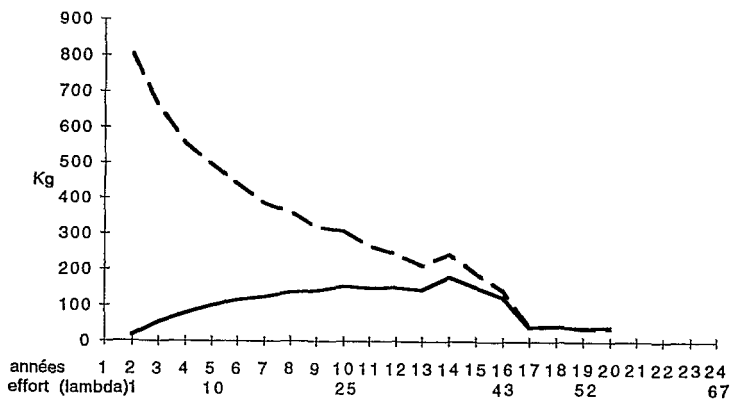
(a)



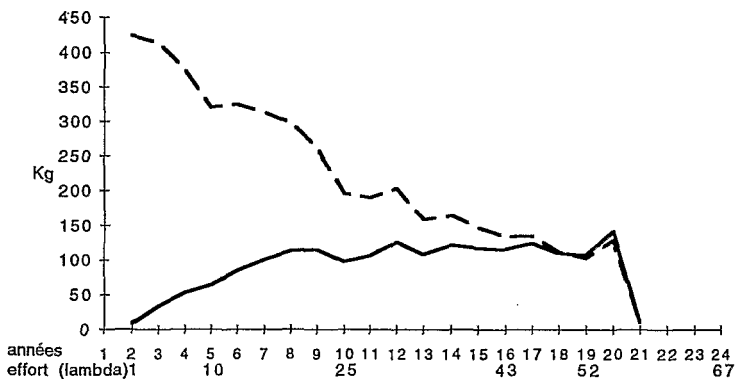
(b)



(c)



(d)



**Figure 3 :** Simulation des réponses de la prise et de la prise par effort à l'intensification d'exploitation. Le paramètre de contrôle de l'effort global ( $\lambda$ ) s'accroît de une unité la première année puis de trois unités les années suivantes; le changement de valeur intervient chaque année au passage de la 29<sup>ème</sup> semaine (mi-juillet). Les quatre simulations (a, b, c et d) correspondent à divers cas de figure paramétriques :

a : configuration "de base" (cf. texte + tableau 1).

b : idem, sauf que le niveau moyen K de l'offre alimentaire est relevé de 50%.

c : idem que (a), sauf que le diagramme d'exploitation est différent, avec un effort concentré en grande partie sur les mois de décrue et d'étiage.

d : idem que (a), mais avec une variabilité interindividuelle de la croissance des poissons.

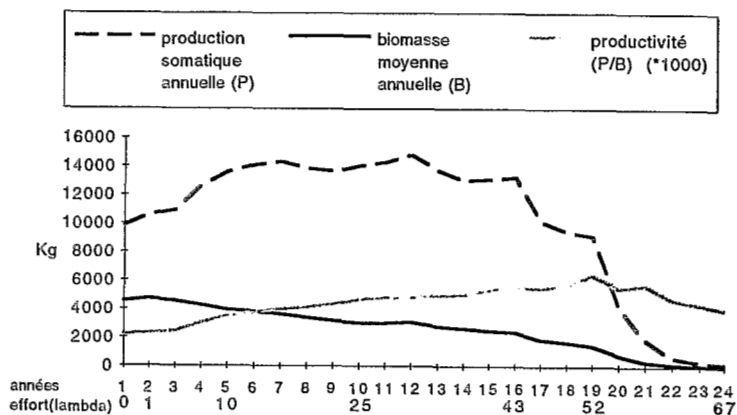
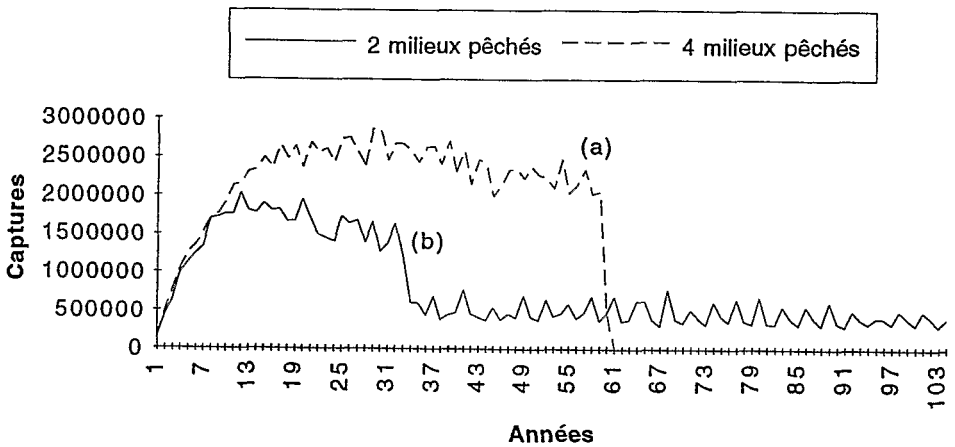


Figure 4 : Simulation de la réponse bio-énergétique de la ressource à l'intensification d'effort. La configuration paramétrique est la même que pour la figure 3a.

### 2.3. Un effort de plus en plus intensif appliqué sur un espace-ressource fragmenté.

Les régions aquatiques continentales apparaissent souvent comme une juxtaposition de milieux aquatiques différents ou similaires, plus ou moins interconnectés. De ce point de vue, la représentation utilisée jusqu'ici (c'est-à-dire une plaine attenante à une portion de fleuve) était simpliste car trop monolithique. Nous allons faire un pas vers davantage de réalisme en fragmentant l'espace-ressource : dorénavant co-existeront deux ensembles fleuve-plaine, de proportions respectives 3/4 et 1/4, connectés l'un à l'autre par leurs portions de fleuve respectives. Sur l'espace-ressource ainsi redéfini, nous allons simuler à nouveau des efforts de pêche croissants. Mais il existe cette fois deux façons de répartir ces efforts : soit sur la totalité de l'espace-ressource, soit sur l'un seulement (par exemple le plus grand) des deux ensembles fleuve-plaine. Les résultats montrent que, dans le premier cas, on retrouve une courbe réponse qualitativement semblable à celles que nous avons observées avec un espace-ressource simple : une montée des captures, puis un plateau (qui s'étend sur un facteur x4 d'accroissement de l'effort) et enfin un effondrement brutal et total (figure 5, courbe a). Par contre, dans le second cas, c'est-à-dire lorsque l'effort est concentré sur un seul des deux ensembles fleuve-plaine, la courbe réponse est très

différente : alors que le plateau est plus bas et plus bref, l'effondrement des captures qui survient ensuite n'est que partiel (figure 5, courbe b). On observe en effet un "palier" ultime non nul qui semble pouvoir se prolonger à l'infini, c'est-à-dire jusqu'à de gigantesques valeurs d'effort. Ces résultats rappellent ceux obtenus par Laloë (1989) avec un modèle global modifié et dans lequel une fraction de la ressource était considérée comme inaccessible. Tout ceci nous semble d'une grande importance pour analyser et gérer les pêcheries continentales. Ainsi, on peut avancer que le risque d'extinction de la ressource est d'autant plus faible que l'espace-ressource est fragmenté et que la pêche ne s'y déploie pas de façon homogène. Plus généralement, ces simulations montrent qu'un changement très simple de la structure physique de l'espace-ressource, associée à une répartition particulière de l'exploitation, peut modifier la dynamique de la réponse écologique de façon majeure - et probablement bien plus que ne le ferait la modification de tel ou tel paramètre biologique de l'une ou l'autre des trois espèces de poisson.



**Figure 5 :** Simulation des réponses de la prise à l'intensification d'effort, lorsque l'espace-ressource est fragmenté. Courbe a : l'effort est réparti sur les quatre portions (deux fleuves et deux plaines) de l'espace-ressource. Courbe b : l'effort est concentré sur deux portions seulement (fleuve et plaine attenante), qui représentent les 3/4 de l'espace-ressource.

## 2.4. De plus en plus de pêcheurs pour se partager la richesse produite par l'espace-ressource

Il fallait bien reconnaître enfin que la notion d'effort imposé (en structure et en niveau) était un pis-aller provisoire pour représenter des pêcheries dont on s'accorde généralement à vanter la grande souplesse adaptative. C'est pourquoi nous avons élaboré une nouvelle simulation dans laquelle l'intensification de l'exploitation n'est plus étroitement contrôlée mais seulement induite, de façon plus ou moins prévisible, par la croissance démographique humaine. [Nous précisons que, par souci de ne pas cumuler les complications, nous reprenons ici un espace-ressource simple, c'est-à-dire non fragmenté, comme au § 2.2.] Les pêcheurs progressivement "injectés" dans la simulation achètent des engins et les emploient de leur mieux, en suivant un système de règles, pour gagner l'argent nécessaire à leur subsistance et au renouvellement de leur panoplie d'engins. Comme le nombre de pêcheurs s'accroît d'année en année, la simulation se concrétise forcément, dans un premier temps, par une augmentation de l'effort total (ici représenté par le nombre de sorties, figure 6). La taille de l'espace-ressource (et donc l'offre de nourriture aux poissons) étant limitée, on aboutit bien vite au "plateau" de captures en même temps qu'à un affaissement des quantités moyennes capturées par sortie. Cette évolution engendre un appauvrissement des pêcheurs, donc des difficultés dans le renouvellement des panoplies d'engins, d'où finalement une quasi-stabilisation du nombre de sorties.

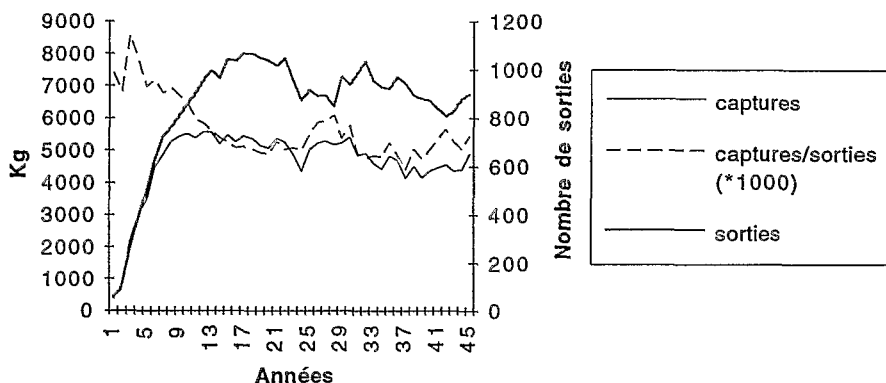


Figure 6 : Evolution simulée de l'effort (nombre de sorties) et des captures au cours du temps, avec un accroissement progressif du nombre de pêcheurs.



Malgré quelques oscillations, il semble que l'on n'atteigne jamais, par la suite, le niveau d'effort nécessaire pour provoquer l'effondrement des captures. Mais les pêcheurs sont évidemment de plus en plus pauvres puisque de plus en plus nombreux à se partager une même quantité globale de captures.

On pourrait, au-delà de ce banal exemple de régulation, et éventuellement en introduisant quelques variantes, étudier des questions de grand intérêt, telles que :

- Comment évolue la hiérarchie financière des pêcheurs au cours de ce processus d'appauvrissement général ? Cette hiérarchie est-elle stable ? Y-a-t-il une différenciation accrue ou un resserrement des niveaux de richesses ou de gains ? Y-a-t-il une diversification ou au contraire une tendance à l'homogénéisation des panoplies d'engins utilisées ?

- Si l'espace-ressource exploité par les pêcheurs est fragmenté (comme dans le § 2.3), et que l'on introduit des inégalités entre les pêcheurs du point de vue des possibilités d'accès aux différentes portions de cet espace, comment est-ce que cela influe sur les réponses aux questions précédentes ?

De plus, observe-t-on alors un plateau de captures plus faible ou plus élevé, davantage oscillant ou plus stable, davantage (ou moins) sensible à des fluctuations du niveau annuel moyen  $K$  (cf. figure 1) de l'offre de nourriture ?

On mesure donc l'étendue des possibilités exploratoires ouvertes par ce genre de modèle. Il faut cependant éviter qu'un tel potentiel n'aboutisse à une explosion de simulations gratuites et vides de sens. C'est pourquoi une réflexion halieutique de plus en plus serrée et de plus en plus "théorisée" doit être développée en parallèle. On retrouve ainsi la finalité du travail du modélisateur, qui est de stimuler et d'accompagner les spécialistes disciplinaires dans leurs efforts de problématisation.

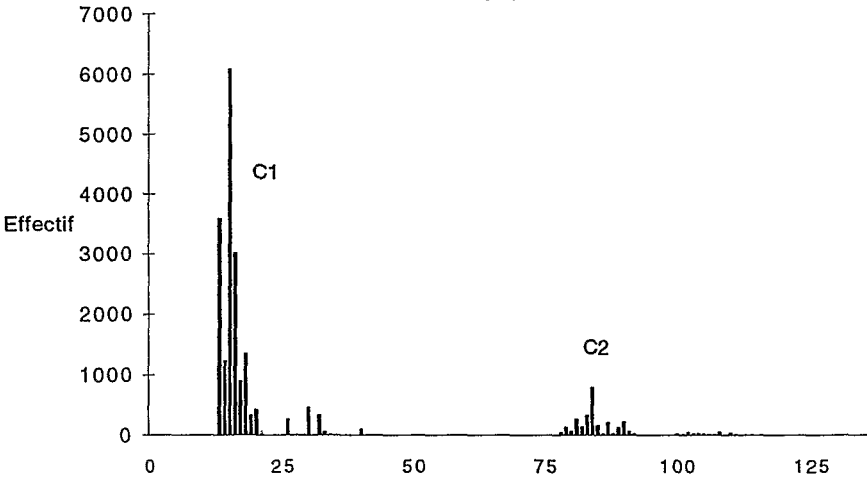
## REFERENCES

- Allen P.M. et J.M. Mac Glade (1986) : Dynamics of discovery and exploitation : the Scotian shelf Fisheries. *Can. J. of Fish. and Aquat. Science*, 43(6).
- Amoros C. et G.E. Petts (1993) : Hydrosystèmes fluviaux. *Masson. coll. d'Ecologie*. 295 pp.
- Barbault A. (1993) : Une approche écologique de la biodiversité. *Natures-Sciences-Sociétés*, 1(4), 322-329.
- Benech V. et J. Quensièrre (1987) : Dynamique des peuplements ichthyologiques de la région du Lac Tchad (1966-1978). Influence de la sécheresse sahélienne. *Thèse Doct. d'Etat de l'Université des Sciences et Techniques de Lille*.
- Bousquet F., C. Cambier, C. Mullon, P. Morand, J. Quensièrre et A. Pavé (1993) : Simulating the interaction between a society and a renewable resource. *Journal of Biological Systems*, 1 (2), 199-214.

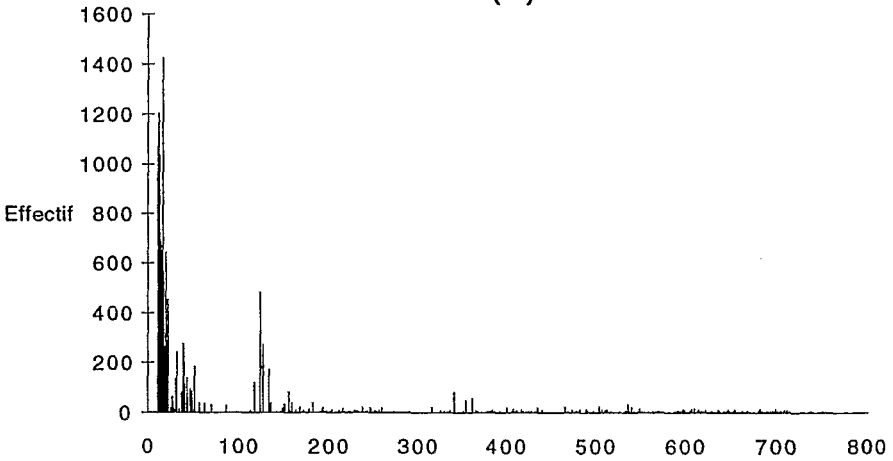
- Chaboud C. et E. Charles-Dominique (1991) : Les pêches artisanales en Afrique de l'Ouest : état des connaissances et évolution de la recherche, in "La recherche face à la pêche Artisanale", *Symp. Int. ORSTOM-IFREMER*, Montpellier France, 3-7 juillet 1989, J.R. Durand, J. Lemoalle et J. Weber (eds.). Paris, ORSTOM, 1991, t. 1 : 99-141.
- Charuau A. et coll. (1986) : Etude d'une gestion optimale des pêcheries de langoustine et de poissons démersaux en Mer Celtique. Rapports CEE/IFREMER. 3eme phase. 109 pp.
- Laloë F. (1989) : Un modèle global avec quantité de biomasse inaccessible dépendant de la surface de pêche. Application aux données de la pêche d'albacores (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique Est. *Aquat. Living Resour.*, 2, 231-239.
- Laloë F. et A. Samba (1990) : La pêche artisanale au Sénégal : ressource et stratégies de pêche. *Editions de l'ORSTOM*. Coll. Etudes et Thèses. 395 pp.
- Laurec A. et J.C. Le Guen (1978) : Dynamique des populations marines exploitées. t. 1 : Concepts et modèles. *Public. du CNEXO*, Rapports Scientifiques et Techniques N° 45, 118 pp.
- Quensière J. (1993) : De la modélisation halieutique à la gestion systémique des pêches. *Natures-Sciences-Sociétés*, 1 (3), 211-220.
- Regier H.A. et Loftus (1972) : Effects of fisheries exploitation on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Bd. of Can.*, 29, 959-968.
- Welcomme R.L., R.A. Ryder et J.A. Sedell (1989) : Dynamics of fish assemblages in river systems - a synthesis. pp. 567-577 in D.P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106.

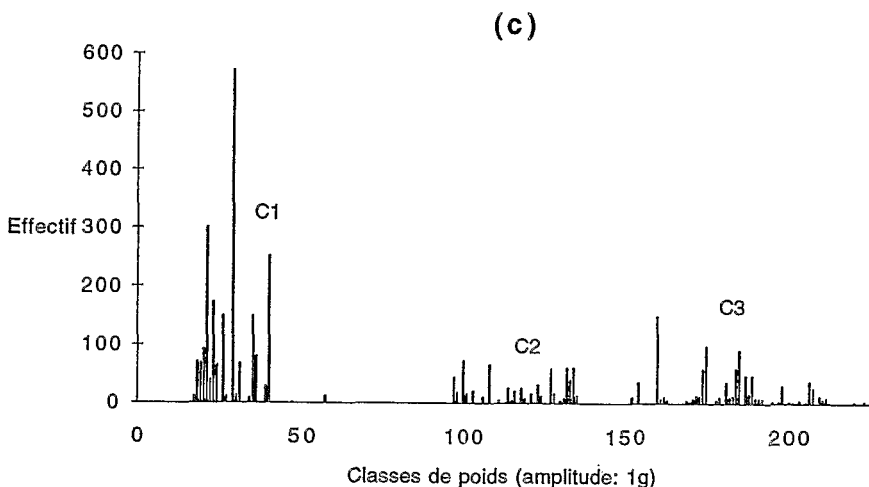
ANNEXE 1

(a)



(b)





Structures de poids (simulées) en juin pour les individus de plus de dix grammes, chez les trois espèces (spA, spB, spC), en phase de dynamique naturelle stabilisée, avant exploitation.

a : on observe nettement deux cohortes chez cette espèce spA qui vit au plus trois ans, et dont la reproduction est réglée sur la crue. Toutefois, un certain étalement des structures apparaît, induit par les migrations étalées dans le temps (entre les deux milieux qui ont généralement des offres de nourriture différentes). La cohorte C1, constituée par les individus de 11 mois environ, a pour poids médian 15,7 grammes, ce qui correspond à une longueur de de 10,5 cm compte-tenu de l'allométrie taille-poids chez cette espèce. La cohorte C2, constituée par les individus de 23 mois, a sa médiane vers 83 grammes (longueur correspondante : 18,2 cm).

b : l'espèce spB peut se reproduire toute l'année et est capable d'une mobilité opportuniste. Ceci explique un très grand étalement des structures, prohibant pratiquement la reconnaissance de cohortes au-delà de l'âge d'un an.

c : comme l'espèce spA, l'espèce spC se reproduit avec la crue, mais sa longévité est supérieure et, surtout, elle est capable de fuir un milieu saturé. En conséquence, la structure de poids s'étire, même si l'on peut y reconnaître quelques cohortes : les deux premières (C1 et C2), qui sont constituées respectivement des individus de 11 et 23 mois, ont pour poids médians 27 et 120 grammes, ce qui correspond à des longueurs de 11 et 18,2 cm respectivement. La troisième classe apparente (C3) est beaucoup plus étalée car elle est constituée par l'ensemble des individus de 3 ans et plus.

## ANNEXE 2

Tableau 1 : Paramètres du simulateur utilisés : notations, définitions et modalités

Paramètre/ Procédure	Définition-Contenu	Valeurs/ Modalités
$P_z$	Coefficient de préférence pour un type z de nourriture (fraction fine : z=1 ; fraction grossière : z=2 ; poisson : z=3)	spA spB spC $P_1$ : .75 .25 0 $P_2$ : .25 .75 .25 $P_3$ : 0 0 .75
A	Contrôle du niveau de consommation	1.4/semaine
(-k)	Freinage de la consommation lorsque la disponibilité de nourriture diminue	0.175
m	Coefficient d'allométrie de la consommation	0.7
D	Contrôle du niveau des dépenses énergétiques	0.42/semaine
n	Coefficient d'allométrie des dépenses énergétiques	0.8
$T_m$	Longueur minimale autorisant la reproduction	spA : 8 cm spB : 12 cm spC : 15 cm
$A_m$	Age minimal autorisant la reproduction	spA : 6 mois spB : 6 mois spC : 18 mois
$F_{sp}$	Fécondité spécifique (poids de la ponte, en % du poids de l'individu)	spA : 20 spB : 15 spC : 10
w	Poids unitaire des oeufs	spA : 0.01 gr spB-C : 0.05 gr
d	Délai minimal entre deux pontes	6 mois
M	Facteur de contrôle du niveau de la mortalité "de base" : $Morb = Mx(1/L)$ où L : longueur en cm	0.3
l	Longévité maximale	spA : 36 mois spB : 72 mois spC : 84 mois
a et b	Coefficients d'allométrie reliant le poids W (en gr.) à la longueur L (en cm) : $W = aL^b$	a b spA : .0135 3 spB : .044 3 spC : .020 3
$C_{ij}$	Contrôle du niveau de capturabilité des poissons pour un milieu <sub>i</sub> et une saison <sub>j</sub> (fleure : i=1 ; plaine : i=2 ; crue et hautes-eaux : j=1 ; décrue et étiage : j=2)	j = 1, 2 i=1 1 4 i=2 2 8
cp	Facteur d'atténuation de la capturabilité des petits poissons (8 à 16 cm)	0.5

λ	Multiplicateur d'effort	variable (accroissement en cours de simul.)
REPR	Procédure qui régit la reproduction. Deux modalités : R1 : à dates fixes, un pic annuel sur les 5 premières semaines de crue ; R2 : opportuniste, avec une probabilité d'occurrence constante toute l'année, sous condition d'un bilan énergétique positif depuis 2 semaines au moins.	spA et C : R1 spB : R2
MIGR	Procédure qui régit la mobilité inter-milieux. Deux modalités : M1 : à dates fixes ; M2 : opportuniste	spA : M1 spB-C : M2

## Session 3

# MODELISATION ECONOMIQUE DES PECHERIES

*Président* : Jean-Pierre Boude ; *Rapporteur* : Christian Chaboud

*Intervenants* : Alain Souplet  
Jean-Pierre Boude  
Patrice Guillotreau  
Frédéric Lantz

◆◆◆◆

### ***Espace Forum***

Complémentarité de la modélisation biologique et de la modélisation  
économique : difficultés et pertinence

*Animé par* : Martine Antona, Frédéric Lantz





## **LE MODELE BIO-ECONOMIQUE MER DU NORD DU CSTP**

Arnaud Souplet

IFREMER, B.P. 699 - 62321 Boulogne/Mer

---

### **RESUME**

La situation de plus en plus préoccupante des principaux stocks commerciaux de la Mer du Nord a conduit les décideurs à demander la mise au point d'outils de gestion performants. Le CSTP a donc suscité le développement de ces outils. Une base de données extrêmement désagrégée géographiquement et comportant des informations économiques sur chacune des flottilles concernées a donc été élaborée et un nouveau modèle de prévision, **ABC (Assessment of Bio-economic Consequences of technical measures)** a été développé. Ce modèle prend en compte les interactions technologiques entre flottilles et permet l'évaluation des conséquences des cantonnements dans le temps et l'espace. Il inclut également un modèle de variation des prix.

### **1 - INTRODUCTION**

Traditionnellement, les évaluations de stocks se font à partir de données agrégées tant géographiquement qu'en ce qui concerne les différentes flottilles en présence. Cela peut s'avérer suffisant pour déterminer les TAC globaux de l'année suivante ou pour estimer les effets biologique d'une mesure technique s'appliquant à l'ensemble du secteur concerné. Par contre, ce type de données ne permet pas d'évaluer l'impact de mesures n'intéressant qu'une partie limitée de la zone : cantonnement fermé tout ou partie de l'année, zone à réglementation différente de celle s'appliquant à l'ensemble du secteur.

Jusqu'alors, les modèles utilisés pour estimer les effets d'un cantonnement supposaient implicitement que tout individu qui en sortait devenait immédiatement accessible à tout pêcheur quelle que soit sa zone de travail. Ce raisonnement est à l'évidence faux puisqu'il ne prend pas en compte la vitesse de diffusion par migration de ces individus.

Par ailleurs, en plus de son effet premier qui est généralement de protéger une espèce, un cantonnement aura un impact certain sur la biologie et la capture d'autres espèces commerciales vivant sur les mêmes fonds que l'espèce cible.

Enfin, la fermeture d'une zone, si elle entraîne un gain à moyen ou long terme pour les flottilles qui bénéficieront ensuite de l'amélioration induite de l'état du stock, peut aussi générer de graves problèmes économiques pour les flottilles travaillant habituellement dans cette zone et n'ayant que peu de possibilités de redéploiement. Des problèmes peuvent également apparaître dans des zones voisines si les pêcheurs décident, du fait du cantonnement de reporter leur effort vers ces zones.

Pour toutes ces raisons, le Comité Scientifique et Technique des Pêches (CSTP) de la CEE a décidé d'élaborer un nouveau modèle de prévision de capture basée sur des données désagrégées géographiquement et par flottilles et incluant les phénomènes migratoires et un sous-modèle économique.

## **2 - HISTORIQUE**

En 1988, le CSTP a créé un groupe de travail dont le propos était "l'amélioration des diagrammes d'exploitation en Mer du Nord". Tout de suite, les considérations exposées ci-dessus ont été prises en compte. Le groupe a donc décidé de créer une base de données permettant de répondre à cette problématique et de mettre au point un modèle capable, dans un premier temps d'analyser les effets biologiques et économiques d'un cantonnement, en divisant en fait la Mer du Nord en deux zones, l'intérieur du cantonnement et l'extérieur (Anon. 1988). Ce modèle, dénommé MSFBOX est décrit dans les premiers rapports du groupe (Anon. 1989a, Anon. 1989b). Dès 1990, il est apparu nécessaire d'inclure les phénomènes migratoires dans le modèle car MSFBOX n'en tenait pas compte (Anon. 1990).

En 1991 (Anon. 1991), une première version du modèle ABC permettant d'analyser les effets de mesures plus variées (changement de maillage, fermeture totale ou partielle) a été testée sur des scénarios extrêmes (augmentation de maillage à 120 mm, fermeture complète de cantonnements) pour vérifier la robustesse du modèle. La version définitive, incluant une approche des migrations, doit être réalisée pour la fin de 1993

## **3 - LES DONNEES (Vinther et Thomsen, 1992)**

La base de données contient actuellement les données pour 1989 et 1991. Ces données sont fournies par les 7 pays communautaires riverains de la Mer du Nord (Belgique, Danemark, France, Grande Bretagne (Angleterre), Grande Bretagne (Ecosse), Pays-Bas, République Fédérale d'Allemagne) et par la Norvège. Elles sont désagrégées par flottille, chaque pays ayant la responsabilité de la séparation en flottille de sa flotte de pêche, la seule contrainte imposée étant de séparer en "flottilles"

différentes l'utilisation d'engins soumis à des réglementations différentes. Ceci aboutit à un total d'environ 60 flottilles.

Les données concernent 27 espèces commerciales importantes. Pour chacune d'entre elles on distingue trois catégories : débarquement pour la consommation humaine, rejets et captures minotières. La base contient 10 types de données (Cf. Annexe) représentant pour une année un volume total d'environ 16 millions d'octets.

#### **4 - LE MODELE (Lewy et al, 1992)**

Comme il a été dit en introduction, le groupe de travail du CSTP s'est progressivement aperçu que les migrations et les éventuels reports d'effort pouvaient sérieusement affecter les effets biologiques et économiques d'un cantonnement. Par conséquent ces deux paramètres devaient impérativement être pris en compte dans un modèle géographiquement désagrégé.

Le modèle ABC a l'ambition de satisfaire ces deux conditions. Les effets de plusieurs cantonnements, zonaux et/ou saisonniers peuvent être estimés simultanément. Il est également possible d'évaluer l'impact de changements de maillage à l'intérieur ou à l'extérieur des cantonnements. Enfin le modèle prend en compte les interactions technologiques.

Des prédictions de captures trimestrielles sont réalisées séparément pour des zones relativement petites de la Mer du Nord. Ceci implique d'utiliser des compositions de stocks et des mortalités par pêche "locales" pour chaque zone. Les prévisions de captures à l'intérieur et à l'extérieur des cantonnements sont calculées pour les différentes flottilles en utilisant pour chacune d'elles autant de F partiels que de cantonnements plus un pour les zones hors cantonnement.

Les différentes étapes des simulations sont décrites ci-après.

##### **4.1 - Détermination de la situation de départ**

Pour déterminer cette situation, il faut connaître :

- les effectifs dans le stock au 1er janvier.
- la distribution géographique du stock dans les différentes sous-zones par trimestre.
- les captures par âge, trimestre et sous-zone.
- la mortalité naturelle par âge, trimestre et sous-zone.

Ces différentes informations proviennent des groupes de travail du CIEM, des campagnes en mer et de la base de données du CSTP.

Les effectifs par âge et les mortalités par pêche sont désagrégées en N et F partiels par flottille, trimestre, sous-zone et cantonnement.

Pour chaque espèce, groupe d'âge et trimestre, la procédure est la suivante :

- N par sous-zone au début du trimestre est estimé à partir du N total et de distribution géographique de ce groupe d'âge.
- le F "local" est estimé grâce à l'équation de capture.
- N au début du trimestre suivant est calculé classiquement par 
$$N_{t+1} = N_t \times e^{-Z_t}$$
- la distribution du stock entre les sous-zones à la fin du trimestre est modifiée en accord avec les données disponibles afin de simuler la migration.
- les F trimestriels de base par sous-zone, cantonnement et flottille sont calculés à partir des F "locaux" au prorata des captures de chaque flottille.

#### 4.2 - Modification du diagramme d'exploitation

Le maillage minimum pour certains engins, cantonnements et trimestre peut être changé. La courbe de sélectivité de chaque engin est calculée par

$$P_L = \frac{1}{1 + 3 \frac{L(50)-L}{L(50)-L(25)}}$$

où  $P_L$  est la proportion d'individus de longueur L retenue dans le chalut.

$L(25)$  et  $L(50)$  sont calculés respectivement par le modèle linéaire suivant (Armstrong *et al*, 1989) :

$$L(25) = \alpha_0 + \alpha_1 M + \left( \alpha_2 N \times \frac{M}{1000} \times \pi \right) + \alpha_3 L$$

$$L(50) = \beta_0 + \beta_1 M + \left( \beta_2 N \times \frac{M}{1000} \times \pi \right) + \beta_3 L$$

avec M = maillage en mm

N = nombre de maille sur la périphérie du cul de chalut

L = longueur de la rallonge du chalut

### **4.3 - Modifications des prix**

Un modèle simple est utilisé pour décrire les modifications des prix dans chaque pays pour chaque espèce. Les prix prédits sont calculés en modifiant les prix de la situation de départ en accord avec les modifications des prix fournies par le modèle.

### **4.4 - Migration**

Les migrations n'ont pu être encore modélisées de façon précise. Pour les besoins du modèle on considère donc uniquement que le taux brut de migration entre deux zones demeure constant pendant toute la période de prévision. De plus, la migration est supposée n'intervenir que quatre fois par an à la fin de chaque trimestre.

Ce domaine nécessite donc encore des travaux importants.

### **4.5 - Prédications de captures**

Pour chaque sous-zone, les prédictions de captures se font en utilisant les modèles standards de prévision pour chaque espèce, chaque trimestre et chaque flottille. Le recrutement à l'âge 0 est supposé avoir lieu le 1er juillet et supposé constant pendant toute la période de prédiction.

Les valeurs débarquées sont estimées à partir des quantités débarquées et des prix prédits par le modèle économique.

## **5 - CONCLUSION**

Ce modèle est encore en cours de développement. Dès 1994, il devrait être possible d'analyser l'impact d'un certain nombre de mesures techniques simples. Le CSTP et le groupe de travail du CIEM "Mesures de gestion à long terme" envisagent par ailleurs d'étendre son champ d'application à d'autres zones telles que l'ouest Écosse.

Il n'en reste pas moins que plusieurs améliorations sont souhaitables : introduction d'une modélisation précise des migrations, prise en compte des interactions biologiques (prédation), ce qui permettrait des prévisions à long terme, modélisation des stratégies de report d'effort. Ces différentes questions devraient permettre le développement de travaux importants dans les années à venir.

## REFERENCES

- Anon. 1988. Report of the meeting of the STCF Working Group on improvement of The Exploitation Pattern of The North Sea Fish Stocks, Brussels, May 1988.
- Anon. 1989a. Report of the meeting of the STCF Working Group on improvement of The Exploitation Pattern of The North Sea Fish Stocks, Lowestoft, January 1989.
- Anon. 1989b. Report of the meeting of the STCF Working Group on improvement of The Exploitation Pattern of The North Sea Fish Stocks, Nantes, September 1989
- Anon. 1990. Report of the meeting of the STCF Working Group on improvement of The Exploitation Pattern of The North Sea Fish Stocks, Lowestoft, March 1990.
- Anon. 1991. Report of the meeting of the STCF Working Group on improvement of The Exploitation Pattern of The North Sea Fish Stocks, Charlottenlund, June 1991.
- Armstrong D.W., Fryer R.J., Reeves S.A., Coull K.A. 1989. Cod-end selectivity of Cod, Haddock and Whiting by Scottish trawlers and seiners. ICES CM 1989/B:55.
- Lewy P., Vinther M., Thomsen L. 1992. Description of the STCF North Sea database system and the prediction model ABC, Assessments of Bio-economic Consequences of the technical measures. ICES CM 1992/D:17
- Thomsen L. 1992. The implementation of the ABC prediction model. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.
- Vinther M., Thomsen L. 1992. The North Sea STCF database system, STCFBASE users guide. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.

## ANNEXE : LES DONNEES CONTENUES DANS LA BASE

TYPE	CONTENU
1	Description des flottilles et des engins
2	Paramètres de sélectivité par flottille et espèce
3	Effort par trimestre, flottille et rectangle statistique
4	Capture en poids et valeur par espèce, flottille, trimestre
5	Capture en poids par espèce, flottille, trimestre, rectangle
6	Capture en nombre par âge par espèce, flottille, trimestre, rectangle
7	Prix moyen par âge par espèce, flottille, trimestre
8	Coefficients de flexibilité des prix par flottille et espèce
9	Débarquements à l'étranger par flottille, trimestre, espèce
10	Coefficients de conversion poids vide → poids plein

## **LE CONCEPT DE RESSOURCE NATURELLE EN ECONOMIE**

Jean Pierre BOUDE (1), Christian CHABOUD (2)

*(1) ENSAR, Economie Halieutique*  
*65 rue de St Brieuc, 35000 RENNES*

*(2) ORSTOM,*  
*BP 5043 - 34032 MONTPELLIER*

---

### **RESUME**

Cette communication traite du concept de ressource naturelle renouvelable, abordé du point de vue de la science économique. La relativité de ce concept est soulignée, ainsi que les difficultés liées à une meilleure définition et évaluation économique des ressources et de l'environnement considérés comme éléments du patrimoine collectif. Enfin, les principales approches économiques sont explicitées : approches contingentes et patrimoniales, modèles bioéconomiques orientés vers l'usage optimal.

### **ABSTRACT**

This communication deals with the concept of natural renewable resource, from the point of view of economics. The relativity of that concept is emphasised, and the difficulties to a better definition and economic evaluation of resources and environment, considered as elements of the collective patrimony. The main economic approaches are presented : contingent and patrimonial approaches, bioeconomic models oriented to the optimal use of renewable natural assets.

## **INTRODUCTION**

"Le temps du monde fini commence (Paul Valéry: Regards sur le monde actuel)". "Le temps n'est plus où les ressources halieutiques paraissaient inépuisables". Telles sont l'exergue et la première phrase du manuel de Laurec et Le Guen : Dynamique des populations marines exploitées. L'introduction de la première partie précise que comme "l'expérience l'a montré" l'essentiel des confusions, des difficultés et des discussions tourne plus autour des concepts que des formulations mathématiques"... et que "l'introduction de concepts amène à préciser le vocabulaire" [Laurec Le Guen 1981]. C'est à cette clarification du contenu des concepts que se livrent avec beaucoup de bonheur les auteurs dans la suite de leur manuel, pourtant central au regard des préoccupations des halieutes biologistes. Malheureusement, le lecteur ne trouvera pas de définition du concept de ressource. Au mieux pourra-t-il penser que la ressource suivant les cas est une espèce ou un ensemble d'espèces, une population, un stock, ou une population en phase exploitée. Les non biologistes ne prendront pas parti. Ils se retourneront vers leur science pour obtenir une définition plus claire. Dans la plupart des cas ils ne trouveront pas, a priori, de réponses simples satisfaisantes.

Or on ressent assez fortement que ce concept est à la base de l'analyse interdisciplinaire et conditionne le contenu de toute tentative de modélisation. Mais chacun ne l'emploie pas forcément avec la même signification. Enfin toute réflexion sur sa définition renvoie directement les économistes au coeur de leur science puisqu'elle oblige à se référer à l'analyse de la valeur.

Le Robert définit les ressources, au sens qui nous intéresse, comme "les moyens matériels d'existence". Chacun peut s'accorder à penser que si l'ensemble de ces moyens étaient en quantité parfaitement illimitée, également accessible et de coût d'accès gratuit, tout ce qui existe constituerait une ressource et il n'y aurait aucun problème ni de définition de concept, ni a fortiori de gestion de ressources. Or tel n'est pas le cas. Il est donc nécessaire, pour éviter toute confusion, d'effectuer une clarification conceptuelle.

Pour les économistes, cela passe par une interrogation sur ce qu'est une ressource d'un point de vue économique et sur la pertinence de son évaluation.

### **1 - LE CONCEPT DE RESSOURCE EN ECONOMIE**

Il est très difficile de trouver des définitions du concept de ressource dans les écrits des économistes, comme dans les écrits des autres disciplines. Des concepts voisins sont utilisés qui, en fonction du contexte économique et social, peuvent implicitement remplacer celui de ressource.



### 1.1- La relativité du concept de ressource naturelle.

Sans prétendre traiter de l'ensemble du problème, en remontant aux fondateurs des sciences économiques, on trouve différentes approches qui illustrent la diversité des acceptions:

- chez les physiocrates du 18<sup>e</sup> siècle, et en particulier dans le tableau économique de Quesnay, il n'y a de richesse que la terre qui seule est productive de valeur donc d'un supplément net de revenu.

- pour Adam Smith la richesse des nations est constituée par un flux qui pourrait être assimilé au Revenu National produit pendant une période ou plus exactement "par les biens de consommation annuellement reproduits par le travail de la société".

- pour Malthus les obstacles majeurs à la croissance se trouvent dans les limitations des moyens de subsistance définis comme l'offre minimum des denrées nécessaires à l'existence biologique.

- chez Ricardo est développée l'idée que la rareté des ressources naturelles est à l'origine de la fin de la croissance économique. La rente agricole, liée à la différence de fertilité des sols successivement mis en valeur, participe à la création de valeur, et également à sa répartition. Plus généralement, si l'on se réfère aux écrits récents de P. Sraffa, l'accent est mis sur l'articulation entre des biens fondamentaux et des biens non fondamentaux pour expliquer que seuls les biens fondamentaux, qui entrent directement ou indirectement dans la production des autres biens, ont un rôle à jouer dans la détermination du produit net de l'économie.

Pour Malthus les limites à la croissance tiennent au coût d'utilisation des ressources que peut supporter une société. Pour les ricardiens, il n'existe pas de limites absolues à la rareté des ressources mais seulement des limites relatives liées à l'élévation croissante des coûts d'extraction et de mise à disposition des ressources.

L'analyse économique actuelle et en particulier néo-classique a recours à la notion de "facteur de production ou d'input défini comme tout bien ou service utilisé pour obtenir une production" [BEGG 1991]. Les inputs constituent en fait les ressources dont dispose l'homme pour son activité économique. Il s'agit "des ressources humaines, des ressources naturelles et des ressources créées par l'Homme qui applique son travail aux éléments naturels" [BARRE 1964]. Cela permet de retrouver la classification habituelle des facteurs de production en travail, capital et terre.

On s'aperçoit qu'il existe dans cette approche une indétermination sur le statut des éléments naturels. Tels qu'ils sont définis en terme de facteur, les facteurs naturels apparaissent comme "des ensembles de bien aménagés en vue du maintien de leur intégrité et de leur capacité de reproductibilité" [BARRE 1964]. Ils ont à la fois un statut de facteur et un statut d'objet sur lequel porte l'effort de mise en oeuvre des facteurs de production. Appréhendés en tant que facteurs de production il s'agit de flux de

ressources alors qu'appréhendés en terme d'éléments naturels il est implicitement fait référence à la notion de stock de ressources. Cette distinction entre stocks et flux a été l'objet de travaux d'économistes français. A la suite des recherches de Colson (1913), de Divisia (1954) et d'autres on aboutit à une présentation systématique de J. Mairesse qui permet d'évaluer l'ensemble du capital productif par branches dans l'économie [MAIRESSE 1972].

L'attention croissante portée depuis quelques années aux problèmes de gestion des ressources naturelles et à ceux de l'économie de l'environnement a conduit à préciser le vocabulaire. On peut considérer qu'il existe une tendance à des approches globalisantes issues des théories environnementalistes qui considèrent l'environnement "comme l'ensemble des agents physiques, chimiques, et biologiques et des facteurs sociaux susceptibles d'avoir un effet direct ou indirect immédiat ou à terme sur les êtres vivants et les activités humaines" [JOLLIVET et PAVE 1993]. La conséquence de ces réflexions aboutit à considérer l'environnement comme une ressource.

Les gestionnaires des ressources naturelles aboutissent, eux, à définir une ressource comme "un élément du système naturel à partir du moment où cet élément est utilisé par une société" [DURR 1993]. Cette définition a pour corollaire que la plupart des auteurs se dispensent d'une réflexion sur le concept de ressource puisqu'il suffit d'une énumération typologique : forêts, poissons, pâturages, faune sauvage etc., pour impliquer chaque élément de la typologie comme une ressource. Par ailleurs cela n'est pas opératoire pour distinguer les ressources naturelles des autres catégories de ressources. Pour d'autres auteurs, les ressources naturelles sont des éléments du système naturel dont le renouvellement n'est pas susceptible d'un "forçage" d'origine anthropique. Les stocks de salmonidés ne seraient plus "naturels" à la différence de ceux de morues. Les sols régulièrement enrichis par épandage d'engrais ne peuvent pas être considérés comme "naturels".

On peut assez facilement s'accorder sur le fait qu'il dérive" du système de valeurs, et non des besoins immanents, que telle espèce ou chose de la nature soit exploitée par l'homme, qui en fait par la une ressource" [WEBER 1990]. La conséquence immédiate de cette approche est que toute ressource est contingente, par essence, au contexte social et à son temps. Suivant le système de valeurs auquel il est fait référence un même bien constituera une ressource ou ne sera pas pris en considération, il peut même être classé dans des catégories de ressources différentes qui sont fonction des systèmes de représentation qui existent.

## **1.2- Ressources naturelles et rareté**

La pensée dominante en économie considère que les ressources naturelles sont "les facteurs de production 'non produits' qui nous sont alloués (allowed)" [PARKIN 1992] Ils ne constituent une catégorie économique que parce qu'ils sont rares et utiles

par rapport à la demande humaine. La relation facteurs non produits - demande - rareté permet de faire appel à l'ensemble des outils économiques sans difficultés majeures. Face à la rareté il s'agit de faire des choix, il y a donc instauration d'un mode de régulation de l'accès et de détermination de préférences, en fonction de l'utilité que présente telle ou telle ressource naturelle. L'économiste évolue en terrain connu dans la mesure où, il est habitué à traiter des problèmes d'adaptation d'offre et de demande, de qualité, de prix, etc. Il dispose même d'outils et de méthodes pour aborder les problèmes d'incertitudes ou d'informations incomplètes.

La principale difficulté, à laquelle il faut faire face, est maîtrisée par l'analyse économique : comme les ressources naturelles ont pour spécificité de pouvoir être des ressources souvent d'accès libre ou peu contrôlé (au moins pour beaucoup de ressources renouvelables) et d'avoir un caractère de biens publics avec des degrés divers d'exclusion, elles sont concernées directement par les phénomènes "d'effets externes". Une externalité est une situation dans laquelle l'activité d'une firme ou d'un consommateur est affectée par celle d'une autre firme ou d'un autre consommateur sans qu'il n'existe de compensation financière. Dans ce contexte les choix sont plus complexes, d'autant plus que le marché ne rend pas compte de façon satisfaisante des coûts générés par les externalités, ce qui rend plus difficile l'allocation des ressources. Il est donc fondamental d'évaluer la valeur de ces coûts externes et d'apprécier quels sont les seuils d'irréversibilité qui existent.

Toute "évaluation peut être imparfaite, mais, invariablement, cela vaut mieux que de ne pas en effectuer". Le propos de l'évaluation économique est de révéler les vrais coûts de l'usage croissant des ressources environnementales" [PARKIN et KING 1992], cela permet de déterminer quel est l'outil de politique le mieux adapté pour leur gestion : taxation, droits d'usage, contingentements, subventions... Les bases des modes d'intervention relatifs à l'exploitation des ressources naturelles sont alors plus solides. On peut envisager une "régulation économique rationnelle" en vue d'assurer la meilleure efficacité possible et la plus grande équité dans l'allocation des ressources, compte tenu des imperfections du marché [HARTWICK et OLEWIELER 1986].

De leur côté, les chercheurs bio-économistes ont abordé dans un premier temps le problème de la définition et de la représentation de la dynamique des ressources renouvelables de façon relativement similaire à celle de leurs collègues biologistes. Les modèles développés par cette école de pensée, qui visent à décrire les interactions entre les ressources et les activités qui les exploitent, ont le plus souvent été appliqués à la pêche.

Le modèle "fondateur" de cette approche dans le domaine halieutique est celui de "GORDON-SCHAEFER" (1954). La ressource y est présentée par un modèle global, la composante économique (coûts et prix) venant s'ajouter au modèle biologique. Il n'y a pas ici de réflexion économique à proprement parler sur la ressource. Celle-ci abordée en tant que stock, n'a pas de valeur économique intrinsèque. La question de la valeur

n'est abordée qu'à travers la problématique de la dissipation de la rente économique lorsque la dynamique de l'effort de pêche s'exerce dans un contexte de libre accès.

Certains prolongements de l'approche bioéconomique s'inspirant de la théorie du capital et son application en économie des ressources (HOTELLING, 1930), considèrent qu'une ressource naturelle est un stock de capital, et que son usage optimal pour la société relève des mêmes règles que pour les stocks de bien capitaux non naturels. La société " investira " dans la ressource, c'est à dire réduira le taux d'exploitation de celle-ci, lorsque le taux d'intérêt naturel produit par la ressource est supérieur au taux d'actualisation social. Dans le cas d'une ressource renouvelable le taux d'intérêt naturel est fonction du taux de renouvellement naturel de la ressource et de l'évolution du prix de vente " net " du produit tiré de son exploitation (c'est à dire en intégrant l'évolution du coût de production). L'utilisation optimale de la ressource par la société des différents stocks de bien capitaux dont elle dispose est ainsi analogue à la gestion d'un portefeuille d'actifs. Ainsi, lorsque le prix " net " augmente, l'intérêt naturel de la ressource croît, et l'on a intérêt à investir dans celle-ci. Cette règle est analogue au comportement du boursier qui investit dans une action dont le cours est à la hausse... . On retrouve ici également la règle d'or de l'accumulation du capital dans la théorie néo-classique.

L'utilisation optimale de la ressource peut dès lors être tout à fait compatible avec sa surexploitation biologique voir son extinction. Ainsi pour l'exemple des baleines bleues, certains auteurs (CLARCK et LAMBERSON, 1982) ont montré qu'en raison du taux de renouvellement très faible de cette ressource et de coûts d'exploitation relativement élevés, il était tout à fait rationnel de surexploiter biologiquement, voire de détruire, la ressource sur la base de considérations économiques. Dès lors, seules des mesures conservatoires fondées sur la volonté explicite de la société de conserver une telle ressource pour des raisons autres que la stricte efficacité économique marchande peuvent en garantir le maintien pour les générations futures.

### **1.3- Patrimoine naturel et ressources naturelles**

La littérature contemporaine a maintenant bien établi la réflexion sur les deux dimensions de flux et de stock des ressources naturelles, en particulier dans le cadre des travaux de comptabilité nationale. En France, à la suite des travaux du Groupe interministériel d'Evaluation de l'Environnement (1972) , présidé par M.Gruson, les statistiques concernant l'environnement (y compris les ressources naturelles) ont été peu à peu élaborées. Dans le même temps les évaluations économiques des actions entreprises ont rapidement progressées. Dès 1982 des comptes satellites de l'environnement sont publiés. Ils incluent, par exemple, une présentation détaillée des comptes de la chasse, de la gestion des eaux continentales, de la protection des espaces maritimes...[INSEE 1986]. Mais à cette étape la notion de comptabilité de patrimoine n'apparaissait qu'en filigrane. En 1978 une Commission Interministérielle

des Comptes du Patrimoine Naturel est créée sous la présidence de M. Mayer. Ses travaux permettent d'établir une nomenclature du patrimoine naturel et de mettre en place une comptabilité patrimoniale [INSEE 1986]. Parallèlement l'O.C.D.E. rassemblait à Paris un groupe d'experts pour "examiner les problèmes posés par la mise au point d'instruments permettant d'améliorer la gestion des ressources naturelles. Cela aboutit à la création d'un programme de travail du Comité de l'Environnement de l'O.C.D.E. [INSEE 1986]. D'autres travaux sont conduits à l'étranger en Norvège, mais aussi aux Etats - Unis sous l'impulsion de D.Meadows, en relation avec les réflexions du club de Rome.

L'originalité des travaux français est d'aboutir à la distinction entre le patrimoine naturel et les ressources naturelles. Le patrimoine naturel est "multi - fonctionnel". Il reflète une nouvelle conception de la nature " dépendant de la représentation que nous en faisons". La principale conséquence de cette approche est que son utilisation peut se faire "hors transactions" et que " de toute façon 'sa production' est due essentiellement à l'action de la nature elle même". Les ressources naturelles sont "des biens utilisés par l'économie par prélèvement, transformation, consommation". Le patrimoine naturel est donc défini comme l'ensemble des biens dont l'existence, la production et la reproduction sont les résultats de l'activité de la nature". Les ressources naturelles sont alors les "objets" qui composent la nature, et qui "subissent des modifications du fait de l'homme" [INSEE 1986].

La comptabilité patrimoniale s'oriente donc, tout naturellement, vers la modélisation des relations existantes entre le patrimoine et les ressources, donc entre les stocks et les flux. La question centrale est alors de déterminer quel flux ont peut prélever de façon à ce que les stocks puissent être utilisés par les générations futures. La notion de temps devient déterminante et la modélisation devient dynamique.

## **2 - PATRIMOINE, RESSOURCES ET EVALUATION ECONOMIQUE**

La plupart des éléments du patrimoine naturel ne sont pas appropriés et ne peuvent donc pas donner lieu à l'établissement de transactions. L'évaluation macro - économique du patrimoine naturel pose alors de nombreux problèmes.

### **2.1- Les comptes de patrimoine.**

Le patrimoine naturel doit être géré pour être transmis aux générations futures pour qu'elles puissent en utiliser les ressources. "Or ces biens ne sont pas gérables selon les critères habituels de notre société et ils n'ont pas de prix au sens de l'économie de marché". Par ailleurs si la préservation du patrimoine doit être prise en compte, le premier réflexe est de lui attribuer une valeur. En particulier, il est très tentant de décrire son état et son évolution avec des méthodes aussi, proches que possible de celle de l'économie marchande. Cela faciliterait l'estimation des coûts futurs de son maintien dans un état utilisable.

Le patrimoine naturel assure les conditions de pérennisation et de reproduction des ressources naturelles. Il est possible d'attribuer une valeur à une parcelle de terre, présentant des caractéristiques physiques déterminées. Par extension rien ne s'oppose, théoriquement, à l'agrégation de ces valeurs pour obtenir celles de surfaces plus étendues. Mais quelle valeur attribuer à l'atmosphère, aux océans, à l'ensemble des eaux continentales, etc.?

Dans ces cas, les seules observations possibles sont d'ordre physique, voire socio-culturelles ou autres. Un travail interdisciplinaire peut permettre de mettre en place, au travers d'une veille technologique ou de la création d'observatoires, de batteries d'indicateurs significatifs. Au travers de leur évolution quantitative on pourra comparer des situations inter-temporelles.

Ces comparaisons permettent d'apprécier, plus ou moins bien, les dégradations ou les restaurations du patrimoine, dans une échelle supposant un système de valeurs stable. Si la valeur de ces écarts est connue il devient possible "de déterminer le coût des opérations nécessaires pour retrouver s'il est besoin la valeur patrimoniale désirée". Le compte de patrimoine s'articule donc parfaitement avec les comptes physiques pour donner des représentations complémentaires des valeurs utiles pour l'action" [INSEE 1986].

La comptabilité patrimoniale s'articule autour de la considération de trois approches qui déterminent trois nomenclatures:

- Les comptes d'élément sont établis de façon à organiser l'information relative à chaque type d'élément pris en compte, classés selon leur nature et leur rythme de reproduction: sous - sols, couverture pédologique, eaux marines, eaux continentales, atmosphère...

- Les compte d'éco-zones ont pour but " de rendre compte de la dynamique des écosystèmes caractéristiques des éco-zones". Ces dernières sont des macro-écosystèmes identifiables et suffisamment stables "pour en faire une unité de collecte et de rassemblement des données" (mers, lacs, forêts...).

- Les comptes d'agent retracent les activités des agents qui interviennent sur le patrimoine de façon à rendre compte de leur action sur la nature. Ils peuvent être établis en terme de bilans matière - énergie ou en termes monétaires.

Ces trois comptes s'articulent entre eux grâce à l'élaboration de comptes de liaison. Compte tenu de la complexité des problèmes abordés, on ne peut pas espérer disposer d'une comptabilité patrimoniale complète à court ou à moyen terme.

## 2.2- L'évaluation des ressources naturelles

En s'appuyant sur la notion de services rendus par le patrimoine naturel, P. Point [POINT 1992] donne un cadre général à la réflexion sur l'évaluation de la valeur des ressources naturelles. Cela lui permet d'insister sur l'hétérogénéité des procédures utilisées. Les services écologiques sont ceux qui sont rendus par les actifs naturels, toute "transformation de ces services engendre, pour la société dans son ensemble, des bénéfices ou des pertes de bien-être qu'il faut mesurer". L'évaluation des actifs naturels peut se faire en tenant compte de leur valeur directe et de leur valeur indirecte.

Si une ressource naturelle peut être consommée en tant que matière première ou pour une consommation finale, ou si on peut lui attribuer une valeur récréative, on peut alors lui affecter une valeur de consommation directe. Dans le cas d'une activité de pêche il peut s'agir de la valeur commerciale des captures, éventuellement associée à la valeur récréative d'une pêche sportive.

Une valeur indirecte correspond à la fonction écologique de cette ressource, il peut s'agir d'une valeur liée à la protection de la bio-diversité.

Une valeur d'option rendra compte du consentement à payer pour conserver la ressource pour des usages futurs soit directs, soit indirects. Il s'agit de conserver la possibilité d'utiliser cette ressource dans l'avenir.

Une valeur d'existence rendra compte du fait que "certains peuvent souhaiter qu'une ressource soit maintenue dans un état propre à en assurer la pérennité parce qu'ils attachent une valeur à son existence, indépendamment de la volonté de s'en servir (valeur de consommation) ou de garder la possibilité de le faire dans le futur (valeur d'option) [PEARCE 1992], [OCDE 1989].

Toute ressource naturelle possède une valeur totale qui est la somme de toutes les valeurs précédentes: valeur de consommation directe, valeur de consommation indirecte, valeur d'option, valeur d'existence.

Par ailleurs, toute ressource possède un coût collectif d'opportunité qui doit rendre compte de l'ensemble des coûts de son utilisation. Il s'agit de la somme de trois types de coûts:

- les coûts directs d'exploitation de la ressource,
- les coûts externes qui sont fonction des externalités de stock et d'encombrement liées à l'exploitation de cette ressource. En matière de pêche ces coûts sont liés au surinvestissement et à la surpêche.
- les coûts pour l'utilisateur de la ressource si elle n'est pas gérée de façon à en assurer sa pérennité ou son renouvellement. Le coût est alors celui qu'ont à supporter les générations futures du fait de la mauvaise gestion. Ils sont étroitement dépendant du taux d'actualisation choisi pour effectuer le calcul économique.

La relation existant entre le coût collectif d'opportunité et la valeur économique totale permet de rendre compte de la plus ou moins grande efficacité dans l'utilisation d'une ressource. La plupart de ces valeurs ne peuvent être appréciées que grâce à des méthodes d'évaluation contingentes relativement au point [DESAIGUES 1993]. Cependant elles ont pour défaut principal de n'être représentatives que d'une valeur à un moment donné, dans des conditions données, dans un contexte économique, social, historique donné. Elles ne peuvent donc pas être utilisées pour effectuer une évaluation absolue de la valeur de la nature. Il s'agit donc d'un chiffrage qui ne peut être employé que dans un cadre très précis. Cela en rend l'utilisation très délicate, en particulier dans le cadre des décisions de politiques publiques.

L'un des moyens d'éviter les difficultés liées au statut des ressources naturelles est de définir des régimes de droit de propriété. Ils permettent l'instauration de régime de propriété pour des ressources telles que les stocks halieutiques ou le foncier dans les pays en voie de développement, ainsi que la création de marchés capables de résoudre les problèmes de gestion qu'elles soulèvent.

### **2.3- Droits de propriété ou modes d'appropriation ?**

Aux Etats-Unis un certain nombre d'auteurs considèrent qu'il faut distinguer propriété et mode d'appropriation. Ces derniers se sont regroupés dans l'International Association for the Study of Common Property.

La propriété ne concerne que les modalités d'accès aux ressources et de leur transfert.

L'appropriation définit "un état des relations entre un ou des groupes humains et leurs milieux naturels". Par conséquent "un mode d'appropriation recouvre les éléments suivant qui doivent être considérés dans toutes leurs interactions :

- des représentations ou des systèmes de normes de comportement,
- des types d'usage des ressources,
- des modalités d'accès et de contrôle d'accès aux ressources,
- des modalités de répartition de la ressource
- des modalités de transfert entre les générations" [7], [15], [16].
- des pratiques et des conditions sociales de l'exercice de ces pratiques (accès aux connaissances, aux moyens de production).

L'efficacité de la seule propriété dépend étroitement, en matière de gestion des ressources naturelles, de l'utilisation du capital. En particulier le degré de mobilité du capital joue un rôle déterminant.

Si le capital est relativement immobile les producteurs auront tendance à le rentabiliser au mieux, indépendamment des opportunités qui pourraient se présenter



dans d'autres activités. Ils auront tendance à exploiter la ressource naturelle de façon à ce que le rythme et le niveau d'investissement permette son renouvellement ainsi que la pérennisation de l'écosystème. De nombreux modèles de gestion bio-économique des ressources naturelles se placent dans ce cadre soit parce qu'il n'est pas envisagé que le capital puisse être affecté en dehors de la branche d'activité du fait de la spécificité des investissements, soit parce qu'implicitement on se place d'emblée dans une situation d'équilibre général.

Si au contraire le capital est parfaitement mobile son détenteur pourra avoir intérêt à épuiser la ressource pour bénéficier de toute la rente, puis en se fiant aux coûts d'opportunité de rentabiliser son capital dans l'exploitation d'une autre ressource naturelle ou non.

Dans les deux cas le régime de propriété n'a qu'une importance secondaire par rapport au degré de mobilité du capital. On peut même envisager le cas d'une appropriation privée des ressources qui ne puisse faire obstacle à un objectif d'épuisement rapide de la part de son propriétaire.

Les théoriciens des "common properties" insistent sur la notion de régime des ressources défini comme "une structure de droits et de devoirs caractérisant les relations d'un individu à un autre en respectant" telle ou telle ressource particulière. Seules des interventions sur les processus de décision des agents permettront de réguler le capital afin d'assurer le renouvellement intertemporel de la ressource. Il est donc nécessaire d'agir sur l'ensemble des composantes du mode d'appropriation si on désire pérenniser les écosystèmes et exploiter les ressources avec un taux d'extraction permettant d'assurer leur renouvellement pour les générations futures.

## CONCLUSION

Pour l'économiste le concept de ressource ne peut être compris que dans une relation fonctionnelle entre les éléments (poissons, arbres,...), l'environnement qui les "produit" (écosystème) et la société qui en use. Cette relation dépend étroitement de la technologie, de l'état des connaissances, du contexte économique et social... L'écosystème n'est pas une ressource, il ne constitue que sa condition d'existence. Un élément de l'écosystème ne devient une ressource que dans des conditions bien déterminées.

Dans la mesure où les échanges portent moins sur l'écosystème que sur les produits que l'on en tire, on doit constater que si l'évaluation monétaire de certaines ressources est possible, celle du patrimoine est beaucoup plus illusoire. Enfin même quand les évaluations monétaires sont effectuées, compte tenu des méthodes employées, elles ne doivent être prises en compte qu'avec de grandes précautions.

Toute gestion d'une ressource naturelle doit prendre en compte une triple dimension de patrimoine, d'exploitation et de valorisation dans une perspective dynamique. Les modélisations effectuées doivent en tenir compte et avoir pour objectif le contrôle des modes d'appropriation de la ressource. Cela ne peut être réalisé avec succès que dans un cadre interdisciplinaire.

## REFERENCES

- Barre (R), 1964, *Economie Politique*, T 1, Thémis., 651 p.
- Begg (D), Fisher (S), Dornbusch (R), 1991, *Economics*, MAC GRAW-HILL, third ed, 667 p.
- Berks (P.), 1992, *Common Property Ressources*, Belhaven Press, 310p.
- Bromley (W.D.), Cernea (M.), 1989, *The management of common propety natural resources*, World bank discussion paper, 57, p.
- Clarck (C.W.), Lamberson (R.H.), 1982.-An economic history and analysis of pelagic whaling . *Marine Policy*, 6: 103-120.
- Desaigues (B), Point (P), 1993, *Economie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Economica, 315 p.
- Gordon (H.),1954.-The economic thery of a common-property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, Vol 62, April 1954
- Hartwick (J.M.), Olewieler (N.D.), 1986, *The economics of natural resources use*, Herper and Row, 530p.
- INSEE, 1986, Les comptes satellites de l'environnement, Méthodes et résultats, *les collections de l'INSEE*, C 130, 146p.
- INSEE, 1986, Les comptes du patrimoine naturel, *les collections de l'INSEE*, C 137 - 138, 552p.
- Jollivet (M.), Pave (A.), 1993, L'environnement: un champ de recherches en formation, *Natures sciences et sociétés*, 1 - 1 , pp 6-20.
- Laurec (A.), Le Guen (J.C.), 1981, *Dynamique des populations marines exploitées*, IFREMER.,Rapp. sc. et techn.45, 118 p.
- Lettre de DURR*,1993, n°2,Chaboud C. ed.sc. p.7.
- Mairesse (J.), 1972, L'évolution du capital productif, méthodes et résultats., *Collections de l'INSEE*.; C 18 - 19., 110 p.
- OCDE, 1989, *Ressources naturelles renouvelables, incitations économiques pour une meilleure gestion*, 178p.
- Parkin (M.), King (D.), 1992, *Economics*, Addison - Wesley P.C., 1027p.
- Pearce (D.), 1992, *Economics values and the natural world*, C.S.E.R.G.E., Report 92 02, 190p.

- Point (P.), 1992, Les services rendus par le patrimoine naturel: une évaluation fondée sur des principes économiques, *Economie et statistiques*, n.258 - 259, pp 11-18.
- Sraffa (P.), 1960. Production of commodities by mean of commodities, Cambridge, 120 p.
- Schaefer (B.), 1954.-Some aspects of the dynamics of popultion important for commercial marine fisheries. *Bulletin\_Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1: 27-56.
- Weber (J.), Betsh (J.M.),Curry (P.), 1990 *A l'interface hommes-nature : les ressources renouvelables*, C.N.R.S.,Colloque recherche et environnement, Strasbourg, 14p
- Hotelling (H.), 1930.-The economics of exhaustible resources. *Journal of political economy*, 39 :137-175



## **DETERMINANTS ECONOMIQUES DE LA VIABILITE D'UNE FLOTTILLE DE PECHE INDUSTRIELLE EN FRANCE**

Patrice Guillotreau <sup>(1)</sup>, Jean-Pierre Boude<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> C3E  
110 Bd Michelet, 44071 NANTES CEDEX  
<sup>(2)</sup> ENSAR, Economie Halieutique  
65 rue de St Brieuc, 35000 RENNES

---

### **RESUME**

Si de nombreux auteurs ont abordé la question de la taille des flottilles adaptée aux ressources halieutiques disponibles, il est rarement fait référence à la taille unitaire optimale de ces flottilles. En d'autres termes, existe-t-il ou non des rendements d'échelle croissants dans le secteur de la pêche ?

Un examen de ces rendements est proposé et appliqué au cas de la flottille industrielle du Sud-Bretagne. Au-delà de la relation entre production et coûts, il constitue une approche de la rentabilité en courte période et permet d'interpréter l'adaptation stratégique des flottilles aux nouvelles conditions qui régissent l'activité depuis dix ans.

### **ABSTRACT**

If many authors have dealt with the issue of the fleet size matched with marine resources availability, only few of them have referred to the optimal unit size of this fleet. In other words, are there any increasing returns to scale in fishery or not ?

An estimation of these returns is proposed and applied to the case of South-Brittany's industrial fishing fleet. Beyond relationship between output and costs, it allows an approach of the short-run profitability and a better understanding of fleet strategical adjustment to the new conditions which regulate activity for the last ten years.

## INTRODUCTION

L'adaptation des capacités de captures aux ressources biologiquement disponibles est un problème crucial pour l'économiste des pêches et de nombreux auteurs y font référence (SHEPHERD 1981). En revanche, si la taille des flottilles exploitant un même stock constitue l'aspect de cette question le plus fréquemment traité, il est fait peu cas de la taille optimale unitaire de ces flottilles, c'est-à-dire la taille moyenne des bateaux composant la flottille. Or, cet aspect s'avère déterminant dès lors qu'on examine la nature des coûts supportés par une unité de pêche et sa relation avec le niveau de production.

Un tel examen nous conduit à aborder les conditions de rentabilité de court terme des navires et à observer l'existence de déséconomies d'échelle par le biais de la loi des rendements non proportionnels. L'application de cette méthodologie au cas de la flottille de pêche industrielle française montre également les efforts stratégiques déployés depuis environ deux décennies par les sociétés armatoriales pour s'adapter aux transformations de la relation existant entre coûts et niveaux de production.

## I - LE TRAITEMENT DES COÛTS EN ECONOMIE DES PECHES

Il est courant de considérer les coûts associés à l'exploitation des ressources halieutiques au regard de l'effort de pêche. Il semblerait opportun d'approfondir la connaissance de ces coûts et de leurs déterminants dans la perspective plus économique d'un examen de la rentabilité des navires et de celui des rendements d'échelle propres à l'activité.

### A) Quels coûts pour quel niveau de rentabilité?

#### 1) La nature de la fonction de coûts

La fonction de coûts est traditionnellement considérée dans les modèles d'économie halieutique comme une fonction linéaire et croissante de l'effort de pêche (GORDON 1954, p.129). Au mieux, elle est exprimée par le biais d'une fonction de production de type Cobb-Douglas où l'effort est associé à une combinaison des facteurs travail et capital (HANNESSON 1983). Des travaux plus récents affinent cette définition économique de l'effort en montrant que ce dernier dépend de chaque variable affectant la valeur de la fonction objective, i.e. le résultat d'exploitation (VALATIN 1993).

A court terme, les différences de coûts entre les différentes zones fréquentées sont déterminantes dans le choix des stratégies de pêche. Dans le dernier modèle cité, les coûts sont scindés en coûts fixes et variables. Or, la théorie nous enseigne que la viabilité à court terme de l'activité est conditionnée par la couverture des coûts

variables (LAWSON 1984, p.42). Ces coûts variables sont principalement composés de quelques postes de charge associés aux coûts d'exploitation du navire (consommation de carburant, part des salaires et charges sociales, achat de matériel de pêche,...).

Une première approche (GUILLOTREAU, BOUDE, RAJAONSON 1993) nous amène à distinguer trois grandes catégories de coûts : ceux qui varient proportionnellement au chiffre d'affaires (les salaires en raison du mode de rémunération à la part de l'équipage, les taxes *ad valorem* acquittées en criée, voire les frais de déchargement), ceux déterminés principalement par le prix de l'input (le montant versé pour le gas-oil dépend principalement de la fixation internationale des cours du pétrole) et enfin, ceux qui évoluent selon la stratégie de pêche (l'achat de matériel de pêche peut s'accroître par exemple en raison d'un approfondissement des zones de pêche, l'entretien des bateaux peut aussi faire l'objet d'une planification par l'armateur) ou de façon aléatoire (avaries à l'origine d'un surcoût en frais de réparation). L'observation de la réalité montre la prépondérance de la première catégorie et, de ce fait, nous incite à revoir le calcul de rentabilité de court terme<sup>1</sup> en s'attachant cette fois à assurer la couverture des coûts non proportionnels. En effet :

$$\text{II} = \text{RT} - \text{CT} \quad (1)$$

où II est le profit, RT représente le revenu total et CT les coûts totaux

$$\text{Or, } \text{CT} = \text{CP} + \text{CNP}$$

Avec CP et CNP qui représentent les coûts proportionnels et non proportionnels au revenu total. De cette façon, on peut écrire :

$$\text{CP} = \alpha \cdot \text{RT}$$

L'équation (1) devient ainsi, pour des profits nuls :

$$\text{RT} - \alpha \cdot \text{RT} - \text{CNP} = 0$$

$$\text{RT} = \frac{1}{1 - \alpha} \cdot \text{CNP} \quad (2)$$

Ainsi, la rentabilité de court terme est conditionnée, selon cette dernière équation, par le poids relatif des coûts proportionnels dans le chiffre d'affaires (paramètre  $\alpha$ ) qui peut évoluer au cours du temps, au gré par exemple des conventions collectives ou de la pression de certains syndicats (dockers).

<sup>1</sup> Par une technique de calcul proche de celle du point mort.

## 2) L'impact sur la rentabilité de court terme

Cette technique de calcul a été appliquée à un échantillon homogène de 10 unités de pêche industrielle du sud Bretagne, déjà présenté lors d'une précédente étude<sup>2</sup>. La détermination des coûts proportionnels a pu être effectuée en testant par régression linéaire simple l'équation suivante :

$$C_i = a Y + b$$

Où  $C_i$  représente les différents coûts d'exploitation des navires et  $Y$  leur chiffre d'affaires.

Le test a généré des coefficients de régression  $R^2$  compris entre 78 et 85% pour trois postes de charge : taxes de criée, frais de déchargement et salaires alors que les tests concernant les autres postes n'étaient pas significatifs. La figure 1 illustre l'évolution de la part de ces trois postes dans le chiffre d'affaires (paramètre  $\alpha$ ).

Cette part a cru de manière très sensible au cours de la période, en raison de la progression relative des frais de déchargement (qui peut trouver son origine dans une baisse du prix moyen, ces frais restant déterminés par les quantités débarquées et non par les valeurs), d'une majoration des cotisations versées aux organisations professionnelles et peut-être également d'un accroissement du nombre de parts dévolu à l'équipage et basé en partie sur l'ancienneté.

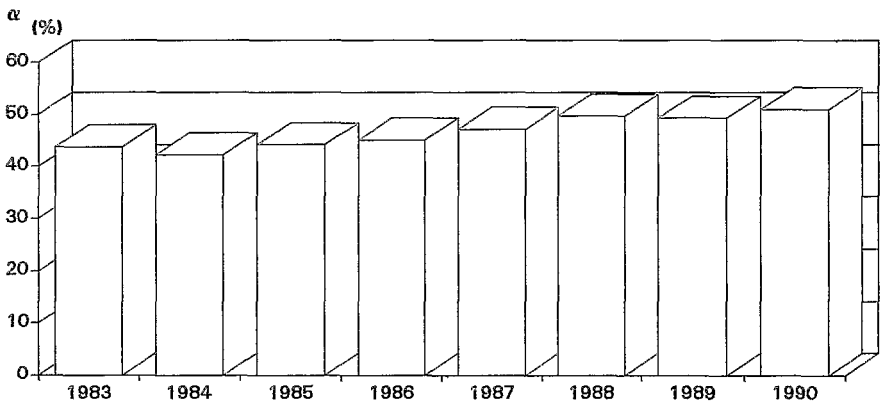


Figure 1 : Moyenne des coûts proportionnels au chiffre d'affaires dans l'échantillon

<sup>2</sup> Cf GUILLOTREAU, BOUDE, RAJAONSON, *op.cit.* p.4.



On observe un net accroissement du coefficient multiplicateur des coûts non proportionnels nécessaire pour assurer la rentabilité moyenne à court terme des navires. Celui-ci passe en effet de 1,8 en 1983 à plus de 2 en 1990. C'est-à-dire que l'effort à fournir en terme de chiffre d'affaires est supérieur en fin de période. Cet effort a pu être compensé au milieu des années 1980 par la baisse du coût du carburant mais la fin de période est marquée par un surenchérissement de ce dernier, générateur de plus grandes difficultés de trésorerie pour les armements.

Les conditions de demande sont déterminantes dans la fixation des prix du poisson<sup>3</sup>. Or, le prix est un élément du coût eu égard à l'importance du paramètre  $\alpha$  (MEURIOT 1985, p.63). Ainsi, la figure 2 illustre la progression des prix, des coûts et des prises par unité d'effort :

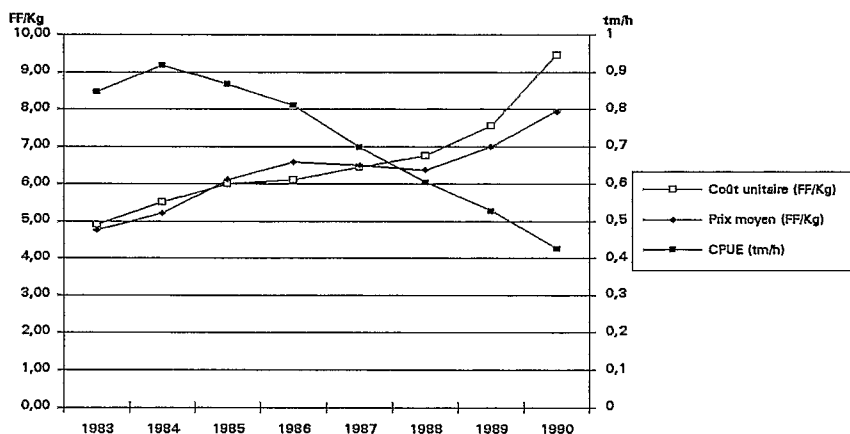


Figure 2 : CPUE, coûts et prix moyens dans l'échantillon

Alors que la baisse des CPUE est régulière sur la période, c'est à partir de 1988 que l'écart entre coût et prix unitaire se creuse. Il semble donc que la progression sensible de la part des coûts proportionnels dans le chiffre d'affaires à partir de 1987/88 (voir fig.1) se soit traduite par une détérioration simultanée des conditions de rentabilité de court terme des unités de pêche.

<sup>3</sup> Une étude récente (MEURIOT, GILLY 1987) montre de faibles coefficients de flexibilité de l'offre pour les espèces démersales entre 1974 et 1983 et, surtout, la crise actuelle traversée par les pêcheurs français témoigne de cette prépondérance de la demande dans les mécanismes de formation des prix à la première vente puisque la baisse des apports s'accompagne d'une chute des cours sous la criée.

Il paraît intéressant à ce stade de la réflexion de se référer à nouveau aux apports des théoriciens pour approfondir l'examen de la relation entre le niveau de production et l'évolution des coûts.

## B) Vers un retour à la théorie économique

En théorie, une des questions soulevées par l'étude de la relation entre coûts et quantités produites réside dans l'application de la loi des rendements non proportionnels. Après un rappel de cette loi et de ses implications en terme de détermination d'une taille optimale pour une unité de production, une expression de la mesure des économies d'échelle est proposée.

### 1) Un bref rappel d'analyse micro-économique

La loi des rendements non proportionnels dit que la production progresse à taux croissant lorsque l'on augmente les quantités de facteurs, puis à taux décroissant à partir d'un certain niveau de l'activité<sup>4</sup>. C'est ce niveau qu'il est intéressant de connaître pour réunir les meilleures conditions de rentabilité.

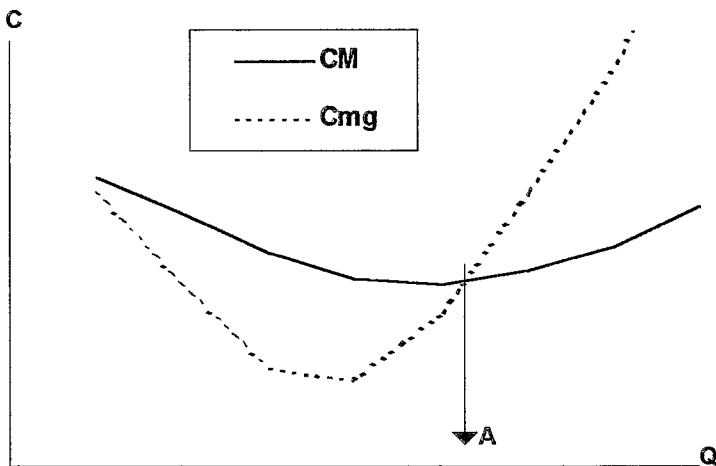


Figure 3 : Coûts moyens et marginaux

La figure 3 illustre la façon dont on peut déterminer le niveau précédemment décrit, appelé couramment taille minimale optimale (TMO). Cette taille intervient au minimum

<sup>4</sup> Pour plus de détails, on peut se référer à n'importe quel manuel de micro-économie, parmi lesquels celui de M.GLAIS 1975, p.130.

du coût moyen caractérisé par la courbe en U et au point d'intersection avec le coût marginal. En fait, la forme "en U" de la courbe de coût moyen est contestée (MORVAN 1991, p.225) car si des rendements d'échelle croissants existent, il reste en revanche très difficile de caractériser la TMO de manière précise. Dans le précédent graphique, des économies d'échelle sont constatées tant que le coût moyen reste supérieur au coût marginal, pour un niveau de production inférieur au point A. Au-delà de ce point, on observe des déséconomies d'échelle. La TMO intervient donc à un niveau de production correspondant à A. De nombreuses études montrent cependant l'existence d'un palier pour les coûts unitaires lorsque les quantités produites excèdent A.

## 2) Economies d'échelle et nature des coûts de production

Pour mettre en évidence les effets de seuil, une expression des rendements par rapport à l'échelle de production est proposée (GRILICHES-RINGSTAD 1971 p.6, MORVAN 1991 p.222). Elle réside dans le calcul d'élasticités de coût par rapport à la production :

$$Ec = \frac{dC}{dQ} \cdot \frac{Q}{C}$$

L'inverse de cette élasticité traduit le rapport entre coûts moyens et coûts marginaux :

$$S = \frac{1}{Ec} = \frac{CM}{Cmg}$$

De la sorte, selon une valeur de S supérieure ou inférieure à l'unité, on sera en présence d'économies ou de déséconomies d'échelle.

Toutefois, la valeur de cette élasticité dépend de la nature même des coûts. En effet, elle varie lorsqu'elle s'applique aux coûts variables mais demeure égale à l'unité dans le cas de coûts strictement proportionnels aux quantités produites car, alors, le coût moyen est constant et égal au coût marginal. Il est possible de ne considérer que les élasticités de coûts non proportionnels quand la part des coûts proportionnels est très importante, comme c'est le cas dans l'activité de pêche.

## II - LA PRESENCE DE DESECONOMIES D'ECHELLE DANS LA PECHE INDUSTRIELLE

Le recours à l'analyse micro-économique n'est pas si fréquent parmi les travaux réalisés dans le secteur de la pêche, dans lesquels on traite plus volontiers de la relation entre production et effort que de celle entre effort et coût. Certains auteurs s'y sont toutefois exercés (COPES 1970) mais en conservant les hypothèses usuelles

telles que le niveau constant de la technologie ou la proportion fixe des facteurs de production (REVERET 1985, p.141).

Il est vrai que l'exploitation d'une ressource renouvelable se prête difficilement à la stricte application des principes néoclassiques. Un accroissement des facteurs de production ne trouve pas ainsi une traduction immédiate en terme d'élévation du niveau des captures, qui dépend de nombreux autres facteurs tels que le niveau de compétition sur un même stock ou des conditions biologiques de son renouvellement. Néanmoins, une tentative d'examen des rendements d'échelle sous certaines hypothèses (développées ci-dessous) ne paraît pas dénuée d'intérêt au regard de l'évolution des conditions de rentabilité des unités de pêche. Elle permet ainsi d'interpréter les efforts stratégiques des entreprises concernées pour s'adapter à ces nouvelles conditions.

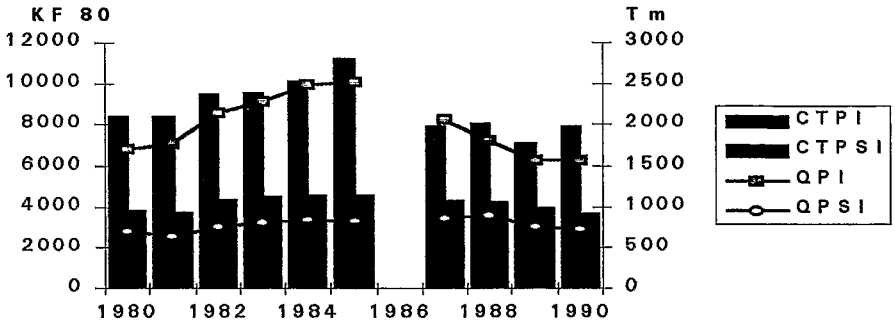
#### **A) Quelle relation entre rendements d'échelle et production ?**

Le calcul des élasticités de coût, mesurant la variation relative des coûts en fonction de celle des quantités, est testé sur deux périodes (1980-1990 et 1975-1984) et principalement sur deux flottilles (industrielle et semi-industrielle). L'objectif est de déterminer la nature des rendements d'échelle en courte période, *i.e.* en ne tenant pas compte du coût de renouvellement des équipements.

##### **1) Modalités d'application de la méthode**

Il est *a priori* délicat d'évaluer les rendements d'échelle dans la mesure où les quantités d'inputs ne varient pas au cours de la période pour une même flottille. Les seules variations dans le coût des facteurs qu'il est possible d'enregistrer sont imputables aux fluctuations de quantités agissant sur les coûts proportionnels, comme en témoigne la figure 4.

La baisse des coûts en milliers de francs constants à partir du milieu des années 1980 décrit fidèlement la chute des prises intervenue à la même époque pour les deux flottilles considérées. Ainsi, l'influence de la productivité (prises par unité d'effort) est atténuée par les charges proportionnelles au tonnage produit ou à la valeur débarquée (MEURIOT 1985).



**Figure 4 :** Quantités débarquées et coûts moyens dans la pêche industrielle (PI) et semi-industrielle (PSI) françaises - Source : AREDIPEB 1990, échantillons de 15 navires de PI et de 10 unités de PSI. Les chiffres de 1986 ne sont pas disponibles.

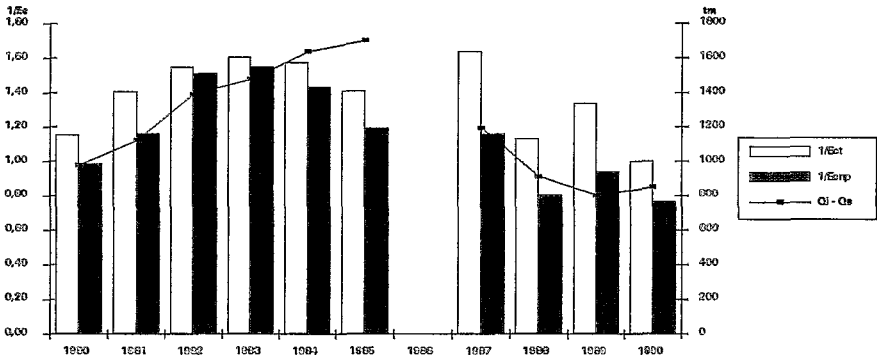
Comme les inputs ne varient pas d'une année à l'autre au sein d'une flottille (mêmes navires, mêmes équipages), on étudie l'impact d'une modification proportionnelle de la production en volume sur les coûts entre deux flottilles homogènes : des navires de pêche industrielle (longueur > 55 m) et semi-industrielle (longueur = 33 m), caractérisés par deux structures de coûts différentes. On émet ainsi l'hypothèse qu'un changement d'échelle consiste à passer d'une unité semi-industrielle à une unité industrielle, indépendamment de la nature différente des zones de pêche et des stocks et visés par ces deux flottilles. L'accroissement des inputs conditionne l'exploitation de nouveaux stocks naturels associée à un rédéploiement vers de nouvelles zones de pêche. Dans les faits, l'application de cette loi au cas de la pêche traduit plus une comparaison des conditions de rentabilité de court terme des deux flottilles dans le cadre d'une gestion armatoriale que l'impact d'un accroissement des facteurs de production.

Le calcul des S (inverses des élasticités-coûts) passe désormais par l'équation suivante :

$$S_{i/s} = \frac{1}{E_c} = \frac{dQ}{dC} \cdot \frac{C}{Q} = \frac{Q_i - Q_s}{C_i - C_s} \cdot \frac{C_s}{Q_s}$$

Où i représente la flottille industrielle et s celle semi-industrielle.

Cette formule est appliquée aux coûts totaux et non proportionnels (i.e. autres que salaires, frais de déchargement et impôts) des deux flottilles échantillonnées dans le précédent graphique :



**Figure 5 :** Rendements d'échelle et différentiels de quantités débarquées

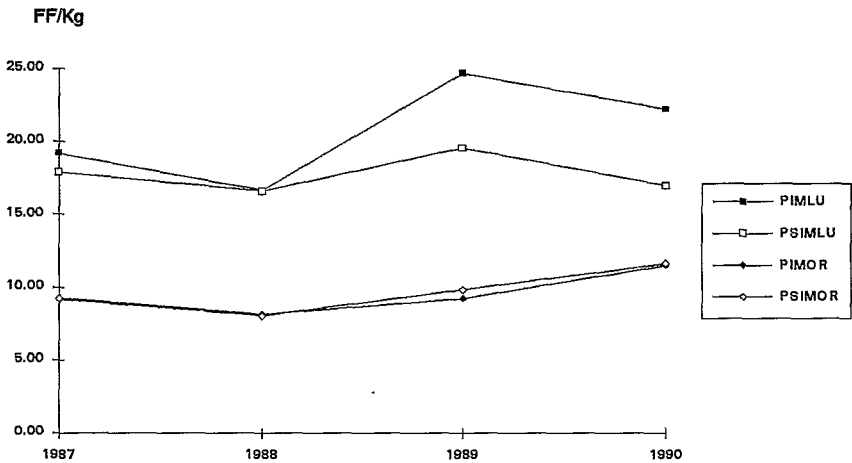
La relation entre les coûts et le tonnage débarqué est très forte mais l'est davantage dans le cas des coûts non proportionnels que dans celui des coûts totaux. Il est clair que l'on trouvera toujours un intérêt dans l'accroissement des facteurs de production lorsque le coût de ces derniers représente la même fraction du volume traité. Il convient de noter que la décroissance des économies d'échelle a précédé la diminution de l'écart des quantités produites par les deux flottilles. Ces signes avant-coureurs d'une trésorerie déficitaire sont imputables au renchérissement du coût du carburant en 1985, mais aussi à des frais d'équipement et de réparation croissant plus vite dans le cas de la flottille industrielle. La lecture des S calculés sur les coûts non proportionnels (1/Ecnp) témoigne de déséconomies d'échelle à partir de 1988 (Scnp < 1), c'est-à-dire pour un différentiel d'activité inférieur à 1000 tm.

## 2) Interprétation des résultats pour plusieurs flottilles

La même méthode d'évaluation a été appliquée cette fois à plusieurs flottilles, comme si chacune d'entre elles représentait un stade dans l'accroissement de la taille des entreprises de pêche. Cette hypothèse, de nature purement économique, peut sembler assez forte dans la mesure où ces stades correspondent parfois à des métiers différents et compte tenu de l'irréversibilité de certains coûts. Elle permet néanmoins d'approcher les déséconomies d'échelle du secteur eu égard aux écarts de pression exercée sur les différents stocks visés et surtout de comparer les conditions de rentabilité de court terme entre les deux flottilles. En outre, les différentiels de prix moyen au débarquement entre flottilles industrielle et semi-industrielle lorientaises ne sont pas suffisamment importants pour rejeter ex-ante cette hypothèse comme en témoigne la figure 6. Ce graphique illustre la comparaison des prix moyens de deux espèces importantes (merlu et morue) pour les deux flottilles échantillonnées, les captures combinées de ces espèces représentant en effet 12,5% des quantités débarquées par la flotte industrielle (moyenne 1983-90) et 25,9% de celles débarquées

par les bateaux semi-industriels (moyenne 1987-90). Contrairement à une idée admise, le merlu y apparaît en moyenne mieux valorisé par les industriels que par les semi-industriels (en raison principalement d'une différence de taille du poisson). Néanmoins, toutes espèces confondues, le poisson est légèrement mieux valorisé en moyenne par la flottille semi-industrielle (7,84 FF/Kg entre 1987 et 1990) que par la flottille industrielle (6,83 FF/Kg en moyenne sur la même période).

Les tests économétriques destinés à établir la proportionnalité de certaines charges n'ayant pas été satisfaisants (en raison notamment de modes de rémunération variant d'une flottille à l'autre), ce sont les coûts totaux qui ont été retenus dans l'estimation des rendements d'échelle.



**Figure 6 :** Prix comparés du merlu (MLU) et de la morue (MOR) entre pêche industrielle (PI) et semi-industrielle (PSI) lorientaise (échantillons de 10 bateaux pour chaque flottille).

Les comptes moyens sur lesquels sont basés les calculs correspondent aux flottilles suivantes :

- B : Chalutiers lorientais de plus de 55 m
- C : Chalutiers pêche-arrière concarnois de 33-35 m
- D : Chalutiers classiques concarnois de 28-32 m

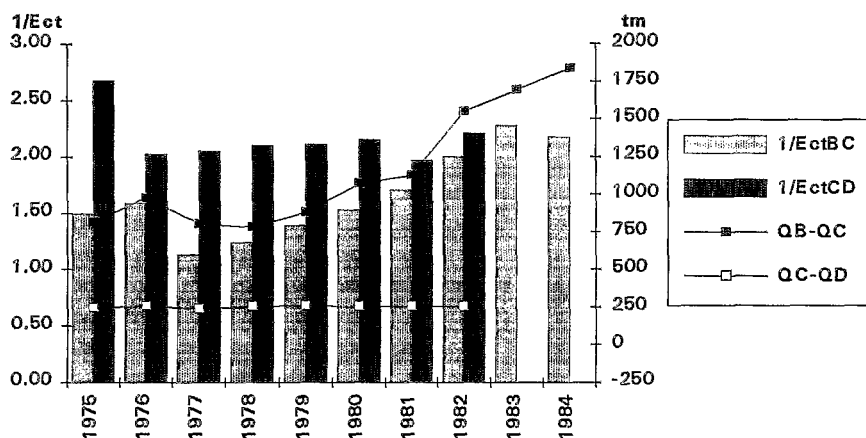


Figure 7 : Rendements d'échelle et différentiels de quantités débarquées pour quatre flottilles Source : COGEPECHE et SODIPEB.

Les résultats concernant les flottilles B et C illustrent la présence marquée d'économies d'échelle, qui s'accroissent surtout au cours des années 1980 (cf. les commentaires de la figure 5). Il convient de noter par ailleurs, s'agissant d'une flottille semi-industrielle concarnoise, que la décroissance apparente des économies d'échelle à partir de 1983 a pu être compensée par une meilleure valorisation des produits (différentiels de prix moyen au débarquement positif par rapport à la flottille industrielle lorientaise).

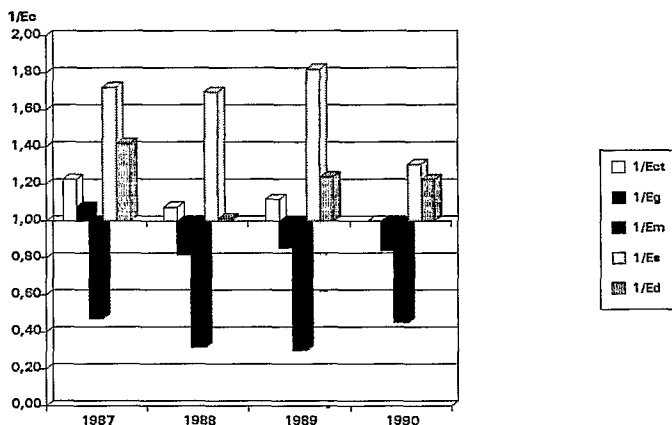
Quant aux flottilles C et D, l'examen de leurs résultats présente un intérêt particulier car elles se distinguent beaucoup plus par une innovation technique -le chalutage par l'arrière- que par un changement d'échelle de production. On remarque ainsi la très nette stabilité des "économies d'échelle", avec des coûts qui évoluent deux fois moins vite que les quantités produites. A dimension égale ou presque, le différentiel de tonnage débarqué se stabilise à 250 tm sur la période. L'indicateur utilisé fournit donc une estimation du gain procuré par le progrès technique dans le cas de deux flottilles comparables par les quantités de facteur utilisées.

Il semble intéressant d'approfondir les résultats obtenus en tentant de distinguer les inputs affectant le plus -dans un sens ou dans l'autre- les rendements par rapport à l'échelle.



## B) Des rendements différenciés selon les coûts

On a vu que les économies d'échelle se stabilisaient alors que l'écart de production continuait à croître (exemple des flottilles B et C entre 1983 et 1984, fig. 7). La question est alors de savoir quels sont les coûts dont l'évolution accompagne les gains de productivité au point d'en atténuer les effets sur la rentabilité de court terme de l'activité.



**Figure 8 :** Rendements d'échelle pour différents types de coûts.  
Echantillon de 10 bateaux de PI et de 10 bateaux de PSI (Guillotreau et al. 1993)

Les coûts associés au calcul des différentes valeurs des élasticités sont les suivants :

- ct représente les coûts totaux
- g le coût en carburant,
- m celui du matériel de pêche,
- s représente les salaires versés,
- d les frais de déchargement.

Dans la figure 8, l'axe des abscisses coupe celui des ordonnées à la valeur critique 1, en -deçà de laquelle il existe des déséconomies d'échelle. Ces dernières concernent deux postes de charge, relevant tous deux de la catégorie des achats consommables. Le poste de la consommation de carburant ne représente une déséconomie qu'à partir de 1988, date de la remontée du prix du gas-oil. Celui des achats de matériel de pêche, en revanche, reflète une déséconomie par rapport à l'échelle sur toute la période 1980-1990, lorsqu'on refait les calculs avec l'échantillon précédent. Ce poste grève beaucoup plus en termes relatifs les coûts d'exploitation des unités industrielles que ceux des unités semi-industrielles, pour un gain moins que proportionnel en quantités produites.

On observe également une moindre économie réalisée sur les coûts "proportionnels" tels que les salaires et frais de déchargement, qui ne parvient donc plus à compenser les déséconomies traditionnelles des coûts associés aux achats consommables, confirmant ainsi les résultats énoncés au début du présent article.

La baisse des captures à l'origine de ces évolutions a été plus durement ressentie par les grandes unités de pêche que par des unités de taille plus modeste. La confrontation des résultats précédents aux stratégies développées par les sociétés d'armement éclaire davantage encore cette situation de crise que traverse à la fin des années 1980 la flottille industrielle.

### **C) Une adaptation stratégique de la flottille industrielle rendue de plus en plus difficile**

Ce point fournit l'occasion de préciser les différents facteurs ayant présidé à la situation actuelle ainsi que les comportements stratégiques adoptés par la flottille industrielle de Bretagne sud pour atténuer les effets de ces facteurs. Deux éléments s'avèrent déterminants dans la fonction objective des entreprises armatoriales : le niveau des prises -l'objectif étant avant tout de remplir les cales des bateaux- et celui des prix. Ce dernier paramètre conditionne en effet la valorisation des ressources et constitue comme on l'a vu un élément prépondérant de la fixation des coûts.

#### **1) Les stratégies développées de 1970 à 1985<sup>5</sup>**

En raison de pratiques historiques liées à l'exploitation des ressources du golfe de Gascogne, les unités de pêche industrielle de Bretagne sud ont toujours opéré en diversifiant leurs prises selon la saison. Ces pratiques ont été conservées lors du redéploiement de l'effort vers les zones de pêche situées en mer du nord ou au nord et à l'ouest de l'Ecosse, rendant possible un changement d'espèce-cible en cours de marée.

Malgré cela, deux espèces dominent largement les prises de ces chalutiers : le lieu noir et la lingue bleue. Or, les gains de productivité importants obtenus au cours des années 1970 étaient susceptibles de générer des apports massifs de ces espèces et provoquer ainsi une chute des cours, donc des recettes. C'est pourquoi certaines unités de la flotte ont dès 1977 vendu une partie de leur production dans des ports étrangers (Allemagne, Danemark,...).

De même, l'organisation de producteurs (FROM Bretagne) dont dépend cette flottille contribue également à la régulation du marché par les quantités pendant ces

---

<sup>5</sup> Ce point est largement inspiré de l'article de MOGUEDET, 1987.

années de forts rendements. Elle limite les captures à un certain nombre de caisses pour les espèces les plus sensibles. Conjugué à cet effort administré, les renseignements échangés avec les patrons de pêche sur le prix des espèces et le nombre de navires en compétition sur un même stock orientent le choix des espèces-cible afin d'optimiser le revenu anticipé de la production.

Enfin, la pleine utilisation des capacités de production associée à ce dernier mobile requiert une planification de l'emploi des facteurs. Le système de rotation des équipages pratiqué depuis 1970 (5 équipages pour 4 bateaux) permet de limiter au minimum l'immobilisation à quai des navires et, de ce fait, couvrir plus facilement les coûts non proportionnels tels que l'achat de matériel de pêche par exemple ou les frais d'entretien. La planification concerne également le nombre de bateaux à la vente pour le mois à venir, en sachant qu'à Lorient, la valorisation est mieux assurée deux jours par semaine (les lundi et mercredi), nécessitant une compensation financière pour les unités devant débarquer un autre jour.

Ces efforts ont pour dénominateur commun celui d'une régulation du marché par les quantités en période de prises élevées par unité d'effort. La décroissance de ces prises au cours des années 1980 (voir fig.2) remet en cause la portée de ces efforts.

## **2) Perspectives et nouveaux efforts**

Malgré la relative prospérité qui caractérise l'activité de la flottille au milieu des années 1980, certains perçoivent déjà et à juste titre quelques motifs d'inquiétude (MOGUEDET 1987, *op.cit.* p.27).

Le principal danger qui pèse sur la pérennité de l'activité réside dans le fait que la rentabilité repose sur l'exploitation de stocks abondants (de l'ordre de 50 tonnes par marée) et limite par conséquent le nombre de stocks susceptibles de répondre à la capacité de production. Il s'agit pour l'essentiel des stocks de gadidés situés au nord et à l'ouest de l'Ecosse. Or, trois stocks sur six présentent à l'époque des indices de surpêche. Un rapport plus récent indiquait des rendements plutôt stables en ce qui concerne le lieu noir rendus possibles par l'exploitation de stocks de substitution tels que ceux de lingue bleue ou franche (IFREMER 1989, p.71). Néanmoins, la situation s'est aggravée depuis en raison notamment d'un effort de pêche accru, induit par le redéploiement des flottilles de mer du nord dont les rendements ont fortement chuté. Ainsi, la biomasse des géniteurs de lieu noir a atteint son plus bas niveau en 1990 (24000 t contre 94000 t en 1974) et l'état du stock est jugé préoccupant (IFREMER 1992).

L'inquiétude majeure réside surtout dans l'absence de possibilités de repli de la flottille bretonne vers des stocks aux potentialités biologiques semblables. Une solution a été trouvée en 1989 grâce à l'exploitation de nouveaux stocks vivant dans la plaine

océanique (grenadier, hoplosthète,...) mais qui semblaient présenter quelques années plus tard les premiers signes d'une surpêche. En outre, la prospection et le chalutage dans des eaux de plus en plus profondes entraînent des surcoûts liés à l'acquisition d'un matériel de pêche adapté (funes, flotteurs,...) et plus sujet à la casse.

Ce surcoût a dû être compensé par une ponction réalisée sur un autre poste des achats consommables : celui du carburant. La dernière option stratégique des armateurs lorientais a donc consisté à créer des bases de débarquement avancées, à proximité des lieux de pêche afin de réduire les frais inhérents au temps de route vers ces zones. Les premiers résultats produits par ce nouveau comportement ne sont pas très encourageants en ce qui concerne les économies de coûts réalisées (P. BERNARD 1993) et le problème de la taille des unités adaptée aux nouvelles conditions de disponibilité des ressources halieutiques risque encore de se poser.

L'acuité de cette dernière question est d'autant plus actuelle que les navires composant la flotte sont âgés (environ 20 ans) et que leur renouvellement dépend de tels choix économiques. En effet, ces choix liés à l'investissement et au financement de l'activité participent de la définition d'une stratégie de pêche (ALLARD 1991). Or, on n'a envisagé dans ce document que les rendements d'échelle de court terme mais il est clair que les déséconomies d'échelle apparaîtraient de façon beaucoup plus marquée si l'on intégrait dans le calcul des coûts celui du remplacement des unités de pêche.

## **CONCLUSION**

La rentabilité des entreprises de pêche est déterminée dans une large mesure par les ressources disponibles et les conditions de vente de ces ressources une fois capturées. Toutefois, dans une période de baisse marquée de cette disponibilité, l'impact en termes de rentabilité et à prix constants est plus durement ressenti par les grandes unités. Il existerait ainsi des déséconomies d'échelle à court terme dans le secteur de la pêche liée à la décroissance de la productivité.

Ce phénomène trouve son origine dans la difficulté croissante qu'éprouvent les sociétés d'armement à compenser les déséconomies afférentes aux coûts non proportionnels -tels que l'achat de matériel de pêche ou de carburant- par les économies d'échelle réalisées sur les coûts proportionnels -salaires ou frais de déchargement- en courte période. Les différentes stratégies mises en oeuvre pour enrayer cette tendance ne parviennent aujourd'hui que difficilement à masquer ces rendements d'échelle décroissants et, dès lors, la question de la taille optimale des unités de pêche se pose avec beaucoup d'acuité.

Bien sûr, la considération des conditions de rentabilité nécessiterait un approfondissement de l'examen des coûts et recettes en longue période, en incorporant aux calculs des paramètres tels que le coût de remplacement des bateaux de pêche, les capitaux propres dont disposent les sociétés d'armement et autres éléments des bilans comptables,...

## REFERENCES

- ALLARD M-O. 1991 Analyse du comportement des flottilles de pêche de Boulogne/Mer, IFREMER, Rapport de stage ENSAE, 67 p.
- AREDIPEB 1990 Comptes de résultats moyens par séries de navires en Sud-Bretagne, exercice 1989, 4 mai 1990
- BERNARD P. 1993 L'hypothèse de la reprise in France-Eco-Pêche, mai 1993, p.6-7.
- COPEPES P. 1970 The backward-bending supply curve of the fishing industry, Scottish Journal of Political Economy, Vol.17, p.69-77.
- GLAIS M. 1975 Microéconomie, Economica, Paris, 622 p.
- GORDON S. 1954 The economic theory of a common property resource, J. of Political Economics, Vol.62, p.124-142.
- GRILICHES Z., RINGSTAD V. 1987 Economies of scale and the form of the production function, North-Holland Publ., Amsterdam, 204 p.
- GUILLOTREAU P., BOUDE J-P., RAJAONSON H. 1993 Résultats économiques et production des flottilles de pêche industrielle, Communication pour le 5ème colloque de l'EAFE, 24-26 mars 1993, Bruxelles, 11 p.
- HANNESSON R. 1983 Bioeconomic production function in fisheries : theoretical and empirical analysis, Can. J. of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol.40, p.968-982.
- IFREMER 1989 Les pêcheries démersales et benthiques de l'ouest de l'Ecosse (sous-zone CIEM VI), DRV/RH, Lorient, 108 p.
- IFREMER 1992 Etat des principaux stocks exploités par les flottilles de Bretagne-Sud, DRV/RH, Lorient, juin 1992.
- LAWSON R. 1984 Economics of Fisheries Development, Frances Pinter Publ., Londres, 283 p.
- MEURIOT E. 1985 Les coûts de production, in Valorisation des produits de la mer, IFREMER, p.62-66.
- MEURIOT E., GILLY B. 1987 Comment se forment les prix du poisson au débarquement ? Analyse du cas des espèces démersales en France entre 1974 et 1983, Equinoxe N°13, mai 1987, p.4-12.
- MOGUEDET P. 1987 Bilan et perspectives de la pêche industrielle lorientaise, Equinoxe N°12, mars 1987, p.21-28.

*Premier Forum Halieumétrique, Rennes.*

- MORVAN Y. 1991 Fondements d'économie industrielle, Economica 2ème éd., Paris, 639 p.
- REVERET 1985 La gestion des pêcheries de poisson de fond de l'Atlantique du Nord-Ouest de 1949 à 1984 : une perspective bio-économique, Thèse de Doctorat ès sciences économiques, Université de Clermont I, 415 p.
- SHEPHERD J.G. 1981 Matching fishing capacity to the catches available : a problem in resource allocation, *Journal of Agricultural Economics*, Vol.32 N°3, sept. 1981, p.331-340.
- VALATIN G. 1993 A short-run model to investigate the impact of box closures in a groundfish fishery on effort allocation and capacity adjustment, Communication pour le 5ème colloque de l'EAFE, 24-26 mars 1993, Bruxelles, 24 p.

## **L'ANALYSE DES COMPORTEMENTS DES PECHEURS ET LES BESOINS DE LA MODELISATION ECONOMIQUE**

Frédéric Lantz<sup>(1)</sup>, Joseph Catanzano<sup>(2)</sup>, Steve Cunningham<sup>(3)</sup>, François Foucault<sup>(2)</sup>

*(1) Centre d'Economie et Gestion- ENSPM, IFP  
1 av. Bois Preau, 92506 RUEIL MALMAISON*

*(2) Service d'Economie Maritime- IFREMER  
155 rue J.J. Rousseau, 92138 ISSY LES MOULINEAUX*

*(3) CEMARE- Portsmouth, University Grande Bretagne*

---

### **INTRODUCTION**

Les modèles bio-économiques, qui ont été développés sur des pêcheries françaises ou concernant la pêche française, ont été à l'origine de travaux d'analyse des comportements économiques dans le secteur des pêches : on citera parmi ceux-ci les travaux sur la pêche en mer Celtique (Biseau et al.- 1986, Charuau- 1986), la pêche de la coquille Saint-Jacques en Baie de Saint Brieuc (Cochet et al., 1987), la pêcherie de crevette en Guyane (Gilly, 1988) ou la pêche artisanale à Boulogne-sur-mer (Allard, 1991). Ces recherches ont permis d'identifier plus précisément des comportements distincts au sein d'une même pêcherie et ainsi d'appréhender la pêche dans sa diversité non seulement en terme d'espèces ou d'engins mais aussi en terme d'objectifs.

Dans cette perspective, l'analyse de la liaison dynamique entre exploitation de la ressource, rentabilité et investissement a permis d'affiner la typologie des flottilles en caractérisant leurs comportements de long terme.

Après une première section consacrée aux besoins d'analyse économique liée à la modélisation bio-économique, nous aborderons les questions liées à l'identification des stratégies de pêche et à l'élaboration d'une typologie des unités de pêche dans la section suivante. Nous étudierons les comportements en matière de rentabilité et d'investissement dans la troisième section. Des voies d'investigation future seront présentées en conclusion.

## **1 - QUELS BESOINS D'ANALYSE DES COMPORTEMENTS DE PECHE POUR LA MODELISATION ?**

La modélisation bio-économique fait dépendre, de manière classique, les captures de la biomasse exploitable, de l'effort de pêche et d'un coefficient dit de capturabilité (Hannesson, 1983). L'effort de pêche résulte de l'application des moyens de production utilisés pour la pêche et son intensité est mesuré généralement à travers un ensemble de paramètres (maillage, puissance, temps de pêche...), qui font l'objet de mesures de régulation afin d'éviter ou de limiter la surexploitation des espèces. Cependant, sa détermination dépend du comportement des flottilles qu'il convient donc d'analyser.

A la suite des premiers travaux de Levhari et Mirman (1980), l'application de la théorie des jeux à l'exploitation des ressources renouvelables a permis de mieux cerner les stratégies de pêche avec, notamment, les travaux de Kennedy (1987) et de Fischer et Mirman (1992). Les différents équilibres qui sont analysés résultent des comportements coopératifs ou non entre les flottilles en modélisant les interactions entre celles-ci et les espèces.

Les besoins d'analyse que nous allons détailler ont été motivés par le caractère pluri-spécifique (multi-espèces, multi-engins) des pêcheries étudiées, par le développement de modèles spatiaux ainsi que pour mieux comprendre la relation dynamique entre exploitation des ressources, rentabilité et investissement (Cunningham et Catanzano, 1993).

Les pêcheries pluri-spécifiques correspondent a priori à un grand nombre de combinaisons entre engins de pêche d'une part et espèces d'autre part. Ainsi, la modélisation de ces pêcheries nécessite de préciser ces relations et d'en limiter le nombre à formaliser. Par ailleurs, la question sous-jacente à l'identification des métiers est de comprendre quelles sont les stratégies de pêche des flottilles au travers de l'analyse de leur activité afin de mieux appréhender le déploiement de l'effort de pêche.

Les modélisations récentes répondant à des questions de gestion spatiale de l'effort de pêche, telles que le modèle de Mer Celtique (Charreau, 1986) ou le modèle de Mer du Nord (STCF-North Sea Working Group, 1991) sont confrontées au problème de formalisation des stratégies de pêche puisqu'il est possible à une flottille d'aller pêcher dans plusieurs zones. Dans le premier cas cité, on a introduit des coefficients d'adhérence et de préférence. Dans le second on a supposé que l'effort de pêche d'une flottille restait, toute chose égale par ailleurs, invariant.

Enfin, les politiques de gestion des pêche (hormis des mesures drastiques) ne semblent pouvoir avoir d'effets significatifs qu'à long-terme. Dès lors, il n'est plus pertinent de considérer le capital mis en oeuvre pour pêcher comme constant; ceci revient donc à s'intéresser au comportement d'investissement. La question de



l'investissement se pose également lorsque l'entrée dans la pêche n'est pas limitée : on peut arriver rapidement à un sur-investissement si la rentabilité à court-terme est élevée et si les règles de décision d'investissement sont "myopes". Les mouvements du capital peuvent être également abordés dans le cadre d'une analyse spatiale en cas de déplacement des flottilles entre pêcheries. Cependant, nous n'abordons pas ce dernier sujet dans les sections suivantes.

## 2 - TYPOLOGIE DES FLOTTILLES

Les unités de pêche, et plus particulièrement les unités artisanales, ont des caractéristiques techniques très diverses et pratiquent souvent plusieurs types de pêche. Il est également impossible de considérer les bateaux d'une pêcherie comme un ensemble homogène au regard de leurs résultats économiques, qui apparaissent variables.

L'objectif de la typologie est donc de définir, à partir des informations disponibles sur la flottille de pêche, un nombre réduit de groupes ayant des caractéristiques communes. Ces groupes font ensuite l'objet de la modélisation bio-économique.

L'information, qui peut être utilisée pour une analyse économique, provient soit d'une enquête soit d'une collecte systématique ou par un organisme professionnel ou d'une administration. Cependant elle couvre rarement la totalité des flottilles opérant dans une zone de pêche ce qui invite à interpréter prudemment les résultats des analyses.

Deux catégories de données ont été utilisées pour effectuer des typologies sur les flottilles françaises. Il s'agit des données d'activité (captures, calendrier de pêche, engins, zones de pêche... ) et des résultats économiques (ratios et critères économiques construits à partir de la comptabilité des navires... ). Ces deux types d'information sont complétés par les caractéristiques des navires (type de navire, longueur, jauge, puissance, engins...).

Outre les statistiques "classiques" qui amènent à mesurer pour les indicateurs retenus leur valeur moyenne et leur dispersion ou des calculs de corrélation, deux types de traitements statistiques permettent le plus souvent d'établir une typologie des flottilles : l'analyse des courbes de concentration et l'analyse multivariée.

La courbe de concentration représente le pourcentage cumulé correspondant à la somme cumulée de la variable analysée. L'étude des quantiles met en évidence qu'au delà de la disparité en terme d'engins, de captures ou encore de chiffre d'affaires apparaît des groupes plus homogènes. Le croisement des indicateurs, puis le calcul d'indices de concentration, permet de caractériser les activités comme ont pu le montrer De Miras (1985) sur la pêche martiniquaise ou Allard (1991) sur la pêche artisanale boulonnaise. L'activité d'une flottille peut être ainsi mieux cerner en étudiant la concentration des engins de pêche utilisés et la concentration des espèces capturées.

Après avoir rassemblé divers éléments, tels que des ratios économiques, des caractéristiques techniques ou d'activité, il convient donc de croiser l'ensemble de ces informations pour étudier s'il existe des liens entre eux. Les méthodes d'analyse multivariée apparaissent dès lors appropriées pour réaliser ces investigations. Parmi ces méthodes, l'analyse des correspondances multiples permet de séparer les variables retenues en classes au regard des résultats de l'étude des concentrations, évoquée précédemment.

Parmi les nombreuses typologies qui ont pu être effectuées à partir d'une analyse multivariée, nous citerons deux exemples contrastés. Le premier concerne l'analyse réalisée à partir d'indicateurs économiques (taux de valeur ajoutée, indicateurs d'autonomie financière, de solvabilité... ) des unités de pêche artisanale (Catanzano et al., 1989). Ces indicateurs ont été utilisés comme variables actives dans l'analyse alors que les données d'activité (captures, temps de pêche) et les caractéristiques techniques des navires ont été considérées comme variables supplémentaires. Dans le second exemple, une typologie de la flottille de pêche artisanale boulonnaise (Lantz et al., 1992) a été effectuée à partir de la répartition annuelle du chiffre d'affaires, les autres résultats économiques de chacun des groupes, lorsqu'ils étaient disponibles, étant utilisés à titre illustratif.

Dans le premier cas, on a donc distingué les bateaux en fonction de critères économiques et on a regardé à quel type de pêche cela correspondait. Dans le second cas, les navires ont été répartis en fonction de leur activité, puis on a étudié leurs performances économiques au regard de celle-ci. La première analyse a permis une meilleure identification des comportements de long-terme (incluant des comportements d'investissement) alors que la seconde était plus précise quant aux stratégies de pêche de court-terme.

### **3. EXPLOITATION DES RESSOURCES, RENTABILITE ET INVESTISSEMENT**

L'investissement net qui représente un accroissement des capacités de pêche correspond à un processus de décision complexe qui dépend notamment des anticipations de captures et qui va déterminer les captures futures sous contrainte de la disponibilité de la ressource.

La modélisation bio-économique aborde cette question au travers de la formalisation de l'exploitation d'une ressource renouvelable à partir d'un modèle économique à deux biens, la ressource elle-même et le capital (ce cadre théorique étant restrictif). Le premier résultat de ce modèle est le processus "bang-bang" de l'investissement. Au début de l'exploitation de l'espèce (en partant d'une exploitation sous-optimale), le bien rare est le capital qu'il faut donc augmenter jusqu'au niveau correspondant à l'exploitation optimale de la ressource : au delà il suffit d'investir pour renouveler le capital à l'identique. On a donc une première période d'investissement maximum suivie d'une seconde phase d'investissement net nul. Le second résultat est

qu'il n'est pas a priori pas obligatoire que la dynamique des deux biens - ressource et capital -coïncide.

L'analyse jointe des stratégies de pêche et des décisions d'investissement permet de mieux appréhender les comportements de long-terme de pêcheurs et la dynamique de l'exploitation des pêcheries. Ainsi, l'effet de levier dû à l'endettement s'inverse en cas de décision d'investissement "myope" (en fonction des valeurs actuelles des paramètres de décision sans appréhender leur évolution) dès lors que la ressource commence à être sur-exploitée. Après une première période où les captures sont importantes, et la rentabilité et l'investissement élevés succède une seconde phase où les unités de pêche sont sur-endettées et où les revenus chutent. Ceci semble être caractéristique de la pêche artisanale à la fin des années quatre-vingt (Catanzano, 1988).

## CONCLUSIONS

Les analyses économiques qui ont été présentées permettent de mieux cerner plusieurs aspects des comportements de pêcheurs et ainsi de définir des typologies de "métiers" ainsi que d'établir des liens entre prélèvement sur la ressource, rentabilité et investissement.

Ces analyses invitent à améliorer la modélisation bio-économique pour introduire des variables de comportement qui influencent l'effort de pêche et sans lesquelles les résultats de long-terme de la modélisation perdent de leur sens.

Cependant, les premières analyses que nous avons évoquées ne permettent qu'une compréhension générale de la dynamique en oeuvre et semblent insuffisantes pour caractériser de manière suffisamment précise les stratégies de pêche, c'est-à-dire le lien entre le comportement économique des pêcheurs et l'effort de pêche.

## REFERENCES

- Allard M.O. (1991) : Analyse du comportement de pêche des flottilles de Boulogne-sur-mer, Rapport de stage ENSAE, IFREMER, 67 p.
- Biseau A., Charreau A., Cochet Y., Gilly B. (1986) : Structure de coût de production de la flottille semi-industrielle de Mer Celtique, Rapport Interne IFREMER-SDA, 28p.
- Catanzano J. Gilly B., Lantz F. (1989) : Les entreprises de pêche artisanale: essai de typologie, Economie Rurale, n°194, nov.-Déc. 1989, pp 9-14
- Catanzano J. (1988) : Eléments sur les interventions financières de l'Etat dans le secteur des pêches artisanales, Rapport IFREMER/SDA-Ministère de la Mer, 33 p.

- Cochet Y., Gates J.M., Meuriot E., Sifas S. (1987) : Modèle bio-économique de la coquille Saint-Jacques en baie de St Brieuc, IFREMER, Collection Rapports Economiques et Juridiques n°4, Nantes, pp 56-152
- Charuau A. (1986). Etude d'une gestion optimale des pêcheries de langoustines et de poissons demersaux en mer celtique. CEE-IFREMER. 149 p.
- Cunningham S., Catanzano J. (1993) : Réflexions sur quelques avancées produites sur la modélisation des activités de pêche en Mer du Nord, Communication au groupe long terme du CIEM, CIEM, 19-28 Janvier 1993, 12 p.
- De Miras C. (1985) : Comptes de marées : exploitation des données ARDECOMAG, Publication du PROHC, IFREMER, Le Robert (Martinique), 33 p.
- Fischer R., Mirman L.(1992) : Strategic Dynamic Interaction, Journal of Economic Dynamic and Control, Vol. 16, n°2, pp. 201-221
- Gilly B. (1988) : The french Guyana shrimp fishery management- Goals and limits to the utilisation of a bio-economic random model. Communication au IVème congrès de l'IIIFET, Esjberg, 15 p.
- Kennedy J. (1987) : A computable Game Theoretic Approach to Modelling Competitive Fishing, Marine Resource Economics, Vol.4, pp. 1-14
- Hannesson R. (1983) : Bioeconomic Production Function in Fisheries: Theoretical and Empirical Analysis, Canadian Journal of Fisheries Aquaculture Sciences, Vol. 40, pp. 968-982,
- Lantz F., Allard M.O., Junqueira-Lopez R. (1992) : Un essai d'identification des stratégies de pêche : le cas de la pêche artisanale dans le nord de la France. Communication au VIème Congrès de l'IIIFET, Paris, pp. 570-581
- Levhari D., Mirman L. (1980) : The great fish war : an example using a dynamic Cournot-Nash solution, Bell Journal of Economics, Vol 1&, n°1, pp. 1-14
- STCF North Sea WG (1991) : Report of the meeting of the STCF North Sea Working Group on improvements of the exploitation pattern of the North Sea stocks, CEE-DG XIV, 100 p.

## **Session 4**

# **FONCTIONNEMENT DES SYSTEMES D'EXPLOITATION**

*Président : C. Lobry ; Rapporteur : Jean-Louis Durand*

*Intervenants :* **Gérard Biais**  
**Didier Babin**  
**Hélène Rey**  
**Joselyne Ferraris**  
**Jean Le Fur**

◆◆◆◆

### ***Espace Forum***

Les approches systèmes : potentialités, limites et contraintes

*Animé par :* **Hélène Rey, Denis Bailly**



## **LA GESTION DES PECHES PAR CONTINGENTEMENT DES CAPTURES DANS LE NORD-OUEST DE L'EUROPE**

Gérard Biais

*IFREMER*  
*BP 7 - 17 137 L'Houmeau*

---

### **RESUME**

La pêche des pays membres de la Communauté Européenne est réglementée dans le nord-ouest de l'Europe par des TAC (Totaux Admissibles de Captures). L'évolution des avis scientifiques sur la ressource, leurs limites et celles de l'application des TAC sont présentées et permettent de mesurer combien la réalisation de l'objectif de gestion de la ressource halieutique est loin d'être facilement traduisible en objectifs opérationnels. De ce constat ressort la nécessité de préciser la connaissance des systèmes de gestion des pêches afin de mieux apprécier la complexité de la définition des objectifs et l'adéquation à ceux-ci des outils de gestion ainsi que celle de la recherche sur la ressource. Une ébauche de schéma d'analyse, réalisée au sein du groupe thématique "Dynamique des Systèmes de Production" de l'IFREMER, est présentée en annexe.

### **SUMMARY**

Fishing of the countries members of the European Community is regulated by TAC (Total Allowable Catches) in the north-west of Europe. The changes in the form of biological advices on resource, their limits and those of the application of TAC are presented and allow to measure how the achievement of the aim of the management of the fishing resource is far to be easily convertible in operational aims. This points to the fact that it is necessary to improve the knowledge of the systems of fisheries management to get a better appreciation of the complexity of the definition of the aims and how appropriate to them are the management tools and the research on resource. A preliminary scheme of analysis, made within the thematic group "Dynamic of Production Systems" of IFREMER, is appended to the text.

La Communauté Européenne a adopté pour le nord-ouest de l'Europe un système de gestion de la ressource qui repose essentiellement sur le contingentement des captures par espèce et par secteur. Depuis 1983, des Totaux Admissibles de Captures (TAC) sont décidés chaque année par le Conseil des Ministres chargés des pêches dans les pays membres. Les TAC ne sont toutefois pas le seul outil de la Politique Commune des Pêches (PCP). Elle comprend en effet trois volets visant outre la gestion des ressources, celle des structures et des marchés. De plus, des mesures techniques (règlements concernant les engins de pêche et leurs usages) complètent le dispositif de gestion de la ressource. L'impact limité de ces dernières et des mesures décidées dans le cadre des autres volets fait cependant apparaître les TAC comme le principal outil au service de la conservation de la ressource.

Ce système de gestion par TAC constitue l'environnement des chercheurs impliqués dans l'évaluation des ressources vivantes des mers d'Europe du Nord. Il entretient un besoin annuel de statistiques et la mise au point d'un corps de méthodes qui s'amplifie et se complexifie d'année en année. La dégradation importante des ressources dans les eaux communautaires, et donc l'échec de la PCP en matière de maintien de la ressource, conduisent bien évidemment à s'interroger sur l'intérêt d'un tel effort.

## **1 - AVIS SCIENTIFIQUES ET GESTION DE LA RESSOURCE DANS LA PCP**

Le règlement instituant les TAC dans la Communauté Européenne (CE) fixe comme objectifs la protection des fonds de pêche, la conservation et la reconstitution des stocks. Cet objectif particulier doit s'intégrer dans les objectifs généraux de la PCP qui ont été définis par le Traité de Rome dans le cadre de la Politique Agricole Commune. Ils visent, en résumé, au maintien d'une activité de production performante dans l'emploi des facteurs de production, notamment de la main-d'oeuvre, et à la satisfaction des consommateurs.

Il s'agit plus de lignes directrices que d'objectifs opérationnels, les seuls pouvant avoir cette valeur sont relatifs à la répartition de la ressource entre pays membres de la CE, qui se fait depuis 1983 sur la base d'une clef de répartition fixe en vertu du principe dit de la stabilité relative. Le maintien de la ressource n'a pas fait l'objet de règles spécifiques. Cette situation a conduit les biologistes à les définir par eux-mêmes. Cette démarche s'est faite principalement au sein du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM), institution qui sert de cadre aux évaluations annuelles de la ressource utilisées pour la formulation d'avis scientifiques sur les niveaux d'exploitation. Un organe interne au CIEM, le Comité d'Avis sur la Gestion des Pêches (ACFM) les transmet à la CE où ils sont examinés par le Comité Scientifique et Technique des Pêches (CSTP). Ces diagnostics demandent des règles et des outils qui se sont forgés au fil des années (Serchuk et Grainger, 1992).



Ils ont été formalisés pour la première fois en 1977 avec l'expression de deux préoccupations : la recherche d'un niveau de pêche optimum et l'assurance d'un maintien du stock, soit la volonté de réaliser la condition d'un optimum durable pour l'exploitation. La courbe des rendements par recrue permettant de statuer sur le niveau de pêche, la taille optimale du stock répondant à une analyse de l'évolution historique des recrutements en fonction du niveau du stock de géniteurs, il était ainsi défini des objectifs et une technique d'appréciation de l'état d'une ressource et de son niveau d'exploitation. Le critère d'une mortalité par pêche légèrement inférieure à la valeur  $F_{max}$  maximisant le rendement par recrue (par exemple  $F_{0.1}$  qui est la mortalité correspondant au point de la courbe de rendement par recrue où la pente est égale à un dixième de la pente à l'origine) était indiqué comme devant souvent permettre de répondre aux objectifs fixés. En 1978, devant la constatation d'une mortalité par pêche souvent très au-dessus des critères  $F_{0.1}$  et  $F_{max}$ , la politique de l'ACFM fut de recommander des réductions graduelles de la mortalité par pêche de 10 % par an. Vu la faible prise en compte de ces avis, de plus larges réductions de l'effort de pêche furent recommandées en 1980.

Jusqu'au début des années 1980, le concept de base était donc d'optimiser la production pondérale sous la contrainte d'une réalisation durable. L'ACFM reconnaissait que les objectifs adoptés avaient une base biologique et qu'ils avaient été choisis, faute d'en avoir d'autres, en regrettant que les gestionnaires ne lui en indiquent aucun. Remarquons toutefois que des considérations d'ordre économique n'étaient pas totalement absentes des avis scientifiques puisqu'elles justifient pour une part le critère  $F_{0.1}$  et elles étaient aussi présentes dans la recommandation d'une réduction graduelle de la mortalité par pêche. En 1981 s'opéra toutefois une évolution dans la forme des avis avec l'introduction de catégories de stocks, en fonction de leur état et des possibilités de diagnostics, et l'introduction d'options de captures à l'intérieur de limites biologiques de précaution. Cette nouvelle formulation des avis laissait aux décideurs politiques le choix d'une option permettant de prendre en compte des contraintes autres que biologiques, alors que l'engagement des biologistes sur des avis trop fermes sur la base de critères surtout biologiques avait été souvent critiqué.

Ce changement s'accompagna d'une meilleure définition des limites biologiques de précaution. Elles furent précisées relativement au plus bas niveau historique observé pour la biomasse féconde d'un stock et à celle de l'éventuelle diminution de recrutement dans ce cas. Dans cette logique, deux nouveaux critères de mortalité par pêche,  $F_{med}$  et  $F_{high}$ , vinrent enrichir la liste des mortalités par pêche de référence en 1987 ; ils correspondent à des niveaux de mortalité par pêche pour lesquels il est probable ( $F_{med}$ ) ou incertain ( $F_{high}$ ) que le recrutement assure le maintien du stock considéré.

Continuant cette démarche de clarification des objectifs relevant des biologistes, l'ACFM formula en 1991 un nouveau protocole pour ses avis. Désormais les recommandations des biologistes seraient limitées aux stocks en dehors des limites

biologiques acceptables (MBAL : Minimum Biologically Acceptable Level). Pour les autres stocks, les biologistes fournissent les informations relevant de leur champ de compétence en fonction d'options choisies par les gestionnaires. Dans le même souci de clarification, il est désormais bien indiqué que les points de référence biologiques (BRP), que sont les critères de mortalité par pêche définis précédemment, sont des moyens d'appréciation et non pas des objectifs en soi.

Accusés d'imposer un point de vue de conservateur de la ressource, en ignorant les autres contraintes, les biologistes se sont donc repliés sur la définition de seuils dangereux pour la ressource, au-delà desquels ils estiment de leur responsabilité de tirer la sonnette d'alarme. En deçà de ces limites ils mettent leur art au service des gestionnaires, à qui il revient de définir les objectifs poursuivis.

## **2 - LES LIMITES DES OUTILS DE L'EVALUATION DE L'ETAT DE LA RESSOURCE**

Les diagnostics effectués au sein du CIEM reposent sur l'emploi d'un ensemble de méthodes dont la sophistication dépend des données disponibles. Dans la mesure où ces dernières le permettent, une évaluation de la biomasse est faite grâce à un modèle structurel utilisant les compositions en taille ou en âge des captures du stock examiné. Cette étape est ensuite suivie d'une prévision à court et à long terme de l'évolution de la biomasse et de la production du stock aux niveaux d'exploitation de référence.

Les stocks sont examinés individuellement ; toutefois, depuis plusieurs années, les interactions entre flottilles et entre espèces sont traitées dans quelques régions et pour quelques espèces. Une réorganisation des groupes de travail a eu lieu en 1992 dans le but de favoriser ce type d'approche. Mais, si sa nécessité est reconnue, elle est souvent difficile ou limitée car elle demande encore plus de données que l'analyse monospécifique.

L'outil d'évaluation de la biomasse et des mortalités par pêche, l'analyse de population virtuelle (VPA), est une technique mathématique dont la qualité de représentation est peu contestée. Elle repose néanmoins sur de nombreuses hypothèses parmi lesquelles peuvent être citées :

- des mortalités naturelles et par pêche considérées indépendantes et additives,
- pas de prise en compte des phénomènes de densité-dépendance,
- le stock évalué doit former une unité indépendante, ce qui est souvent difficilement vérifiable d'autant que la définition des aires de répartition des stocks comporte une part d'arbitraire.

Des contraintes supplémentaires sont imposées pour rendre le modèle opérationnel. Notamment il doit être discrétisé dans le temps selon un pas en général annuel, au mieux trimestriel, sur lequel les mortalités sont considérées constantes. Le recrutement est censé intervenir instantanément, en général au début du pas de temps

retenu. Faute de pouvoir être bien évaluée, la mortalité naturelle a souvent été fixée de façon empirique et elle est estimée en général constante d'une année à l'autre et identique à tous les âges adultes. A la rusticité de la détermination de ce paramètre correspond une hypothèse implicite de mortalité principalement due à la pêche. Or, même dans ce cas, la mauvaise estimation de la mortalité naturelle peut être grave de conséquences.

Par delà ces nombreuses hypothèses simplificatrices, la VPA a en outre le défaut d'être demandeur d'une série pluriannuelle de captures réparties par âge, ce qui nécessite un échantillonnage relativement coûteux. De plus, le processus demande un moyen de calibration de la mortalité par pêche pour la dernière année. Des séries pluriannuelles de captures par unité d'effort de pêche ou des estimations directes d'abondance sont en conséquence nécessaires.

Le nombre de stocks pouvant faire l'objet d'une évaluation analytique complète est en conséquence limité et la qualité des données n'est pas toujours homogène d'une année à l'autre et aussi entre pays, le contexte international de l'évaluation n'étant pas une des moindres difficultés en Europe du Nord. La VPA repose en outre sur des données de captures qui, dans le cas des TAC, sont aussi le paramètre de contrôle du système de gestion, la qualité de l'évaluation est ainsi affectée par le système de gestion. Les bases de données sont en conséquence plus ou moins "polluées" sans que ceci soit bien évalué. La volonté de reconnaissance de ce problème au traitement difficile a longtemps fait défaut. Elle semble désormais mieux s'affirmer que par le passé, peut être devant l'évidence de dégradations venant régulièrement annuler des améliorations chèrement acquises. Il n'est, en outre, pas toujours donné à l'estimation des poids moyens par âge toute l'importance qu'elle mérite, compte tenu de l'impact de cette donnée dans la détermination des TAC. La calibration est, en dernier lieu, une importante source d'imprécision en raison de données d'effort souvent trop sommaires. Ainsi le diagnostic n'a pas toujours la précision et la justesse qui lui sont prêtées, ce que d'ailleurs des analyses rétrospectives démontrent.

Si le taux d'exploitation et le nombre de groupes d'âge exploités sont suffisants, la VPA a d'intéressantes propriétés de convergence qui permettent une bonne appréciation du passé du stock. Le présent est plus mal connu et a fortiori le futur. Or, la gestion des pêches demande un diagnostic en temps réel et des pronostics fiables. Ce n'est pas toujours vérifié quand ces derniers sont dépendants de prévisions de recrutement souvent très incertaines.

Ces difficultés n'ont pas toujours été bien traitées, par peur de voir un doute exprimé sur un résultat servir de prétexte à une absence de décision. Les scientifiques ont, en conséquence, longtemps été très réservés sur l'incertitude attachée à leurs évaluations qui ont été livrées avec le qualificatif de "meilleures possibles" mais sans appréciation quantitative de leur valeur. Deux évolutions sont toutefois source de changement. D'une part, l'actuelle forme des avis permet d'aborder l'incertitude avec

moins de crainte car l'évaluation en terme de stock dans ou hors des limites biologiques acceptables est beaucoup plus robuste aux erreurs et aux incertitudes qu'un avis de TAC optimal. D'autre part, des outils d'appréciation de l'impact des incertitudes sont désormais disponibles et leur utilisation se répand. Les techniques d'analyse du risque constituent un progrès important en constituant un moyen de formuler le besoin de précision en terme d'utilité et en permettant ainsi de mettre ce dernier en regard des coûts. Une telle approche ramène ainsi au besoin de définition des objectifs sachant que les techniques à notre disposition ne permettent pas de tout connaître sur tout avec précision à coût constant, et qu'on voit mal pour l'instant l'avancée conceptuelle qui le permettrait.

Pour donner plus de sens à cette réflexion, il doit être souligné que seuls quelques stocks sont suivis à l'aide d'évaluations analytiques "standard CIEM", malgré le caractère rustique souvent reproché à ces dernières. La plupart des stocks gérés par un TAC sont en fait soumis à un TAC de précaution basé sur une moyenne de captures récentes et pas sur une évaluation analytique. Le coût des évaluations est donc, sans nul doute, une des limites du système de gestion par TAC tel qu'il existe en Europe du Nord, c'est-à-dire reposant sur la capacité à définir annuellement un optimum théorique de capture. Il n'est toutefois pas la seule limite du système.

### **3 - LES LIMITES DE LA GESTION PAR TAC DANS LES EAUX OMMUNAUTAIRES**

La Commission a mené un exercice d'autocritique sur le système de gestion par TAC qu'elle a livré dans son rapport de 1991 au Conseil et au Parlement sur la Politique Commune de la Pêche.

Ce bilan fait état d'une application des TAC très inégale, d'une manière générale le pourcentage de captures soumises à des TAC diminue du large vers la côte et du nord vers le sud. Mais, pour être complet dans la description de l'étendue géographique du système, il faudrait pouvoir superposer la carte d'intensité des contrôles sans lesquels les TAC sont virtuels.

#### **Le contrôle**

Or, la Commission reconnaît que les contrôles sont très limités et en conséquence les TAC sont souvent largement dépassés alors même qu'ils sont très souvent fixés au-dessus du niveau de capture jugé prudent dans les recommandations scientifiques.

Il faut savoir que la Commission n'a que le pouvoir de vérifier les déclarations des états membres et d'appliquer des sanctions en cas de fraude. Le contrôle est de la responsabilité de chaque état membre sur son territoire et dans ses eaux maritimes. La Commission indique que les mécanismes à sa disposition sont lourds et aux effets décalés dans le temps alors qu'elle doit faire face à une fréquente absence de volonté politique de faire respecter les TAC.

Il faut en conclure que le coût du contrôle dans tous ses aspects, c'est-à-dire non seulement son coût opérationnel mais aussi politique et économique, passe souvent pour trop important aux yeux des décideurs des états membres. La situation a toutefois été appréciée différemment au sein de la CE, il s'ensuit un inégalité dans le traitement des infractions.

Le problème soulevé par l'application stricte des TAC est qu'elle a pour corollaire des rejets.

### **Les rejets**

Des TAC par espèce sont en effet peu adaptés à la pêche simultanée d'un grand nombre d'espèces pouvant être capturées sur un même lieu par le même engin. Cette situation conduit à des rejets d'une ampleur pas toujours bien appréciable et qui concourent à la mauvaise évaluation et en final à la détérioration des stocks d'Europe du Nord. Pour les pêcheries composites, la Commission reconnaît qu'il existe peu d'alternatives entre le "quota papier", parce que supérieur aux possibilités de capture, et des rejets massifs.

Les TAC n'expliquent cependant pas à eux seuls les rejets massifs qui ont lieu en Europe du Nord : d'autres mesures réglementaires (taille minimale des individus, maximum de captures accessoires dans les pêches dérogatoires) et aussi des motivations économiques expliquent le phénomène.

### **La course à l'accroissement des capacités de capture**

La Commission cite un autre grief majeur pouvant être reproché au système de gestion des pêches adopté par la CE : il n'a pas réussi à freiner la course à l'accroissement des capacités. Cette dernière a été d'autant plus importante que le volet structure de la PCP l'a longtemps favorisée. Plus que les TAC en eux-mêmes, puisque reconnus peu contraignants, c'est l'absence de cohérence entre les volets de la PCP qui est là en cause, ce que la Commission reconnaît volontiers.

### **Les améliorations proposées par la Commission**

Les volets structure et ressource de la PCP ont déjà été mieux harmonisés depuis 1987 avec l'adoption d'un Plan d'Orientation Pluriannuel (POP) visant à réduire les capacités de capture. Le bilan du POP 1987-91 est toutefois jugé insuffisant par la Commission. Elle relevait en conséquence un besoin de plus grande cohésion des trois volets de la PCP et d'accompagner les POP d'une gestion plus restrictive des "inputs", notamment par l'adoption de licences, en complément du système des TAC. L'insuffisance de prise en compte des paramètres sociaux était soulignée mais peu de propositions concrètes venaient à l'appui de cette remarque. Elle lançait en outre l'idée d'un mécanisme plus souple et plus réaliste de limitation des captures en envisageant des TAC pluriannuels ou (et) plurispécifiques. Quelques aménagements de l'actuel système paraissaient aussi nécessaires comme la disparition de quelques TAC de

précaution, la rectification de la clef de répartition et une meilleure définition des aires de répartition de certains stocks.

Ces propositions n'ont été adoptées que dans une très faible mesure, confirmant la difficulté de s'éloigner des TAC par espèce, qui demeurent un système de gestion, certes imparfait, mais sur lequel peut s'opérer un consensus, notamment parce qu'il offre l'avantage d'une répartition "facile" des possibilités de captures entre états membres et entre la Communauté et les pays tiers.

#### **4 - L'INTERET D'UNE DEMARCHE SYSTEMIQUE**

Toute gestion suppose des objectifs. Dans le cas de la gestion par TAC des pêches de la Communauté Européenne, ils n'ont pas tous été définis explicitement sauf le maintien de la ressource. Cet affichage ne semble pas toujours correspondre au poids réel de cet objectif qui, de plus, peut s'entendre de diverses manières. Les biologistes halieutes lui ont donné une signification opérationnelle au cours de leurs échanges avec les décideurs. Toutefois, fixer des limites biologiques de précaution n'a pas les mêmes implications pour un stock considéré seul ou pour l'ensemble des ressources d'une zone. L'ignorer c'est admettre implicitement que toutes les ressources ne sont pas égales. En ne considérant que les ressources importantes du point de vue pondéral, c'est à l'évidence un critère économique qui est pris en compte par les biologistes, ce qui pourrait être contesté par des intervenants extérieurs au couple biologistes-décideurs. Même pour ce qui apparaît comme l'objectif le mieux défini dans le processus de décision des TAC, il y a donc matière à réflexion et à débat.

La liste des objectifs pouvant être retenus pour la gestion d'une pêcherie est longue (annexe 1). Ils ont été inventoriés à l'occasion de réunions récentes (Anon., 1991 ; Horwood et Griffith, 1992) qui ont relevé leurs fréquents caractères conflictuels, ce qui peut expliquer que l'accord se fasse plus facilement sur des objectifs biologiques paraissant simples.

L'expérience de la gestion par TAC démontre cependant que les justifications des objectifs dits biologiques ne sont pas toujours complètement analysées et qu'elles sont aussi bien souvent pour une part économiques ou politiques.

L'effort de clarification déjà entrepris paraît donc devoir être prolongé par l'identification de tous les éléments qui concourent à la définition des longues listes d'objectifs identifiés pour la gestion des pêches.

Cet exercice, d'une part, éclairerait le choix des travaux de recherche à effectuer dans le compartiment ressource. Par exemple, celui de la complexité de la modélisation, nécessaire pour une meilleure fidélité de la représentation, mais qui doit souvent se faire au dépend du caractère opérationnel. Les cas d'étude doivent alors être limités en raison du coût d'acquisition des données et les résultats sont parfois d'une nature difficilement appréciable par les décideurs.

D'autre part, cette analyse contribuerait à une meilleure évaluation des éventuelles performances d'outils de gestion comme les quotas individuels transférables ou les TAC pluriannuels ou (et) plurispécifiques dont les détracteurs comme les défenseurs sont loin d'avoir tous les éléments d'appréciation en main.

A cet effet, un schéma d'analyse a été élaboré au cours de groupes de travail réunissant des halieutes et des économistes de l'IFREMER (annexe 2). Il a été appliqué, de manière tout à fait préliminaire, au système de gestion par TAC de la CE. Cet exercice a révélé un important besoin d'informations complémentaires, bien que le système de gestion choisi apparaisse a priori assez abondamment documenté et que, de plus, des biologistes halieutes de l'IFREMER participent de longue date à son fonctionnement. De toute évidence, l'achèvement de l'analyse passe par le rassemblement d'une équipe pluridisciplinaire. En supposant que cela soit possible, la description complète d'un système de dimension européenne semble peu réaliste, mais il paraît toutefois envisageable de choisir quelques cas régionaux pour illustrer le fonctionnement du système de gestion par TAC de la CE et essayer de définir des problématiques pouvant s'intégrer dans un projet pluridisciplinaire.

## REFERENCES

- Anon., 1992. Techniques for biological assessment in fisheries management. Report of the Workshop. July 17-24, 1991. Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 9. 63 p.
- CE, 1991. Rapport 1991 de la Commission au Conseil et au Parlement sur la Politique Commune de la Pêche. CCE, SEC (91) 2288 final. 75 p.
- Horwood J. et de G. Griffith D., 1992. Management strategies and objectives for fisheries. Privately published. 38 p.
- Serchuk M. et Grainger R, 1992. Development of the basis and form of ICES management advice : historical background (1976-1990) and the new form of ACFM advice (1991-??). C.M. 1992/Assess: 20. 8p.

## **ANNEXE 1**

### **Les objectifs de la gestion des pêches (non exhaustif, d'après Anon., 1992):**

#### **Eviter:**

- les changements irréversibles
- la violation de principes traditionnels
- les conflits

#### **Maximiser ou améliorer:**

- la production pondérale
- le profit ou la rente
- une répartition équitable des bénéfices
- l'emploi
- les conditions de travail
- la stabilité des captures ou de l'effort de pêche
- l'acquisition d'informations pour la gestion future
- l'acceptabilité des règlements par les pêcheurs
- l'efficacité/coût de la gestion et du contrôle
- la crédibilité des avis de gestion

#### **Minimiser ou réduire:**

- le poids des règlements sur l'activité
- les subventions
- le coût politique des décisions impopulaires
- l'impact écologique des activités de pêche



## ANNEXE 2

### **SCHEMA D'ANALYSE DES SYSTEMES DE GESTION**

Groupe thématique IFREMER

"Dynamique des Systèmes de Production"

10-12 mai 1993, Nantes

#### **Le cadre environnement-société**

En premier lieu, les Systèmes de Gestion (SG) et les Systèmes Productifs (SP) sont les produits d'une société et d'un environnement qui interfèrent dans les relations entre SP et SG.

L'environnement est d'abord un espace et dans le cas de la pêche, c'est particulièrement son occupation par des écosystèmes qui va importer. Ces derniers ont leur propre dynamique, voire même des processus naturels de régulation. L'environnement intervient aussi comme un espace siège de fonctions et d'usages qui n'ont que peu ou pas de relations avec l'écosystème (transports, zones militaires, câbles sous-marins,...).

La société pèse sur les relations SG-SP par:

- divers usages de l'environnement, qui ont des effets via l'écosystème (pollutions, modifications des fonds,...) ou qui impliquent un partage de l'espace (cf. ci-dessus),
- des activités connexes à la pêche (chantiers navals, fournisseurs divers, mareyage, transformation,...)
- l'environnement culturel et économique qui implique d'autres activités que celles entrant dans les deux cas précédents (banques, autres employeurs,...) et aussi le bénéfice de services (usage d'équipements publics, accès à la technologie....)
- la société civile (dont les acteurs des systèmes d'exploitation sont membres et peuvent intervenir à ce titre) et ses valeurs,
- les institutions.

#### **Structure et fonctionnement des systèmes de gestion**

La description de la structure et du fonctionnement des systèmes de gestion peut être abordée à travers les quatre questions suivantes:

- 1) quel est l'objet d'un SG ? (Optimisation de la production, maintien d'un secteur productif, maintien de l'emploi dans une région,...).
- 2) quels modes de gestion utilise-t-il ? Le mode de gestion sera défini par l'outil de gestion (TAC, licences, subventions,...) et son cadre de mise en oeuvre.
- 3) quelles sont les instances de décision ? On décrira la structure d'où émane la décision et le processus de prise de décision.
- 4) quelle est l'échelle d'application ? Elle sera regardée dans ses dimensions spatiales et temporelles dans l'environnement (écosystème, espace) et la société (groupes socio-économiques visés).

On recherchera ensuite à décrire les flux d'information entre le SG et le couple société-environnement ainsi qu'entre SG et SP



## **UNE TYPOLOGIE POUR LA GESTION ? INTRODUCTION AUX SYSTEMES PECHEUR-ENTREPRISE-FAMILLE**

Didier Babin

*CIRAD-Forêt / GREENLESS,  
45 bis avenue de la Belle-Gabrielle, 94736 NOGENT sur MARNE CEDEX*

---

### **RESUME**

Les concepts et pratiques de l'étude des systèmes d'exploitation agricole ont été adaptés à la pêche artisanale continentale française. Délibérément systémique, l'approche cherche à développer des outils d'acquisition, de synthèse et représentation des connaissances. Elle aborde l'espace des interactions entre dynamiques sociales et naturelles en prônant par l'exemple une possible étude interdisciplinaire des systèmes halieutiques. Un rapide aperçu de cette approche est présenté ici.

### **INTRODUCTION**

Si la dynamique des populations exploitées par la pêche est un domaine relativement cadré, la connaissance de l'exploitation et des exploitants est encore un sujet où beaucoup reste à faire. C'est le cas dans les pêcheries artisanales continentales françaises étudiées ici comme dans la plupart des activités de pêche à travers le monde (Durand et al., 1991). L'activité des pêcheurs s'intègre dans un espace de libertés et de contraintes où chacun, consciemment ou non, développe ses stratégies, ses projets, ses décisions et ses tactiques. Ce travail introduit une proposition de cadre d'observation permettant de cerner la diversité des situations et les grandes logiques du comportement des pêcheurs (pour un développement plus complet Cf. Babin, 1993).

### **1. Le système Pêcheur-Entreprise-Famille : une unité d'observation**

La définition d'unités d'observation est importante tant du point de vue d'un travail qualitatif que quantitatif. L'approche qualitative s'intéresse au fonctionnement du système et cherche à définir des unités de "compréhension". Du point de vue quantitatif, l'objectif d'inférence oblige à identifier des unités de "compte" (Gastellu et Hallu, 1983). Mais la recherche d'unités d'observation est soumise à la subjectivité. Les choix effectués ici s'inspirent de l'approche globale des systèmes d'exploitations agricoles (Capillon et Manichon, 1987 ; Bonneviale et al., 1989) en l'adaptant au domaine particulier de la pêche professionnelle continentale française. Ainsi une vision de l'unité d'observation est proposée. Elle est constituée de trois entités en interactions : le pêcheur, son entreprise et sa famille. Une approche plus fragmentaire ne conduirait certainement pas à comprendre le comportement du "pêcheur", puisque ces trois compartiments forment un "système". C'est le système Pêcheur-Entreprise-Famille ou S.P.E.F. Un prémodèle simple permet de distinguer les éléments d'information à obtenir pour décrire chaque sous-système et cherche à comprendre ces unités (Figuré 1).

### **2. L'obtention de l'information à la base : une nécessité**

Une méthode d'obtention ad'hoc des informations a été mise au point et en pratique à l'occasion d'une étude commandée par le Ministère de l'Environnement soucieux de mieux connaître cette profession (Castelnaud et Babin, 1992). Les informations de bases ont été récoltées par une enquête de terrain auprès de plus de 300 pêcheurs, constituant un échantillon représentatif. Un questionnaire très élaboré a été construit pour rassembler les éléments d'une meilleure compréhension des systèmes de pêches (signalétique, itinéraire personnel et professionnel, techniques de pêche, pluriactivités individuelle et familiale, commercialisation, économie de l'entreprise, perspectives, contraintes environnementales, ...). De plus, un réseau national d'information et de suivi de l'activité a été mis en place avec un échange d'information entre pêcheurs et chercheurs par enquêtes postales. Pour l'année 1989, près d'un quart de la population de pêcheurs a participé à ce réseau.

### **3. La typologie socio-spatiale : un outil de synthèse**

Trois niveaux principaux ont orientés le choix des outils de traitement et de représentation de l'information recueillie : (i) la vision des unités en "système", (ii) la diversité et la quantité des données, (iii) l'orientation délibérément opérationnelle de la recherche.

La diversité des systèmes, mais aussi certaines convergence de ceux-ci, peuvent être appréhendées par la mise en évidence de grands types de systèmes. "La typologie est une méthode qui permet de structurer un ensemble composite et de distinguer, dans le domaine des pêches, des groupes professionnels homogènes ayant globalement la même raison d'être. Ces unités constituent aussi, et surtout, des ensembles facilitant leur évaluation (caractéristiques moyennes, plan d'échantillonnage ...) et leur gestion. Cette méthode est ainsi à la base d'une forte économie d'échelle, parce que rationnelle, dans la collecte des données, et le suivi des trajectoires des unités ainsi définies" (Lemoine, p 269, *in* Durand et al., 1991).

L'importance de ces typologies ne réside pas uniquement dans l'établissement de modèles, ou de moyennes, mais aussi dans l'aide qu'elles apportent à l'analyse des différences et à la compréhension... C'est en servant à identifier ces différences qu'elles génèrent l'information et la connaissance (Garcia, p 269, *in* Durand et al., 1991). La typologie ne doit pas uniquement porter sur les caractéristiques des stratégies de pêche pour être efficiente. En accord avec F. Breton il faut souligner que "l'un des facteurs qui nous semble important pour expliquer les comportements au sein d'un même "métier", relève de l'ordre des stratégies familiales, soit au niveau domestique, soit au niveau de la famille élargie" (Breton, p 809, *in* Durand et al., 1991). C'est dans cet esprit que la typologie des systèmes "Pêcheur-Entreprise-Famille (S.P.E.F.) est réalisée.

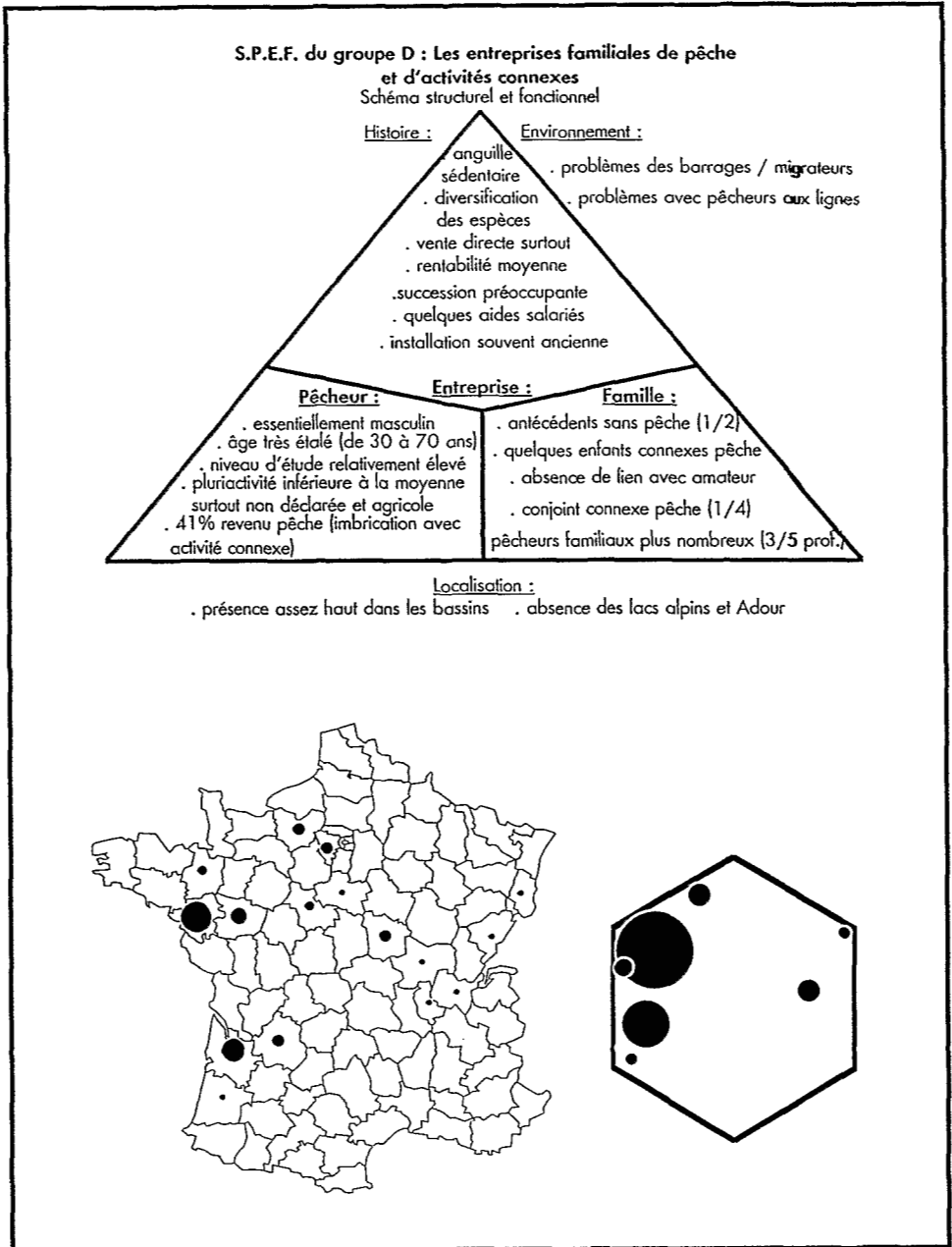
L'analyse factorielle multiple (A.F.M.) (Escofier et Pagès, 1990) a permis de décrire globalement des données en dégagant les éléments importants qui régissent les relations à l'intérieur des S.P.E.F. Au delà de cette description, la classification ascendante hiérarchique (C.A.H.) contribue à regrouper les individus statistiques (S.P.E.F.) qui se ressemblent entre-eux et se distinguent les uns des autres. La méthodologie de traitement utilisée constitue une véritable chaîne typologique (typologie par C.A.H. sur les résultats factoriels de l'A.F.M.). La partition finale en huit classes paraît un compromis acceptable pour distinguer les S.P.E.F. et aussi pour être utilisée par la suite comme élément de gestion. Elle permet de conserver 60 % de l'inertie totale des résultats de l'A.F.M. Les grands types de S.P.E.F. ont été nommés, à partir de l'analyse de leurs caractéristiques, en essayant d'en dégager les principaux traits : (i) les marins-pêcheurs terriens, (ii) la relève hésitante voire opportuniste, (iii) les estuariens pluriactifs professionnalisés, (iv) les entreprises familiales de pêche et d'activités connexes, (v) les vieux agri-pêcheurs récemment professionnalisés, (vi) les systèmes "féminisés" et les méconnus, (vii) les vieilles familles des cours d'eau intérieurs et des lacs, (viii) les pêcheurs traditionnels des lacs alpins. Chaque groupe est représenté de façon synthétique et globale par un schéma structurel et fonctionnel et est situé dans l'espace national (exemple figure 1).

## CONCLUSION

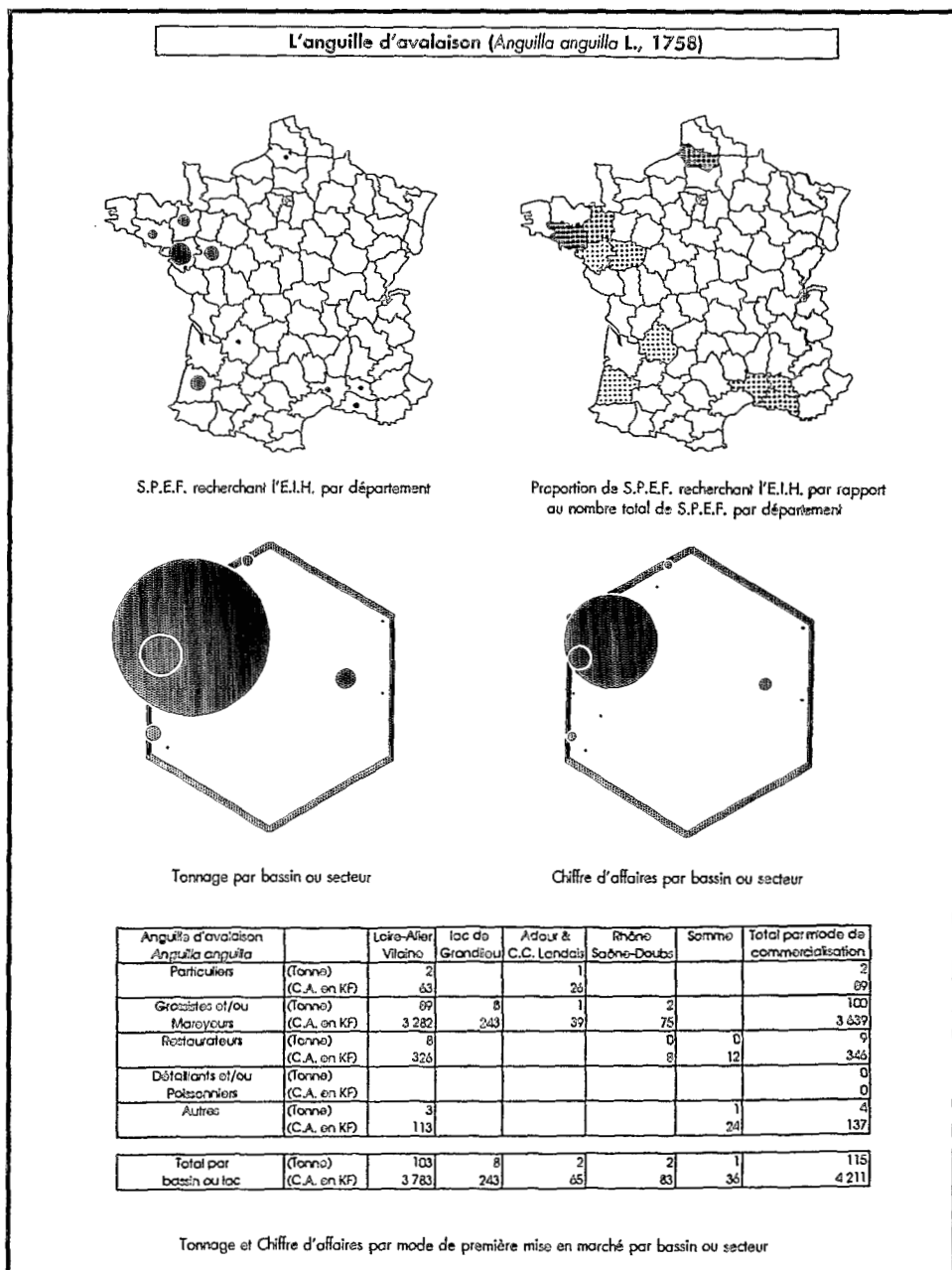
La typologie des S.P.E.F. a permis l'évaluation précise de la production des pêcheurs professionnels en eau douce en France et la cartographie des espèces d'intérêts halieutiques (E.I.H.) (exemple figure 2). En pérennisant l'observation de cette activité sur les bases méthodologiques proposées ici, la connaissance des "systèmes de pêche" permettrait de mieux définir le degré d'acceptation ou d'adaptabilité de ces systèmes à des scénarii d'aménagement. Toutefois, il faut souligner que le modèle S.P.E.F. se veut la représentation d'un des nombreux jeux d'approches différents qui rendent la complexe réalité un peu plus compréhensible. Il ne permet pas au gestionnaire de trouver la justification de ses actions mais à travers le questionnement dont il procède il peut l'amener à moins penser et agir en terme de certitudes. L'étude du volet "exploitation" n'est donc pas étudié une fois pour toute comme un préalable à une approche de la gestion, mais comme faisant partie intégrante et effective de cette gestion.

## REFERENCES

- BABIN D., 1993. - Contribution à l'étude d'une ressource naturelle renouvelable : la pêche professionnelle en eau douce en France. Université de Rennes II (thèse "Géographie et aménagement de l'espace") / Bordeaux, CEMAGREF Division Aquaculture et Pêche, 201 p. + annexes + atlas.
- BONNEVIALE J.-R., JUSSIAU R., MARSHALL E., BONNEAU Ph. et CAPILLON A., 1989. - Approche globale de l'exploitation agricole. Comprendre le fonctionnement de l'exploitation agricole : une méthode pour la formation et le développement. Dijon, INRAP-FOUCHER, 329 p.
- CAPILLON A., MANICHON H., 1987. - Guide d'étude de l'exploitation agricole à l'usage des agronomes. Paris-Grignon, INA, 58 p.
- CASTELNAUD G., BABIN D., 1992. - La pêche professionnelle fluviale et lacustre en France : enquête au fil de l'eau. Etudes du CEMAGREF Série Ressources en Eau (5), 290 p.
- DURAND J.-R., LEMOALLE J., WEBER J., (eds), 1991. - La Recherche Face à la Pêche Artisanale, Symp. Int. ORSTOM-IFREMER, Montpellier France, 3-7 juillet 1989. Edition ORSTOM, Paris, t. I et t. II : 1070 p.
- ESCOFIER B., PAGES J., 1990. - Analyses factorielles simples et multiples. Objectifs, méthodes et interprétation. Dunod, Paris, 267 p.
- GASTELLU J.-M., HALLU R., 1983. - Compte Rendu du débat sur les unités d'observation. AMIRA/INSEE, Paris, 6 octobre 1983. In : Les Unités d'observation. Paris, AMIRA (brochure 49), 2e édition 1987 : 229-235.



**Figure 1 :** Exemple de caractérisation d'un type de Système-Pêche-Entreprise-Famille : schéma structurel et fonctionnel du groupe ; localisation dans l'espace national (pour l'ensemble des groupes, voir Babin, 1993).



**Figure 2 :** Exemple d'évaluation et de caractérisation spatio-temporelle de la production d'une espèce d'intérêt halieutique : l'anguille (pour l'ensemble des espèces (voir Babin, 1993).



## LES SYSTEMES HALIEUTIQUES AU FIL DES APPORTS DES THEORIES ECONOMIQUES

Hélène Rey

*IFREMER - Service d'Economie Maritime,  
155 rue J.J. Rousseau, 92138 ISSY LES MOULINEAUX*

---

### RESUME

A la suite de la recherche, les changements observés dans le domaine de l'aménagement, notamment du nouveau cadre de la Politique Commune de la Pêche qui fait à présent explicitement état d'un objectif de pérennisation des activités, conduisent à s'interroger sur la capacité de la recherche halieutique à proposer et transférer de nouveaux outils aux instances de gestion. Face à des approches économiques relevant essentiellement d'une "théorie néo-classique des pêches", cette communication tente de passer en revue certains aspects des courants alternatifs, en vue d'enrichir les possibilités de représentation et de définition de ce que nous appellerons le système halieutique. Il ne s'agit pas d'une revue critique destinée aux économistes, mais d'un balayage rapide des concepts et notions qui a pour objectif de familiariser la communauté des halieutes non économistes avec quelques notions ou théories clés de la recherche économique contemporaine.

### ABSTRACT

The changes which have occurred in the fisheries management -especially the implementation of the Common Fisheries Policy which aims at ensuring the sustainability of activities- make us wonder whether fisheries research is able to propose and transfer new tools to the management authorities. In the context of economic approaches resulting from a neoclassical theory of fisheries, this communication tends to examine certain aspects of alternating currents in order to extend the field of representation and definition of so-called "the Fisheries System". This is not a critical review addressed to economists but a rapid survey of concepts and notions aiming at familiarizing non economist fisheries scientists with the fundamental theories of the contemporary economic research.

## INTRODUCTION

L'évolution des problématiques de la recherche halieutique qui s'élargit à l'étude des interactions entre systèmes naturels et systèmes sociaux, s'étend au domaine de l'aménagement et aux instances institutionnelles chargées de la gestion du secteur. Ainsi le nouveau cadre de la Politique Commune de la Pêche fait à présent explicitement état d'un objectif socio-économique de pérennisation des activités associé à une problématique où les questions d'équité et d'allocation entre activités devient centrales. En même temps sont reconnus trois principes clés autour desquels s'articule cette nouvelle conception de la gestion. Le principe de "globalité" tout d'abord s'exprime par la volonté de considérer toutes les formes d'exploitation, professionnelles ou non. Il milite en faveur du développement d'approches pluridisciplinaires et doit permettre en prenant en compte les aspects sociaux, une meilleure définition des mesures d'accompagnement<sup>1</sup>. La recherche d'une meilleure adéquation à la réalité conduit à un principe de "cohérence". Celui-ci permet de poser la question du passage à des échelles pluriannuelles ainsi que celle des unités géographiques de gestion qui pourraient s'articuler avec la notion de "bassin d'emploi". Enfin un principe de "transparence" est notamment recherché au travers d'un langage commun.

La question ici n'est pas l'origine ou les conséquences et perspectives de ces nouvelles orientations, mais, dans ce nouveau contexte, il s'agit de s'interroger sur la capacité de la recherche halieutique à proposer (et transférer aux instances de gestions) de nouveaux outils adaptés à des approches que l'on serait tenté de qualifier de holistes ou d'intégrées. En effet les réponses apportées jusqu'à présent par les économistes font principalement référence au recours au marché comme mode d'allocation<sup>2</sup>, et à des mesures de la valeur d'une pêcherie limitées aux revenus générés alors qu'il serait souhaitable de tenir compte d'une plus grande diversité de facteurs. En effet les analyses économiques des pêcheries relèvent essentiellement d'une "théorie néo-classique des pêches"<sup>3</sup> ignorant les nombreux courants alternatifs, qui permettraient, telle la tentative faite par Platteau (1989) à propos de "la nouvelle économie institutionnelle", un élargissement de l'apport des économistes à la recherche halieutique. Nous allons tenter ici de passer en revue certains aspects de ces approches en vue d'enrichir les possibilités de représentation et de définition de ce que nous appellerons le système halieutique. Dans un premier temps, on l'envisagera comme un système de production à partir des outils "structuralistes" tels qu'il sont développés dans les analyses agricoles ou en économie industrielle. Ensuite, afin de tenter de lever les limites inhérentes aux choix d'échelle et au caractère souvent

---

<sup>1</sup> Les aides conjoncturelles liées aux mesures d'accompagnement atteignent en effet 300 millions d'écus.

<sup>2</sup> Ainsi nombreux d'études s'interrogent sur les potentialités d'internalisation des externalités par introduction de droits de propriété, comme par exemple un système de quotas transférables.

<sup>3</sup> Qui consiste surtout à établir des fonctions de production et dont la variable d'état centrale reste toujours la biomasse (Debailleul et Lent, 1992).

statique des approches, nous nous appuyerons sur la théorie des réseaux et des organisations ainsi que sur les théories économiques évolutionnistes pour suggérer de nouvelles perspectives.

## 1 - LE SYSTEME HALIEUTIQUE COMME SYSTEME PRODUCTIF

Le besoin d'approche globale conduit à s'interroger sur les apports possibles des démarches systémiques déjà appliquées dans de nombreux domaines. Il ne s'agit pas de reprendre ici dans le détail l'histoire et les caractéristiques de ces approches. Nous donnerons seulement à ce sujet quelques repères bibliographiques (Von Bertalanffy 1973, Delattre 1971, Walliser, 1977, Morin 1977, Le Moigne 1984, Lapierre 1992) en rappelant que l'idée d'une interdépendance généralisée a prédominé jusqu'au développement de l'esprit cartésien basé sur un principe d'atomicité et de simplicité. Toutefois selon Delattre (1990), on est encore dans une période de tâtonnement sans véritable théorie des systèmes en tant que méthode scientifique d'appréhension de la réalité. Ainsi il existe une multitude de définitions du concept de système et de l'approche systémique que l'on ne tentera pas ici de synthétiser. On peut cependant observer avec Chaboud et Fontana (1992) qu'elles ont pour point commun de mettre l'accent sur l'interaction des éléments, l'organisation, la globalité et la complexité<sup>4</sup>.

### 1.1 - L'émergence du concept de système de production en économie industrielle

Le concept de système productif s'est substitué à celui d'appareil productif durant les années soixante-dix. Tandis que la notion d'appareil était fonctionnelle et impliquait qu'il pouvait être dirigé, la notion de système renvoie à la cybernétique et suppose que l'on puisse agir sur un système mais que celui-ci réagit au travers de ses propres interactions, au moins partiellement autonomes. Le résultat de l'action ne peut en être inféré que sur la base d'une description et d'une compréhension fine du système, laquelle est l'objet de l'économie industrielle. Le système productif est alors défini comme "l'ensemble des agents économiques concourant à une production et des relations qu'ils entretiennent dans un espace déterminé" (Lagagnier, 1988). Ces relations sont de natures diverses : marchandes, non marchandes, financières, flux d'information, flux relatifs à la technologie, aux relations sociales... et la régulation du système s'opère à travers l'ensemble de ces relations et non sur la base de certaines d'entre elles seulement.

Il serait vain de vouloir proposer ici une synthèse ou une revue des très nombreuses études réalisées selon cette conception. On remarquera seulement que la

---

<sup>4</sup> Alors que traditionnellement la complexité est réduite à la densité des interactions, Morin (1991) la relie au hasard en intégrant des incertitudes, des indéterminations et des phénomènes aléatoires. Il nous en offre ainsi une définition dynamique où la complexité est : "de l'incertitude au sein de systèmes richement organisés".

question de la définition des frontières du système a focalisé une grande partie des débats méthodologiques. Traditionnellement, les unités d'observation proposées sont l'établissement, la firme ou l'entreprise, le groupe, le secteur...et la filière qui, comme nous allons le voir, se superpose aux décompositions hiérarchiques et permet d'aborder les interactions et les noeuds... Sans reprendre les définitions proposées pour ces concepts, on rappellera seulement la part d'arbitraire des critères de classification sur lesquels reposent ces définitions. Ainsi par exemple l'entreprise suppose une activité productive et marchande ainsi qu'un centre de décision capable d'une "certaine" autonomie ; critères qui ne permettent pas toujours de rendre compte de la réalité. Le caractère productif appréhendé par un niveau minimum de travail ne permet pas, par exemple, de tenir compte des unités de production informelles caractérisées par la forte variabilité de leur activité (Rey, 1991-b). De même le caractère marchand perd sa pertinence dans les contextes de faible monétarisation caractéristiques de nombreuses pêcheries artisanales des pays en voie de développement. Enfin, la diversité des formes juridiques laisse augurer de la difficulté à délimiter dans certain cas, comme par exemple pour les unités familiales ou coopératives, une unité de décision.

Or dès lors qu'il s'agit de prendre en compte la diversité des interactions et des facteurs déterminants des stratégies<sup>5</sup>, on se heurte à l'imbrication des unités selon les fonctions économiques considérées (production, reproduction, accumulation, voire consommation pour les unités familiales). Il apparaît que l'intégration du caractère pluridimensionnel de l'unité d'analyse nécessite le recours à une unité de référence fictive construite à partir de plusieurs unités d'observations. Les réflexions menées par le réseau AMIRA animé par l'ORSTOM (Amélioration des Méthodes d'Investigation et de Recherche Appliquées au développement) ont permis d'améliorer les méthodes d'investigation afin de mieux rendre compte de la complexité de la réalité socio-économique des pays en voie de développement et d'être mieux adaptées à une compréhension globale des sociétés (Dubois, 1989).

## **1.2 - L'apport des conceptualisations du système productif dans l'agriculture**

L'histoire rétrospective des définitions proposées dans l'agriculture pour le concept de système productif (Brossier, 1987), montre que ces approches ont été élaborées empiriquement, sans lien à l'origine avec les fondements conceptuels de l'analyse systémique auxquels elle ont été adaptées par la suite. L'origine de ces approches tient aux échecs de valorisation qui ont conduit les chercheurs à remettre en cause les approches monodisciplinaires poursuivies jusqu'alors. La création en 1979 à l'INRA d'un département pluridisciplinaire (Dynamique de Systèmes Agraires) a permis des avancées notables dans l'élaboration de nouveaux cadres méthodologiques. Ce

---

<sup>5</sup> Notamment dans les pays en voie de développement où l'on doit tenir compte de l'importance des structures familiales et des modes de régulation coutumiers.

concept de système productif, à l'origine fortement centré sur l'unité d'exploitation agricole, s'est avéré particulièrement opératoire pour relier la combinaison des facteurs de production mis en oeuvre aux choix opérés par un centre de décision. Les unités d'exploitation agricoles sont alors définies à partir d'opérations et d'itinéraires techniques comme un emboîtement de sous systèmes : le système de culture, le système de production et le système d'exploitation. La spécificité de l'approche systémique par rapport aux processus d'analyse traditionnels est que ce découpage en sous système ne s'accompagne pas d'un principe de simplification : chaque sous système est un système complexe mettant en oeuvre des variables différentes.

Un panorama de ces approches (Brossier, 1987 ; Bonnefond et *al.*, 1988) montre une diversité de point de vue offrant des définitions partiellement divergentes du système productif tandis que les sous systèmes (système de culture ou système de production par exemple) sont définis et mis en oeuvre à des échelles de temps et d'espace souvent différentes selon les disciplines. Ainsi la difficulté de coordination et d'uniformisation des concepts, soulignée dès 1958 par Malassis (Brossier, 1987), ne semble toujours pas résolue.

### **1.3 - La recherche d'un cadre de référence pour l'halieutique**

#### ***1.3.1 - Une voie méthodologique issue de l'épistémologie***

Quensière (1991) définit les conditions qui permette qu'une analyse systémique de la complexité de la pêche ne soit, ni réductionniste, ni seulement globaliste, en proposant une définition du concept général de système basée sur une notion d'action appréhendée comme couplage ou relation connective. Un système, qui selon la nature de ses relations connectives peut être conceptuel ou matériel, est alors défini à partir de trois concepts : sa composition (ensemble des éléments), son milieu (environnement dans lequel il s'intègre) et sa structure (ensemble des relations entre composantes). Cette définition présente l'intérêt d'offrir une distinction entre composition et structure avec une définition fonctionnelle de la structure qui permet une approche en terme de réseau. L'application de ces principes à la pêche dans le cadre du Delta central du Niger, lui permet de caractériser la pêche comme une activité humaine durable et de se situer dans un cadre d'analyse dynamique. C'est donc le niveau d'observation social du système qui est privilégié et sa durabilité suppose qu'il génère des règles lui permettant de s'auto-organiser pour se perpétuer.

### 1.3.2 - Les tentatives de transposition des concepts agricoles à l'halieutique <sup>6</sup>

Il semble que les spécificités de l'activité halieutique ne permettent pas une transposition directe des concepts élaborés en agriculture, ni des adaptations proposées dans le domaine de l'élevage où il existe un contrôle de la mobilité animale par l'homme (Rey, 1991-a). En effet, l'extension des notions de système de culture ou de système d'élevage amènerait à définir le système pêche comme l'association d'itinéraires techniques et le système de production halieutique comme le regroupement de systèmes pêche pour une période donnée. Or bien qu'il y ait fréquemment un lien entre la technique et l'espace où elle est appliquée, tous les engins n'ont pas de vocation territoriale et il n'est donc pas possible de transposer la notion d'opération technique telle qu'elle est définie en agriculture. De même si pour une technique donnée il est possible de lister les opérations qui lui sont associées (préparation des engins, choix du lieu, pose et maniement, démaillage...), la plus grande fragmentation temporelle du processus productif s'oppose à la transposition du concept d'itinéraire technique et la nature souvent plurispécifique des prises ne permet pas de relier une technique et une production biologique. Des tentatives d'adaptation de la démarche menée en agriculture, Rey (1989) et Babin (1993) proposent comme cadres, le système famille-exploitation et le système pêcheur-entreprise-famille, respectivement pour la pêche aux petits métiers en Méditerranée et pour la pêche professionnelle continentale française.

### 1.3.3 - Un exemple : l'application de l'approche système famille/exploitation aux petits métiers en Méditerranée

Sur la base des approches menées dans l'agriculture (Desfontaines et Petit, 1985) ou le secteur informel (Maruani et *al.*, 1989), nous avons tenté d'appréhender un système halieutique particulier : celui de la pêche aux petits métiers en Languedoc-Roussillon. Il n'est pas de notre objectif de reprendre ici le détail de ce programme d'étude, mais seulement d'en retracer les principes et les étapes à titre illustratif des développements précédents.

Avant même que ne se pose la question de la délimitation du système halieutique, le premier problème a été celui de la définition de l'unité de production, compte tenu de la polyvalence et du caractère illicite de certaines unités. Les liaisons fonctionnelles du système ont été appréhendées au niveau de deux sous systèmes :

- (i) Des relations micro-économiques entre la famille et l'unité de production, celle-ci étant considérée comme une unité en avenir incertain.

---

<sup>6</sup> Notons sur ce point, qu'une réflexion est en cours au sein d'un nouveau laboratoire de l'IFREMER "Dynamique des Systèmes Productifs". Elle devrait, entre autre, déboucher sur une grille méthodologique d'approche du système halieutique dont la structure s'inspire en partie des approches agricoles.

Les résultats confirment l'existence de liaisons en soulignant la diversité du degré de cette relation qui ressort des formes traditionnellement observées : apports familiaux au processus de production (en terme de travail ou de financement) et contraintes générées par l'unité sur la famille. Ainsi dans le cas étudié, l'apport en main d'oeuvre est surtout le fait de l'épouse du pêcheur (43% des pêcheurs) et plus marginalement (28%) des autres membres de la famille. Dans tous les cas cependant il s'agit généralement (70% des cas) d'un apport occasionnel représentant moins de huit heures de travail hebdomadaire. Tandis que seulement 15% des pêcheurs sont actuellement en association avec un membre de leur famille (le père ou le fils selon l'âge) ce type de pratique qui se rencontre fréquemment au cours de la carrière (31%), semble être un moyen d'accession à l'activité qui n'est héréditaire que pour 56% des pêcheurs. Si l'on se réfère à la nature des sources de financement, l'apport familial paraît limité : 5% des pêcheurs pour la trésorerie et 17% pour l'apport initial à l'installation. Toutefois, une analyse plus précise montre que dans 8% des cas, c'est l'activité de la femme qui permet de compenser la variation inter annuelle des résultats. De même il existe une corrélation entre le niveau des investissements, le recours au financement bancaire et l'activité extérieure de la femme, soit que le salaire de cette dernière est la caution exigée par le banquier, soit que l'apport d'un revenu régulier extérieur joue un rôle psychologique pondérateur en faveur de la prise de risque.

- (ii) Des relations méso-économiques entre unités de pêche et de leurs liaisons avec leur environnement selon que ces relations sont économique-fonctionnelles (liaisons traditionnelles entre activité au sein d'une filière), spatiales (relations de concurrence et complémentarité) et administratives ou organisationnelles.

De nombreux éléments sont appréhendés, tels l'accès à l'information et l'acquisition du savoir faire qui sont endogènes au système, la fermeture géographique (80% des pêcheurs résident actuellement dans leur commune de naissance ou à moins de 20 km de celle-ci) et en partie professionnelle (caractère héréditaire pour 56%) du système. On note aussi des relations intersectorielles fortes liées à la pratique courante d'une pluriactivité (40% des unités) et d'importantes contraintes d'accès à l'espace. Une typologie des unités tenant compte de l'ensemble de ces facteurs permet de caractériser cinq sous systèmes en fonction principalement de l'âge, de la zone géographique, des techniques et de l'importance de l'activité.

## **2 - TERRITORIALISATION DES SYSTEMES PRODUCTIFS ET APPORTS RECENTS DE LA THEORIE ECONOMIQUE**

### **2.1 - Du système productif au système agraire ou au système rural**

La notion de système reste opératoire à l'échelle du terroir villageois, d'une petite région ou, pour Afrique, d'un espace occupé par un groupe ethnique (Bonfond et al., 1988). On dépasse le cadre du fonctionnement de l'unité d'exploitation, pour aborder

"l'analyse des relations qui s'établissent sur un territoire entre l'activité agricole et l'environnement au sens large (écologique, économique et social)" (Brossier et Chia, 1990). Dans le contexte actuel de sensibilisation aux problèmes d'environnement, la prise en compte des effets de l'activité agricole sur l'environnement écologique devient indispensable. Ces évolutions conduisent donc à un changement d'échelle et au concept de système agraire pour lequel la conception d'une grille structurelle est plus complexe. Par exemple, le programme de recherche développement mené par l'INRA sur la zone de Vittel (Brossier et Défontaines, 1990), propose quatre sous niveaux du système agraire : le système d'exploitation, le système des relations économiques, le système des relations sociales et le système écologique. La différence de nature des sous systèmes amène à chercher dans les analyses en terme de réseau, une méthodologie de représentation plus adaptée permettant notamment, dès lors que l'on identifie un sous système comme un ensemble de relations, de prendre en compte les logiques de l'action collective et les processus de négociation.

Le système agraire ou le système rural se définissent donc comme des systèmes ouverts et évolutifs, englobant les systèmes productifs. Ils sont présentés comme la réunion de deux sous systèmes : le système écologique et le système socio-économique. La démarche reste la même, à savoir qu'il s'agit d'identifier un système avec un fonctionnement autonome, c'est à dire doté de propriétés émergentes ne résultant pas de la seule agrégation des éléments. L'objectif quel que soit le niveau est toujours d'étudier les interactions appelées connexions dans l'analyse systémique (on parlera de degré de connectivité d'un système pour exprimer la densité des liaisons entre éléments). Une méthode d'analyse des systèmes ruraux (SCET INTERNATIONAL - SEDES, 1975) est proposée dans le cas des zones sahéliennes. Le sous système économique est qualifié comme élément "conscient" du système. Il s'agit d'étudier ses finalités puis son mode de fonctionnement à partir d'une typologie des centres de décision distinguant sept niveaux : l'individu (en distinguant du fait du contexte africain, aîné, cadet et femme), le groupe de production, le groupe d'exploitation, le groupe de consommation, le groupe de résidence, le lignage et le village. C'est ensuite souvent au niveau des analyses opératoires qu'apparaissent des difficultés liées au passage micro-macro et à l'encrage géographique du système ; limites pour lesquelles des théories économiques offrent des possibilités nouvelles.

## **2.2 - Filières, réseaux ... et organisation : quelques apports de la théorie économique**

### **2.2.1 - Le concept de filière et l'apport de la méso-économie**

La méso économie est une réponse à la question du passage entre niveau macro et micro. Elle rejoint les principes de la théorie des organisations dans le sens où le nouveau niveau d'analyse qu'elle introduit est adapté à l'étude des formes de coordination des comportements individuels et suppose l'existence d'un mode de coordination différent du marché. Ainsi Hugon (1988) définit la filière comme "le lieu



permettant de comprendre la dynamique d'un système, d'étudier les relations marchandes et non marchandes, d'analyser les modes d'organisation et de repérer les noeuds stratégiques". L'analyse en terme de filière permet d'appréhender l'adéquation entre l'offre et la demande au niveau des différentes opérations de transformation de la matière, et des ajustements dans l'espace (transport et distribution) et dans le temps (stockage). La méthode d'analyse dite "de surplus" permet ensuite d'étudier les rapports de force entre acteurs à travers la structure de répartition du surplus au sein de la filière<sup>7</sup>.

Issues du courant d'économie industrielle, qui s'est développé en France dans les années soixante dix, ces approches permettent un renouvellement qui ne se limite pas au niveau d'observation intermédiaire qu'elles privilégient (niveau méso). Contrairement à la théorie classique où l'environnement de l'unité intervient principalement au titre de contrainte, ces approches considèrent les interrelations comme de véritables relations réciproques. Dans les faits, compte tenu de l'asymétrie des relations, la méso-économie privilégie l'analyse des relations de pouvoirs ou de coopération pour des domaines variés en raison de l'hétérogénéité des acteurs. Ainsi la filière se définit comme un espace de technologie, un espace de relation et un espace de stratégie (Morvan, 1985) ou plus généralement comme un lieu d'interdépendance (De Bandt, 1988). Cependant, là encore la délimitation des frontières des filières ne manque pas de poser problème. Morvan (1985) observe que les filières peuvent être plus ou moins épaisses et plus ou moins linéaires tandis que De Bandt (1988) évoque le fait qu'elles peuvent être plus ou moins étanches en notant l'importance des relations horizontales entre filières. La réintroduction d'une démarche de type systémique, conduit donc à une nouvelle conception de la filière, notamment autour de Malassis, Lauret et des chercheurs de l'INRA de Montpellier (Valceschini, 1990), tandis que De Bandt (1988) propose de lui substituer le concept de "méso-système productif" qui met d'avantage l'accent sur les modalités d'organisation (De Bandt, 1988).

Ces approches nous aident à identifier des sous-systèmes dans le sens où elles offrent un nouveau niveau d'analyse permettant de mettre en évidence des classes d'équivalences au sein de typologies fonctionnelles. Cette partition doit s'effectuer en terme d'homologie, c'est à dire selon une similitude des lois de fonctionnement et non sur des analogies qui supposent la simple similitude des phénomènes (Canguilhem, 1963). On rejoint aussi le concept de groupe et les analyses de Porter sur les groupes stratégiques dans le domaine industriel. En effet, celui-ci considère le groupe comme un acteur spécifique par son mode d'organisation interne, par ses logiques de fonctionnement et de financement ainsi que par sa capacité structurante sur son environnement.

---

<sup>7</sup> Une application de cette méthode à la pêche industrielle est proposée par Boude et Guillotreau (1993).

### 2.2.2 - À propos de la théorie des organisations

Il n'est pas de notre intention de faire ici une revue des courants qui proposent des conceptions différentes de la théorie néoclassique (institutionnalisme et néo-institutionnalisme, économie des conventions, théorie de la régulation, théorie des organisations...). Nous rappellerons seulement quelques principes de la théorie des organisations, qui nous paraît pouvoir contribuer à affiner le cadre d'approche systémique sur certains points.

La théorie des organisations a pour objet d'étude les comportements d'acteurs et elle se réfère à un cadre de concurrence et d'information imparfaite et à des outils relevant de la théorie des jeux ou des contrats. Un courant récent (économie industrielle non standard) se référant aux notions de système se développe à la suite notamment des analyses de Favereau<sup>8</sup> (1989). L'organisation est définie comme l'ensemble des individus qui partagent un objectif commun, et non simplement des règles communes, ce qui suppose une unité de décision. Certains proposent de définir les organisations en tant que dispositifs cognitifs collectifs et distinguent alors des actions simples et répétitives (routines organisationnelles) et des actions nouvelles et complexes. Ces approches permettent un renouvellement des analyses y compris au niveau micro-économique. En effet, contrairement à l'économie classique qui aborde les unités économiques comme des boîtes noires dont le comportement est assimilé à celui de l'individu, celles-ci sont considérées comme des organisations et leur analyse relève alors de la "micro économie institutionnaliste" (Requier Desjardins, 1992).

Ainsi dans le domaine de l'halieutique, l'analyse développée par Platteau (1989) montre comment les modes de rémunération à la part et le financement informel participent d'une logique générale d'organisation du système pêche qui vise à sa stabilisation par rapport notamment à la variabilité, avec un partage des risques à deux niveaux : entre l'unité et son environnement par les particularismes du système de financement informel et au sein de l'unité du fait du mode de rémunération spécifique.

### 2.2.3 - L'apport des approches en terme de réseaux

L'introduction du concept de réseau permet de tenir compte de l'espace d'une façon plus élargie que l'approche traditionnelle généralement limitée à la prise en compte des facteurs territoriaux et des relations de proximité dans le fonctionnement de l'unité ou le

---

<sup>8</sup> Il fait référence à deux grands principes : les notions de marché interne et de rationalité procédurale. On entend par "marché interne" le fait qu'en matière de coordination, les relations internes à une organisation sont importantes pour comprendre les phénomènes externes et les logiques d'allocation des ressources au niveau macro-économique (analyses de type insiders/outsiders). En matière de rationalité des décisions, l'hypothèse est que celle-ci ne doit pas être séparée de la procédure qui a permis de la retenir. Notons en effet, que Simon qui est à l'origine du concept de rationalité limité s'obligeait à ne jamais parler de décision mais de "décision making process".

processus de développement d'une zone. Cette approche qui permet de réintroduire les acteurs dans l'analyse de système (Perrin, 1991) paraît être adaptée à l'analyse des connexions au sein d'un système<sup>9</sup>. Ainsi les relations entre les éléments d'un système peuvent être étudiées à l'aide de la notion de réseau, c'est à dire en les considérant par rapport à leur structure et non seulement en fonction de leur nature. L'unité de référence n'est plus la firme, ou quelque autre acteur particulier, mais un système de relations coordonnées entre des acteurs que Callon (1992) appelle "méta organisation" et qu'il propose de substituer aux concepts antérieurs tels, sphère d'activité, institution, organisation. Un réseau est donc un ensemble coordonné d'acteurs hétérogènes qui ont en commun des relations de coopération/concurrence changeantes (Callon, 1992). Celles-ci concernent des éléments de nature diverse tels que les flux d'information, de financement, de produits, de technologie... Les réseaux ont des dynamiques qui leurs sont propres. Ils peuvent se connecter ou se diviser, ce qui amène à les appréhender en fonction de plusieurs phases : émergence, croissance, clôture et démantèlement. Dans tous les cas c'est la structure et le mode de coordination (avec l'existence ou non de polarités) qui sont importants et nécessitent des approches en terme de stratégie (coalition, conflits) pour comprendre la dynamique d'un réseau.

La densité des réseaux sera fonction de la complexité des systèmes, c'est à dire de leur degré de connectivité. La superposition et l'enchevêtrement des réseaux pose la question de leur compatibilité qui est alors appréciée en terme de convergence et qui permet ainsi de délimiter le réseau<sup>10</sup>. Toutefois, ce concept offre une plus grande souplesse de représentation et d'analyse que les formes de coordination hiérarchisée qui obligent à passer par des schémas d'emboîtements multiples.

#### *2.2.4 - L'exemple de réseaux de financement informels dans le Delta central du Niger*

Dans le cadre du programme de recherche pluridisciplinaire d'étude halieutique dans le Delta central du Niger, une analyse des circuits de financement de la filière pêche a été réalisée (Rey, 1992-a). En effet les échecs répétés des multiples tentatives

<sup>9</sup> L'application de ce type d'approche à l'innovation technologique (Perrin, 1991), montre que l'évolution des technologies ne peut être appréhendée de manière isolée et que les sources de changement sont largement déterminées par les initiatives et les décisions des acteurs. Différents systèmes sont ainsi définis : "le système technicien", représentatif des interactions entre technologies, et "le système technique ou technologique" qui intègre les interactions avec l'environnement et dont l'évolution s'explique par le rôle des acteurs et les conflits ou coopérations au sein d'un réseau d'acteurs. De même en démographie, cette notion de réseau permet un renouvellement des analyses. Cette notion de réseau paraît être une des principales transformation de notre société dont la structure résulte de la multiplicité des réseaux alors que précédemment, "les individus appartenaient à un groupe social qui les définissait presque complètement" Mendras (1993).

<sup>10</sup> Un élément sera extérieur à un réseau si la prise en compte des liens qui l'unissent aux acteurs du réseau fait décroître de manière significative le degré de convergence de l'ensemble du réseau (Callon, 1992).

de diffusion des financements bancaires dans la zone du Delta Central du Niger conduisaient à s'intéresser aux circuits informels. Il s'agissait de les inventorier et d'analyser leur articulation au niveau des trois principales composantes de la filière (unités de pêche, constructeurs de pirogues et commerçants d'engins) afin d'identifier les éventuels points de blocage de la dynamique du système pêche. Il ne s'agit pas de reprendre ici le détail du programme, mais seulement d'établir quelques constats qui militent en faveur du fait que les circuits de financement informel forment un réseau qui est primordial à la compréhension du fonctionnement et de la dynamique du système pêche.

L'analyse de l'importance de l'activité de construction de pirogues ou de commerce d'engins de pêche montre que ces secteurs ont un poids économique limité en terme d'emploi ou de flux financiers avec une importante dispersion de l'activité des unités de construction de pirogues et une relative centralisation du commerce d'engins de pêche tant en nombre d'intermédiaires que de marchés. L'analyse précise des aspects fonctionnels témoigne d'une organisation spécifique liée au particularisme du mode de formation des prix pour le secteur de la construction de pirogues et aux affinités ethniques qui structurent le commerce d'engins de pêche. De même la pluriactivité pêche-construction de pirogue et les procédures de crédits fournisseurs relayés par les crédits institutionnels dont bénéficient la scierie de Barnako et les grossistes d'engins de pêche, témoigne de l'importance de la contribution de ces secteurs à l'activité halieutique dans la zone. En effet la matrice structurelle des relations monétaires au sein de la filière, qui identifie les interdépendances financières entre les unités économiques, rend compte d'une structure d'organisation sociale communautaire liée à l'importance des financements familiaux et des financements croisés entre unités. Il s'agit donc bien d'un réseau de financement intégré à la structure et à la dynamique sociale de la zone et non de simples relations financières relevant des flux traditionnels de crédits fournisseurs au sein d'une filière. Le rôle stabilisateur de ce réseau par rapport à l'activité halieutique s'explique autant par les ajustements financiers qu'il permet que par ses potentialités de régulation sociale. En effet, outre la souplesse et la rapidité des procédures, la structure décentralisée de ce réseau résout le problème de l'enclavement et permet un contrôle social des remboursements, tandis que l'absence de dépôt de garantie s'adapte à la faiblesse de l'épargne monétaire et que la parcellisation des montants répond aux besoins spécifiques des petites unités et à la variabilité des revenus. Concernant son rôle social, sachant que les fonctions objectives associent au minimum la satisfaction des besoins essentiels et la recherche d'une promotion à l'intérieur du système social, il apparaît que les systèmes de crédits informels répondent à la double exigence, des prêteurs de se constituer une clientèle d'obligés, et des emprunteurs de se donner la possibilité de s'enrichir.

Ainsi donc les réseaux de financement informel qui se superposent aux réseaux sociaux basés sur des relations de confiance et de parenté, peuvent être étudiés comme des institutions, au sein desquelles les commerçants d'engins de pêche ont un rôle particulier de structuration. Les apports monétaires des migrants jouent aussi, en

dépit de leur irrégularité, un rôle non négligeable et relie le système pêche malien au système économique régional africain.

### 3 - REPÈRES POUR UNE ANALYSE DE LA DYNAMIQUE DES SYSTEMES

#### 3.1 - Évolution et adaptation

##### *3.1.1 - Un cadre de référence : les théories évolutionnistes*

La dynamique des systèmes renvoie à l'étude des évolutions pour laquelle divers cadres méthodologiques sont proposables. Nous nous référerons à la théorie économique "évolutionniste" qui, en réponse à la montée des irrégularités et de la volatilité des grandeurs économiques, remet en cause le cadre classique des études d'évolution selon lesquelles la dynamique d'un système résulte des contraintes extérieures auxquelles il est confronté. Les nouvelles approches relevant d'une conception systémique de l'évolution, s'intéressent aux "ressorts internes" des évolutions. Les premiers travaux (Nelson et Winter, 1974 ; 1981) se réclamaient d'une conception Darwinienne en postulant que l'évolution résultait "de la confrontation d'agents aux caractéristiques distinctes, au problème d'adaptation/sélection au sein d'un environnement fluctuant" (Lordon, 1992). Par la suite apparaît le concept de structuralisme dynamique (Lordon, 1992) Cette approche, à l'interface entre histoire et économie, recherche les indices d'évolution dans les changements de structure<sup>11</sup> en insistant sur le fait que ces changements sont imputables pour partie au fonctionnement propre du système. Selon cette conception, tout changement et toute dynamique sont définis comme produit direct de l'interaction des agents et contrairement aux idées reçues, ne relèvent qu'exceptionnellement d'évolutions linéaires (Lordon, 1992). On suppose ainsi que chaque comportement constitue un processus d'adaptation (ou de réaction) à une situation donnée sur laquelle il peut rétroagir sans recherche de processus d'équilibre. Les acteurs, leurs comportements stratégiques et leurs évolutions dans le temps sont donc les objets privilégiés de l'approche.

##### *3.1.2 - Précisions sur quelques notions (adaptation, évolution, rémanence).*

La notion d'adaptation, dont l'origine étymologique vient du latin *aptare ad* (ajuster en vue de), inclue une idée de finalité et donc de comportement finalisé par rapport à un objectif. On retrouve là l'origine de la propriété de téléonomie qui est au coeur de la cybernétique et que l'on retrouve sous jacente à la systémique. La notion d'adaptation est centrale en biologie où elle permet de mettre en relation l'évolution du milieu avec celle des espèces. On parle alors d'adaptabilité, régulatrice, spécifique, ou

<sup>11</sup> Dont il convient de noter qu'ils doivent être étudiés dans le cadre du long terme alors que la question des outils et des descripteurs permettant l'observation des changements lents dans le présent paraît être d'actualité (Pavé et Rieu, 1993).

d'accommodats mais dans tous les cas, il est spécifié que cette propriété ne joue que pour des variations relativement mineures du milieu et que la non adaptation conduit à la disparition de l'espèce. On retrouve cette notion d'adaptation en psychologie où elle se définit comme le comportement actif d'un individu mettant en oeuvre des processus d'identification et de différenciation, et en sociologie où elle rend compte de la capacité d'insertion d'un individu dans un groupe.

L'adaptation suppose donc une action de régulation, c'est à dire un processus qui intervient dans le temps et qui est fonction entre autre du degré de spécialisation du système. Reprenant les analyses de Sahal (1982) pour conceptualiser un cadre d'approche de la dynamique des systèmes technologiques, Perrin (1991) avance que c'est "la structure du système qui est déterminante de la capacité d'adaptation et d'évolution d'un système". Il s'en suit que la pérennité d'une structure dépendrait de sa capacité de transformer sa diversité interne en structure et donc à conforter son auto organisation. Cette évolution conduit à une complexification croissante de la structure dont la seule issue est la production d'une innovation qui est alors assimilée à un acte de création d'ordre. L'établissement d'un lien entre le comportement dynamique d'un système et sa structure permet de définir des propriétés, telles le concept d'homéostasie, transposé de la biologie par Saviotti (1986) pour rendre compte des relations d'un système technique avec son environnement. L'homéostasie est définie comme la capacité d'un organisme vivant de susciter en son sein des mécanismes de régulation et d'adaptation pour que les variables internes au système restent stables lorsque son environnement change dans le cadre de limites étroites. Lorsque les modifications de l'environnement sont importantes on ne parle plus d'homéostasie mais d'innovation majeure ou de basculement (Perrin, 1991). Il apparaît ainsi des moments de crise qui ne sont autres que l'ajustement de l'organisation d'un système à des transformations structurelles visant à permettre le passage à un stade différent. Par ailleurs, l'analyse de la dynamique des systèmes doit tenir compte des phénomènes d'irréversibilité et de rémanence qui peuvent introduire des écarts d'ajustement, ou des effets de mémoire du système<sup>12</sup>, voire entraîner la persistance de déséquilibres. Ces analyses marquent une rupture avec les modèles traditionnels de type récursif où chaque équilibre temporaire dépend des valeurs des équilibres temporaires précédents. On montre en effet qu'il existe de multiples équilibres et qu'ils dépendent de l'ampleur de la variation, c'est à dire du chemin qui mène à l'équilibre. Dans le domaine halieutique la prise en compte des phénomènes de lobbying et de mimétisme permet par exemple de montrer comment le taux de croissance de l'investissement est déterminé par les acteurs qui sont au coeur du système, puis se diffuse par mimétisme selon un rythme aléatoire lié à la réalisation de "bonnes pêches". Il en ressort que la décision d'investissement relève autant des comportements des acteurs, des phases d'évolution de la pêche et de la date

---

<sup>12</sup> Il est communément admis que les états actuels des écosystèmes forestiers s'expliquent pour partie par des changements climatiques d'origine très lointaine mais qui ont laissé des traces durables (Servant et al., 1993).

d'apparition d'un choc que de l'état des stocks et du taux de prélèvement de la ressource. La vulnérabilité d'une pêcherie pourrait donc être fonction de sa durée d'existence et de la phase du cycle d'exploitation auquel elle est soumise (Rey, 1992-b).

### 3.2 - Éléments pour une grille d'approche

Il est nécessaire de proposer une analyse de l'adaptation et l'évolution des systèmes en fonction de l'horizon auquel se produit l'adaptation et de l'importance et la vitesse du changement. On retrouve la distinction établie en économie entre flexibilité statique, comme propriété du système, et flexibilité dynamique comme processus d'adaptation dans le cadre d'une transformation du système (Cohendet et Lleréna, 1989). L'appréhension du futur telle que l'envisage la théorie économique, avec les anticipations extrapolatives ou adaptatives selon que le contexte est respectivement statique ou instable, relève d'un processus procédural qui permet une révision continue de ces anticipations mais qui reste dans tous les cas hors rupture majeure de l'évolution économique. La flexibilité, même dynamique, est conditionnée par la perception des limites du système en fonction de la mémorisation de ses transformations passées et ne peut donc permettre une adaptation à des chocs. De la même façon lorsqu'on se réfère au structuralisme dynamique, on observe une même dichotomie entre l'instabilité dynamique qui recoupe les fluctuations faibles, qu'elles soient auto-entretenuées ou externes, et l'instabilité structurelle qui étudie les évolutions fortes appelées ruptures ou crises. Tandis que dans le premier cas, il y a adaptation de la structure du système, on observe dans le second cas une altération de cette structure qui conduit à des changements fonctionnels. Ainsi la question de la dynamique des systèmes doit être abordée à deux niveaux :

(i) lorsque le système est soumis à des perturbations de faible ampleur ou dont l'ampleur a pu être mémorisée dans le passé<sup>13</sup>, on parle d'autorégulation du système qui est rendue possible par ses propriétés d'homéostasie

(ii) lorsque le système est soumis à une perturbation majeure, on parle de chocs et le processus d'adaptation fait alors intervenir d'autres paramètres que sa flexibilité et tend à se transformer.

En résumé, selon que le caractère linéaire ou non linéaire des dynamique et le degré de changement, on peut proposer le cadre d'approche suivant (cf. tab. 1) :

---

<sup>13</sup> Dès lors qu'un système a intégré les échelles et la nature des fluctuations, son processus d'adaptation peut relever d'une routine organisationnelle.

Tableau n° 1

	FAIBLE CHANGEMENT		FORT CHANGEMENT	
	Endogène	Exogène	Endogène	Exogène
Sans bifurcation (évolution linéaire)	Fluctuations auto-entretenues faisant appel à la capacité d'homéostasie du système	Contraintes supplémentaires pouvant être intégrées dans les routines organisationnelles du système	Instabilité structurelle conduisant à une évolution continue du système par intégration d'innovation	Chocs conduisant à une transformation mineure du système
Avec bifurcation (évolution non linéaire)	Accident dynamique conduisant à un système hybride	Apparition de contraintes supplémentaires conduisant à un système hybride	Instabilité structurelle atteignant des valeurs critiques ou résultant d'associations contradictoires qui conduisent à un basculement du système	Chocs conduisant à une transformation majeure du système

## CONCLUSION

Le développement de ces nouvelles approches soulève aussi des interrogations relatives à la conception de l'évaluation, des modes de représentation et de modélisation. En effet la reconnaissance du caractère complexe, évolutif et multivoque de la réalité remet en cause les approches traditionnelles du calcul économique fondées sur des relations causales univoques qui ne peuvent rendre compte de la complexité de la société, des situations de déséquilibre et de la variété des organisations (Munier et Terny, 1989 ; Monnier, 1991). Malgré des avancées récentes (Moles, 1990) l'appareil logico-mathématique n'est pas toujours adapté dès lors que l'on est confronté au flou, à l'imprécis ou à l'insuffisant. De plus la décentralisation tant des décisions que des systèmes d'information, pose également la question de la position de la recherche, alors même qu'apparaissent de nouvelles questions scientifiques, notamment relatives à l'environnement. Ainsi sont posées les conditions d'une nouvelle forme de recherche dite "recherche-action" ou de nouvelles procédures dites "négociées" de gestion et d'aménagement qui rejoignent les principes de la gestion patrimoniale expérimentée pour les ressources transappropriatives (Montgolfier et Natali (1987) ; Mermet, 1992). Enfin, la généralisation des interdépendance alliée à la diversité des échelles de perception nécessite une adaptation des méthodologies de représentation au profit des simulations qui concilient le déterminisme (le système a une histoire qui conditionne ses trajectoires) et la liberté (dans les zones de bifurcations des actions dues au hasard ou à la volonté peuvent entraîner des bouleversements) (Godet, 1992). Ces simulations nécessitent des modèles, qui dans le cas d'approches intégrées et pluridisciplinaires doivent être différents de ceux qui prévalaient dans les approches déterministes



## REFERENCES

- ANCEY (G), 1974. - Monnaie et structure d'exploitation en pays Mossi (Haute Volta), ORSTOM Ed., 211 p.
- BABIN (D.), 1993. - Contribution à l'étude d'une ressource naturelle renouvelable : la pêche professionnelle en eau douce en France. thèse de doctorat de géographie et aménagement de l'espace. Univ. de Rennes 2, 212 p. + annexes
- BERTALANFFY (L. von), 1973. - Théorie générale des systèmes. Physique, biologie, psychologie, sociologie, philosophie. Traduction française J.B. Chabrol, Paris, Dunod
- BOUDE (J.P.) et GUILLOTREAU (P.), 1993. - La formation de la productivité et la répartition des surplus de productivité dans le cas d'une flottille artisanale. Communication à la V<sup>e</sup> conférence de l'Association Européenne des Economistes des Pêches. Bruxelles 24-26 Mars 1993, 21 p.
- BROSSIER (J.), 1987. - Système et système de production. Note sur les concepts. Cah. Sci. Hum. Orstom 23 (3-4), 377-390
- BROSSIER (J.) et DESFONTAINES (J.P.), 1990. - Agriculture et environnement. Construction d'une recherche développement sur un système agricole soumis à des impératifs nouveaux liés à l'environnement. In Modélisation systémique et système agricole. Décision et Organisation. Brossier J., Vissac B. et Le Moigne J.L. Eds. Sci. INRA Ed. :243-252.
- BONNEFOND (P.), COUTY (P.) et GERMAIN (N.), 1988. - Essai de conclusion (sur la question des systèmes de production agricole en Afrique subsaharienne). Cah. Sci. Hum. ORSTOM 24 (1) : 137-144
- CANGUILHEM (G.), 1963. - Analogies and models in biological discovery and scientific change. In Entretiens philosophiques, institut Pédagogique National, Crombie Ed. Londres : 133-136
- CALLON (M.), 1992. - Sociologie des sciences et économie du changement technique : l'irrésistible montée des réseaux technico-économiques. In Ces réseaux que la raison ignore. L'Harmattan : 53-78
- CHABOUD (C.) et FONTANA (A.), 1992. - L'approche système dans les pêches. In Recherches interdisciplinaires et gestion des pêcheries. Bréthes J-C et Fontana A. Ed. Sci. CIEO-890276, Centre International d'Exploitation des Océans, Halifax (Nouvelle-Ecosse, Canada : 111-151
- COHENDET (P.) et LLERENA (P.), 1989. - Flexibilité, risque et incertitude dans la théorie de la firme : un survey. In flexibilité, information et décision Cohendet P. et Llerena P. Eds Sci. Economica, Paris : 7-71
- DE BANDT (J.), 1988. - La filière comme méso-système. Traité d'économie Industrielle. Aréna R; De Bandt J., Benzoni L. et Romani P.M. Eds. Sci. Economica Paris : 242-249

- DEBAILLEUL (G.) et LENT (R.), 1992. - La variable économique. In Recherches interdisciplinaires et gestion des pêcheries. Brêthes J-C et Fontana A. Ed. Sci. CIEO-890276, Centre International d'Exploitation des Océans, Halifax Nouvelle-Ecosse, Canada : 65-101
- DEFFONTAINE (J.P.) et PETIT (M.), 1985. - Comment étudier les exploitations agricoles d'une région ? Présentation d'un ensemble méthodologique. Etudes et Recherches n° 6 INRA-SAD. 50 p.
- DELATTRE (P.), 1990. - Recherches interdisciplinaires. In Encyclopaedia Universalis, Corpus, : 433-438
- DELATTRE (P.), 1971. - Système, structure, fonction, évolution. Maloine Ed, Paris.
- DUBOIS (J.L.), 1989. - Réfléchier pour mesurer. Innovations méthodologiques pour la collecte et l'analyse d'informations statistiques. Publication AMIRA n° 57, 67 p.
- FAVEREAU (O.), 1989. - Valeur d'option et flexibilité : de la rationalité substantielle à la rationalité procédurale. In Flexibilité information et décision. Cohendet P. et Llerena P. Eds Sci., Economica : 121-182
- GODET (M.), 1992. - La prospective : une discipline intellectuelle. Problèmes Economiques n° 2291 : 1-7
- HUGON (P.), 1988. - L'industrie agro-alimentaire : analyse en terme de filière. Tiers Monde n° 115
- LAGANIER (J.), 1988. - Le système productif et ses représentations. In Traité d'économie Industrielle. Aréna R; De Bandt J., Benzoni L. et Romani P.M. Eds. Sci. Economica Paris : 182-191
- LAPIERRE (J.W.), 1992. - L'analyse de systèmes. L'application aux sciences sociales. Paris, Syros, coll. comprendre.
- LE MOIGNE (J.L.), 1984. - La théorie du système général. Théorie de la modélisation, Paris PUF, 2<sup>e</sup> édition.
- LORDON (F.), 1992. - Irrégularité et évolution : les apports de la dynamique non linéaire à une macroéconomie de l'instabilité et du changement structurel. Communication au séminaire de théorie économique CEPREMAP/EHESS/ Ecole Normale Supérieure, Paris, 34 p.
- MARUANI (M.), REYNAUD (E.) et ROMANI (C.), 1989. - La flexibilité en Italie. Syros alternatives : 17-29
- MENDRAS (H.), 1993. - Entre ordre et désordre, les mutations de la société française. Conférence Carré Seita-Sciences humaines, 4 mars 1993, 22 p.
- MERMET (L.), 1992. - Stratégies pour la gestion de l'environnement. L'Harmattan Ed., Paris.
- MOLES (A.A.), 1990. - Les sciences de l'imprécis. Coll. Science ouverte, Seuil Ed., Paris.

- MONNIER (E.), 1991. - L'évaluation pluraliste : un usage nouveau d'outils classiques. In Outils pratiques, institutions pour évaluer les politiques publiques. Actes du séminaire Plan/ENA, Commissariat Général du Plan, La documentation française : 117-130
- MONTGOLFIER (J.) et NATALI (J.M.), 1987. - Le patrimoine du futur, approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles. Economica Ed., Paris.
- MORIN (E.), 1991. - Introduction à la pensée complexe. Coll. Communication et complexité. ESF Ed. Paris.
- MORIN (E.), 1977. - La méthode Tome 1. Coll. Point, Ed. Le Seuil, Paris.
- MORVAN (Y.), 1985. - Fondements d'Economie Industrielle. Economica, Paris.
- MUNIER (B.) et TERNY (G.), 1989. - Le calcul économique public. Revue d'Economie Politique n° 99
- NELSON (R.) et WINTER (S.G.), 1981. - An evolutionary theory of technical change. Cambridge Harvard University Presse.
- NELSON (R.) et WINTER (S.G.), 1974. - Neoclassical vs. Evolutionary Theories of Economic Growth, Economic Journal 84
- PAVE (A.) et RIEU (M.), 1993. - Ecosystèmes intertropicaux, fonctionnement et usages : questions, perspectives et conclusions. In Actes des journées du programme environnement du CNRS Ecosystèmes intertropicaux. Fonctionnement et usages. Lyon 13-15 janvier 1993. Lettre du programme environnement n° 10 : 60-64
- PERRIN (J.), 1991. - Méthodologie d'analyse des systèmes techniques. In Les figures de l'irréversibilité en Economie. Boyer R., Chavance B; et Godard O. Eds. Sci. EHESS Ed. : 151-171
- PLATTEAU (J.P.), 1989. - L'analyse des relations contractuelles dans le secteur de la pêche maritime : la contribution de la Nouvelle Economie Institutionnelle. In In symposium international IFREMER/ORSTOM "la recherche face à la pêche artisanale" Montpellier du 3 au 7 juillet 1989, Durand J.R., Lemoalle J; et Weber J. Eds. Sci. Collection colloques et séminaires ORSTOM Ed. Tome 2 : 763-774
- QUENSIERE (J.), 1991. - Systémique et pluridisciplinarité : l'exemple du programme d'étude de la pêche dans le Delta central du Niger. In Seminfor IV : 259-271
- REY (H.), 1992-a. - Diversité et articulation des circuits de financement informel au sein de la filière pêche. Contribution à l'ouvrage de synthèse du système pêche dans le Delta central du Niger. A paraître ORSTOM, 14 p,
- REY (H.), 1992-b. - Hystérésis et comportements adaptatifs des pêcheurs artisanaux. Communication à la 6° conférence de l'IIFET (International Institute of Fisheries Economics and Trade) Paris, 6-9 Juillet 1992, 12 p.
- REY (H.), 1991-a. - Les unités de pêche artisanale : de la clarification sémantique à la construction d'un cadre d'approche. multigr ORSTOM, 15 p.
- REY (H.), 1991-b. - Le concept d'unité de production informelle... ou les métamorphoses d'un kaléidoscope. multigr. ORSTOM, 19 p.

- REY (H.), 1989. - Etude économique de la pêche aux petits métiers en Languedoc-Roussillon. Contrat Ministère de la Mer. Rapp. C.E.P., 211 p.
- REQUIER-DESJARDINS (D.), 1992. - Le comportement des acteurs dans les filières agro-alimentaires en Afrique Sub-saharienne : essais d'interprétation par les concepts de l'"économie des organisation". Communication au séminaire CIRAD : "Economie Institutionnelle et Agriculture". Montpellier, 7-9 Septembre 1992, 19 p
- SAHAL (D.), 1982. - Structure and self-organisation. Behavioral Science, 27 : 249-258
- SAVIOTTI (P.), 1986. - Systems theory and technical change, Futures, dec,
- SCET INTERNATIONAL-SEDES, 1975. - Etude d'une stratégie anti-sécheresse dans le sahel de l'Afrique de l'Ouest. Méthode d'approche et d'action sur les systèmes suraux sahéliens. caisse des dépôts et Consignation. Ministère de la Coopération, 300 p.
- SERVANT (M.), CHARLES-DOMINIQUE (P.) et GUILLAUMET (J.L.), 1993. - Ecosystèmes et Paleoécosystèmes des forêts intertropicales. In Actes des journées du programme environnement du CNRS Ecosystèmes intertropicaux. Fonctionnement et usages. Lyon 13-15 janvier 1993. Lettre du programem environnement n° 10 : 31-33
- VALCESCHINI (E.), 1990. - Exploitation, filière et méso-système. In Modélisation systémique et système agraire. Décision et organisation. Brossier J., Vissac J.L. et Le Moigne Eds. Sci. INRA Ed. : 269-282
- WALLISER (B.), 1977. - Systèmes et modèles. Introduction à l'analyse des systèmes. Seuil, Paris.

## **METHODES D'ANALYSE ET DE REPRESENTATION D'UN SYSTEME D'EXPLOITATION : SYNERGIES ET REDONDANCES**

Jocelyne Ferraris, Jean Le Fur

ORSTOM, CRODT  
BP 2241, Dakar - Sénégal

---

### **RESUME**

Le système d'exploitation de la pêche artisanale au Sénégal est l'objet, depuis plusieurs années, de recherches méthodologiques ayant pour but d'en mieux comprendre la structure et le fonctionnement. La confrontation de différentes méthodes sur un même objet d'études permet d'esquisser une comparaison de leurs apports respectifs et des interactions possibles qu'elles permettent. On traitera des techniques d'enquêtes, d'archivage, d'analyse statistique, graphique et symbolique et de modélisation objet, qui ont toutes été employées pour comprendre la dynamique du "Système Pêche Artisanale" au Sénégal.

### **1 - INTRODUCTION**

Les programmes de recherche sur la pêche artisanale menés par le Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye traduisent l'importance de ce secteur halieutique dans la politique de développement économique et social du Sénégal. Avec un parc piroguier de 4800 unités, la pêche artisanale assure 250 000 tonnes de débarquements et représente 75% de la production maritime (CRODT, 1993). Les différentes études thématiques ont permis de cerner les principaux facteurs biologiques, socio-économiques et environnementaux qui conditionnent la dynamique du système d'exploitation et souligné les propriétés d'adaptabilité et de réactivité de cette pêcherie face à la variabilité de son environnement. Comprendre la structure et le fonctionnement du "**Système Pêche Artisanale**" nécessite d'intégrer les résultats de ces différents programmes disciplinaires et de développer de nouvelles démarches basées sur les disciplines de représentation des connaissances. La recherche de synergies et redondances entre différentes méthodes d'analyse et de représentation des connaissances est à la base du programme de recherche mené au CRODT depuis

le début des années 90 sur la dynamique de ce système d'exploitation\*. Le fil conducteur de la démarche et les interactions méthodologiques sont illustrés à partir de quelques exemples particuliers.

## 2 - ETAT DES LIEUX

Suite à la synthèse des différentes études sur la pêche artisanale et à l'analyse des données disponibles de 1975 à 1987, Laloë et Samba (1989) ont montré que les schémas d'exploitation des espèces ne pouvaient pas être expliqués à partir des modèles de dynamique de population classiques. Un modèle synthétique est proposé qui intègre le choix du pêcheur pour expliquer la relation entre effort nominal et effort effectif (Laloë et Samba, 1991). Par les notions de **tactique** de pêche, qui englobe le choix d'un engin de pêche, d'une localisation géographique et d'une espèce-cible, et de **stratégie** de pêche qui combine plusieurs tactiques, le modèle respecte les critères multi-espèces et multi-engins caractéristiques des pêcheries artisanales. Basé sur un modèle global de production dans lequel est introduit une règle de décision pour l'adoption des tactiques de pêche, le modèle distingue deux éléments moteurs : la variation de biomasse de la ressource et le calcul de l'effort nominal de chaque tactique de pêche (figure 1). Ce modèle introduit à l'aide de quelques équations mathématiques les notions de **rentabilité** des tactiques de pêche, de **mémoire** du pêcheur et de **tactiques alternatives**. Ce premier outil d'exploration du comportement de la pêcherie souligne la nécessité de décrire la dynamique de l'exploitation aussi bien que celle de la ressource, l'activité nominale d'une unité de pêche pouvant générer différents efforts effectifs. La variabilité des unités de pêche, qui met en évidence les limites des statistiques obtenues dans les enquêtes de routine pour analyser les mortalités subies par les différents stocks, nécessite de rechercher de nouveaux cadres de synthèse mieux adaptés aux questions sur la dynamique du système d'exploitation (Laloë, 1992). Les tactiques et stratégies de pêche doivent être précisées et mieux formalisées, ainsi que le processus de décision du pêcheur artisan.

Etape indispensable à la description d'une pêcherie (Morizur *et al.* 1992, Durand *et al.* 1991, Gondeaux 1988, CEE 1987), la classification des flottilles en fonction des tactiques (ou métiers) implique de connaître l'activité des unités de pêche au cours du temps. Les données quotidiennes récoltées pour les efforts de pêche de Joal sur la Petite Côte du Sénégal (Gérard M., 1985) ont permis d'illustrer l'intérêt d'un suivi d'unités de pêche pour l'étude du comportement dynamique de la pêcherie et de réaliser un premier essai de modélisation par intelligence artificielle. Le principe consistait à simuler le comportement global de la pêcherie à partir (i) de la composition

---

\* Les différentes composantes de ce programme de recherche ont bénéficié de financements du Ministère de la Recherche et de la Technologie, de l'ORSTOM et de l'action incitative "Dynamique et Usage des Ressources Renouvelables" et du comité "Méthodes-Modèles-Théories" du programme Environnement du CNRS.

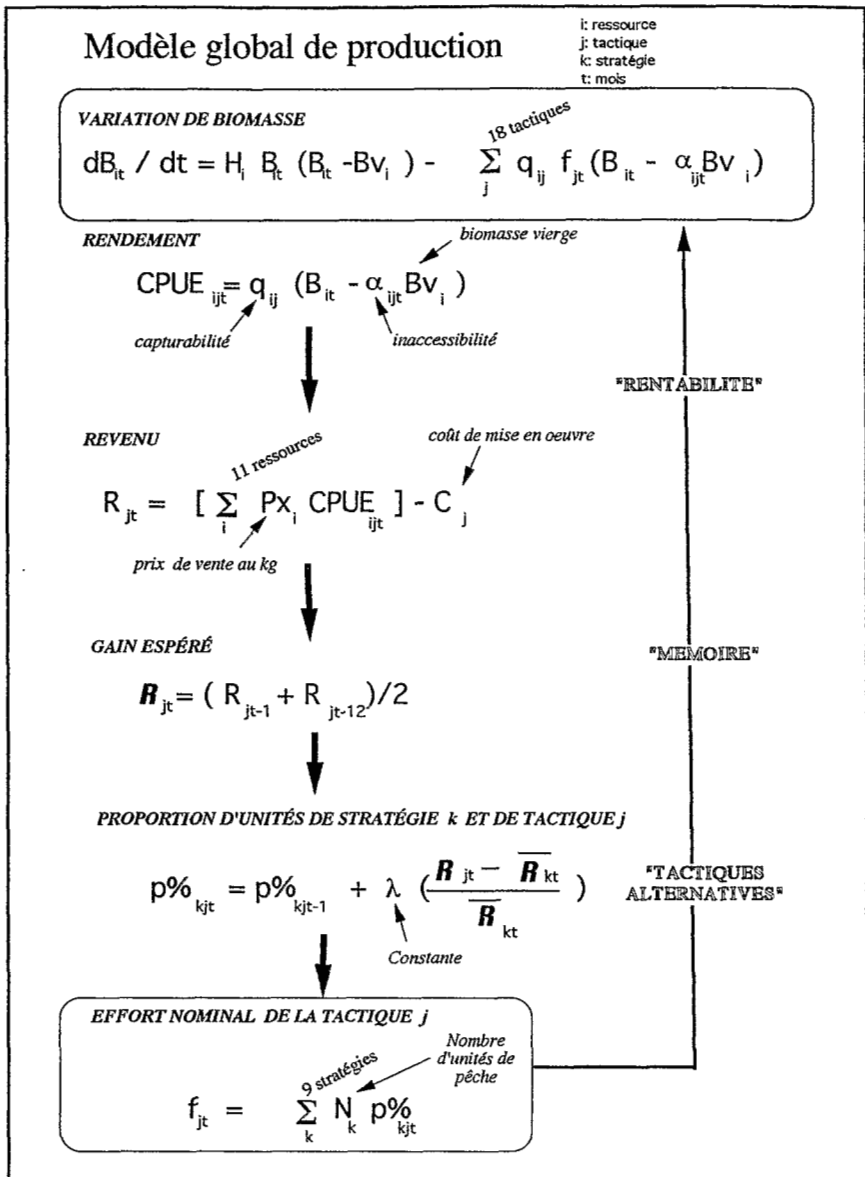


Figure 1 : Etapes du modèle de simulation de la pêche artisanale sénégalaise proposé par Laloë et Samba (1989) : La proportion d'unités de pêche de stratégie k utilisant la tactique j au temps t est déterminée par le calcul du rendement de pêche de cette tactique (CPUE<sub>ijt</sub>) - rendement fonction de la capturabilité et de l'inaccessibilité de la ressource à la tactique -, du gain espéré par le pêcheur (R<sub>jt</sub>) - gain fonction du prix de vente, du rendement de la ressource, du coût de mise en oeuvre de la tactique et du gain obtenu un an auparavant - et de la comparaison du gain de cette tactique j au gain moyen attendu avec les autres tactiques disponibles au sein de la stratégie du pêcheur. et

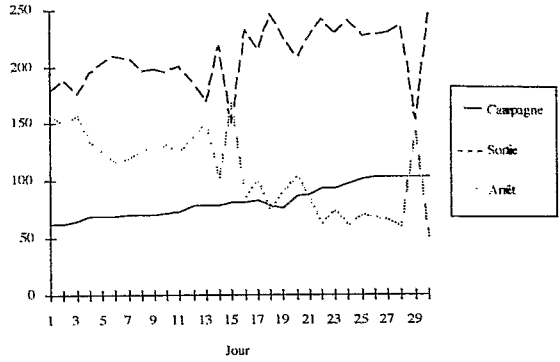
des caractéristiques du parc piroguier et (ii) du processus de décision des pêcheurs soumis à la variabilité de leur environnement. Les données de juin 1988 sur l'activité quotidienne des 400 unités du parc piroguier ont été saisies et soumises à des analyses de classification automatique (Ferraris *et al.*, 1991). Les unités de pêche sont décrites par quelques variables synthétiques résumant d'une part le nombre de jours passés en sortie de pêche, en arrêt et en campagne de pêche externe à Joal, et d'autre part le nombre d'engins de pêche utilisés au cours du mois. L'évolution des variables synthétiques montre l'augmentation du nombre de pêcheurs en migration et une diminution du nombre de pirogues inactives. L'activité mensuelle des unités de pêche révèle un parc piroguier structuré en 5 classes (Figure 2a). La même approche est appliquée aux trois groupes d'unités de pêche les plus actives décrites par le nombre de jours passés dans chacune des techniques de pêche. La structure composite issue de la typologie traduit la diversité de la pêcherie. Le profil temporel du nombre d'unités par engin révèle un transfert des efforts de pêche au cours du mois au profit de la ligne poulpe (Figure 2b).

La décomposition du parc piroguier en entités à comportement similaire et l'identification des facteurs discriminants de ces comportements (origine de l'unité, prix, ressources, jours fériés, météo, etc.) sont à la base d'un essai de modélisation réalisé à partir du générateur de système expert SNARK-OPEN (Sarr, 1991). La modélisation, au jour le jour, du processus de décision du pêcheur artisan permet de retrouver les profils observés avec les variables synthétiques. Les résultats de cet exercice ne sont pas intéressants en soi, les règles de procédure obtenues par essai/erreur pour converger vers les profils observés n'ayant pas été validées, mais la démarche mérite d'être soulignée pour plusieurs raisons :

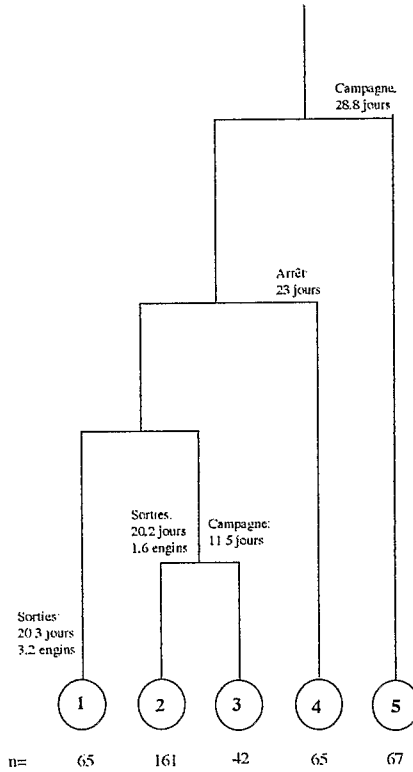
- cette réflexion a nécessité la mise en place d'un groupe pluridisciplinaire formé d'un biologiste, un économiste, un statisticien, un modélisateur et un informaticien ;
- la confrontation de la connaissance de chacun a favorisé une meilleure appréhension de la structure et du fonctionnement de la pêcherie de Joal et l'identification des facteurs influençant la prise de décision du pêcheur artisan ;
- le profil du nombre de pirogues actives n'a cependant pu être retracé qu'à partir d'un transfert de l'étude sur l'arrêt de pêche : il était en effet plus facile de trouver des règles de production de la non pêche, et de modéliser une fonction de repos, que d'identifier les causes de sortie en mer ;
- il n'a pas été possible de retracer le profil des efforts par engin de pêche de la figure 2b. La confrontation exhaustive, puis synthétique, de la connaissance et des méthodes a permis de dégager les lacunes existant dans le corpus d'informations disponibles et d'engager de nouvelles voies de recherche plus appropriées à la problématique ;
- il est enfin remarquable que la conduite séparée de l'analyse statistique, de la réflexion des spécialistes et de la modélisation par intelligence artificielle n'auraient pu conduire à ces résultats.



**Evolution du nombre d'unités de pêche par catégorie d'activité**

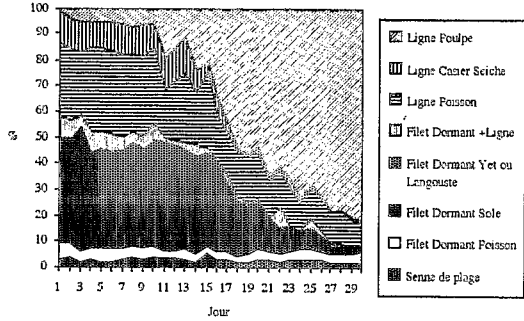


**Typologie des unités de pêche selon l'activité mensuelle**

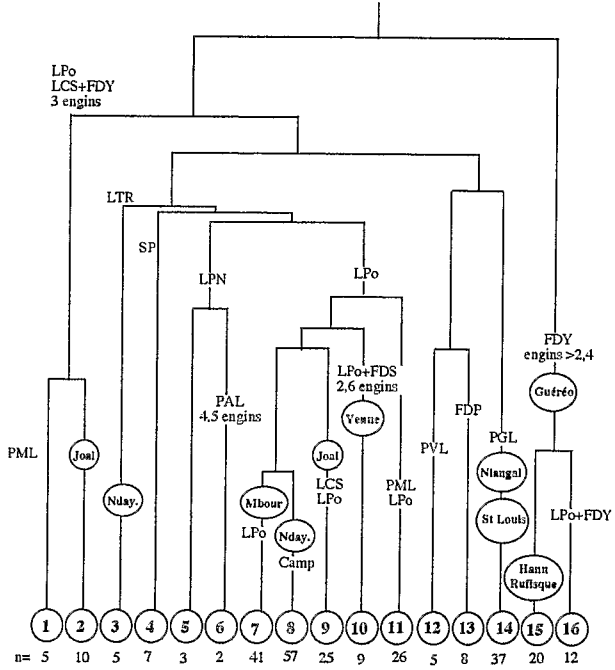


**Figure 2a :** Dynamique et structure du parc piroguier de Joal en juin 1988 décrites par le nombre de pirogues et le nombre de jours/pirogue en fonction de variables synthétiques sur l'activité de pêche (sortie, arrêt, campagne de pêche, nombre d'engins).

**Evolution du nombre d'unités de pêche par catégorie d'activité**



**Typologie des unités de pêche selon l'activité mensuelle**



- FDP: Filet Dormant Poisson
- FDS: Filet Dormant Sole
- FDY: Filet Dormant Yet
- LCS: Ligne-Casier-Seiche
- LPN: Ligne Poisson Nocturne
- LPo: Ligne Poulpe
- LTR: Ligne Traîne
- PAL: Palangre
- PGL: Pirogue Glacière Ligne
- PML: Pirogue Moteur Ligne
- PVL: Pirogue Voile Ligne
- SP: Senne Plage
- Yenne: Campagne de pêche

**Figure 2b :** Dynamique et structure du parc piroguier de Joal en juin 1988 décrites par le nombre de pirogues et le nombre de jours/pirogue en fonction du type de pêche.

Les perspectives offertes dans l'analyse de la structure et du fonctionnement du système d'exploitation par l'approche pluridisciplinaire et par la recherche de synergies entre l'analyse des données, la modélisation mathématique et les techniques d'intelligence artificielle ont conduit à la définition de la démarche illustrée à la figure 3. De l'acquisition à la représentation des connaissances, les différentes étapes méthodologiques imposent une dérive du monde réel vers un monde formel qui traduit notre capacité d'appréhension de ce système complexe et dynamique qu'est la pêche artisanale sénégalaise.

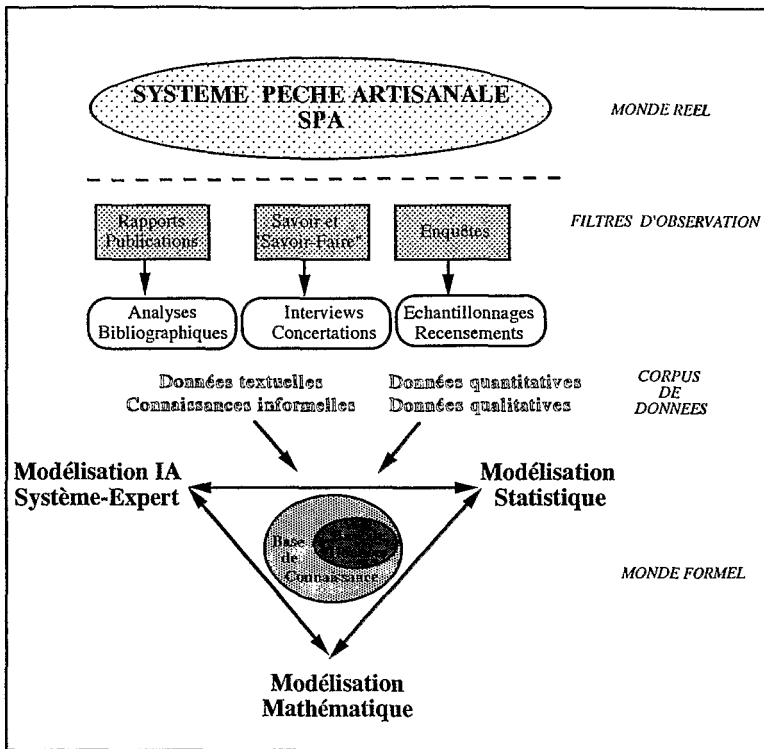


Figure 3 : Acquisition et formalisation des connaissances du système d'exploitation halieutique "la pêche artisanale au Sénégal".

### 3 - LA DEMARCHE

#### 3.1 - Le système d'information

L'acquisition des connaissances sur la pêche artisanale nécessite de confronter les différentes sources d'information et de les structurer en un système qui dépend d'une part des méthodes de collecte et de stockage des données et d'autre part de l'angle sous lequel les méthodes d'analyse et de représentation appréhendent le corpus de données. L'information disponible au CRODT sur la pêche artisanale se révèle très riche et très diversifiée et s'exprime sous différentes formes : résultats d'enquêtes, littératures ou connaissances informelles non publiées. La perception du système d'exploitation résulte alors des filtres appliqués au monde réel par chacun des observateurs de la pêche et des méthodes d'acquisition des données qui dépendent de la source et de la nature de l'information :

- **Analyse bibliographique** des rapports et publications disponibles (documents internes, publications scientifiques, littérature grise, rapports de mission, etc.). Les nombreuses études et analyses effectuées par les chercheurs, experts ou autres investigateurs de la pêche artisanale représentent une somme de connaissances particulièrement riche. La sémantique de ces informations textuelles doit être prise en compte dans la représentation du système d'exploitation.
- **Entrevues et concertations** visant à extraire l'information contenue dans le "Savoir et Savoir-Faire" des scientifiques et des techniciens du CRODT, ainsi que des acteurs du système (pêcheurs, mareyeurs, etc.). Cette connaissance informelle sur la pêche artisanale est recueillie à l'aide de questionnaires ouverts et par la constitution de groupes de travail pluridisciplinaires permettant aux différentes disciplines de mettre leurs concepts en commun.
- **Enquêtes statistiques.** Les enquêtes de routine mises en place par le CRODT depuis la fin des années 70 sur les aspects biologiques (péchart, 1982) et socio-économiques (Weber, 1982) représentent une quantité importante de données informatisées : - recensements bi-annuels du parc piroguier ; - échantillonnages des captures, des efforts et des prix de vente sur les principales plages de débarquement. L'approfondissement des connaissances sur certains points précis a également nécessité au fur et à mesure du déroulement de la recherche la mise en place d'enquêtes ponctuelles sur l'histoire économique, technique et sociale de la pêcherie, les communautés de pêcheurs, la commercialisation, la technologie des engins de pêche, etc.

La confrontation des différentes sources d'information se concrétise sous la forme d'un corpus de données de nature textuelle et numérique (quantitatives et qualitatives). L'intégration de ces connaissances éparses acquises par les différents champs disciplinaires et collectées de façon cloisonnée pose le problème du stockage et du traitement de l'information. Grâce aux concepts de base de données, base de

connaissance et au développement des méthodes d'analyse de données et d'intelligence artificielle, les sciences de l'informatique offre un nouveau cadre de formalisation qui permet de mieux appréhender la complexité du monde réel et d'étendre le concept de données qui n'est plus seulement relié au traitement numérique (Jambu, 1989). Les différents fichiers de données numériques du CRODT, fichiers accumulés mais non structurés au cours du temps, constituent la "banque de données" de laquelle sera extraite l'information quantitative et qualitative soumise aux traitements numériques et graphiques. La base de connaissance, plus globale, intègre l'information textuelle et la connaissance informelle grâce aux formalismes et traitements développés dans le cadre de l'intelligence artificielle, notamment par l'utilisation des langages orientés objets et par la définition des règles procédurales des systèmes experts. Cet ensemble de connaissances "pseudo-triviales" mais non formalisées dont disposent les experts enrichit l'analyse numérique de la connaissance apportée par le spécialiste du domaine.

### 3.2 - Formalisation des connaissances

L'acquisition et la représentation des connaissances sur la pêche artisanale sénégalaise, et donc le passage au monde formel résultant de nos constructions intellectuelles, est basée sur la recherche d'une interaction entre **l'analyse des données**, la **modélisation mathématique** et **l'intelligence artificielle**. Basées sur les outils mathématiques et informatiques, ces trois approches contribuent aux différentes étapes du processus de modélisation (Pavé, 1989). L'analyse statistique intervient dans l'acquisition des connaissances tirées des données existantes, l'ajustement du modèle et l'estimation des paramètres et la validation de la modélisation par confrontation des données simulées aux données observées. L'analyse statistique et la modélisation mathématique, dont la frontière n'est pas très nette puisque ces deux approches utilisent le langage mathématique et la notion de modèle, peuvent être distinguées par leur finalité : l'approche statistique vise l'analyse de la variabilité du phénomène et la confrontation des données à un modèle mathématique préétabli ; la modélisation mathématique est orientée vers la description d'un fonctionnement spécifique et l'élaboration d'un modèle théorique. Cependant l'analyse statistique et la modélisation ne doivent pas être perçues comme des techniques concurrentes ou complémentaires mais comme les constituants d'un continuum (Lebreton, 1992). Deux philosophies d'approche se distinguent en statistique : la statistique exploratoire qui vise l'étude de la structure des données sans hypothèse *a priori* et la statistique confirmatoire qui permet de tester une hypothèse à partir d'une loi de probabilité ; la phase exploratoire précède généralement la phase confirmatoire mais les deux sont nécessaires à la démarche d'analyse de données (Tukey, 1980). L'exploration de la structure des données par la statistique multidimensionnelle vise à se rapprocher et obtenir une vision synthétique et globale des données de base et à mieux cerner les interactions entre les phénomènes observés. Le résumé graphique, qui aide à saisir les éléments caractéristiques d'une série de données et à visualiser leur variabilité avant toute forme de simplification,

présente différentes formes : diagrammes ; réseaux illustrant les relations entre les éléments tels que les dendrogrammes des analyses typologiques ; cartes constituant une puissante forme de mémorisation et fournissant de l'ensemble des données numériques un résumé des faits essentiels, telles que les représentations géométriques des analyses factorielles. Si le traitement des bases de données nécessite un traitement numérique, l'extraction d'information explicite est cependant de nature symbolique. Inspirée par les langages orientés objets, l'analyse de données symboliques favorise la représentation formelle de la connaissance dans le cadre de la modélisation par intelligence artificielle. L'approche symbolique enrichit la problématique de l'analyse des données classiques en élargissant son cadre d'application alors que l'approche numérique est nécessaire à l'intelligence artificielle notamment pour l'aide à la construction des bases de connaissance (Kodratoff et Diday, 1991). L'interaction entre statistique et intelligence artificielle peut également se situer dans les problèmes reliés à l'incertitude - apport de la statistique à l'IA - ou dans l'élaboration de stratégies d'analyse des données - apport de l'IA à la statistique - (Gale, 1986). La modélisation par intelligence artificielle, avec particulièrement l'approche système expert, est basée sur des objets et des raisonnements (mécanismes/processus), sur des relations entre les objets et sur des liens entre les objets et les raisonnements. Elle favorise l'utilisation de données incertaines et de raisonnements non algorithmiques et permet de se rapprocher des modèles de processus cognitifs de l'homme . L'intégration d'une structure hiérarchique autorise de plus la gestion de contextes et points de vue différents favorisant une approche systémique et pluridisciplinaire.

#### **4 - OPERATIONS DE RECHERCHE**

De l'élaboration du système d'information et des possibilités offertes pour l'acquisition et la représentation des connaissances sur la dynamique du système d'exploitation, trois opérations de recherche sont définies et menées en parallèle depuis le début du programme.

##### **4.1 - Structuration et exploitation des bases de données**

La "banque de données" sur la pêche artisanale sénégalaise est constituée de couches d'informations accumulées au cours du temps et récoltées par différentes disciplines et différents protocoles. Les disparités entre ces couches révèlent souvent des incohérences au niveau des données et un manque d'harmonisation dans le stockage de l'information. Ce constat a nécessité dans un premier temps un travail important de mise en forme de l'information au point de vue de :

- la validation des données,
- l'harmonisation des systèmes de codage,
- la réalisation de structures d'accueil de données des différentes sources,
- le développement de protocoles d'interface entre les différentes bases.

Une chaîne de traitement informatique a été développée pour vérifier et restructurer intégralement l'ensemble des données de prises et d'efforts de pêche artisanale récoltées depuis la fin des années 70 (Ferraris *et al.*, 1993). Cette base de données, ainsi que celles sur les prix et les recensements constituent une des grandes richesses du CRODT permettant des analyses rétrospectives sur la dynamique du système d'exploitation. Ce premier travail sur la qualité et l'accessibilité de l'information est une étape fastidieuse mais indispensable à l'acquisition des connaissances. Un bon moyen de validation de l'information passe cependant par l'utilisation des données. Leur analyse et leur confrontation dans le temps, l'espace ou les différents thèmes abordés favorisent en effet la détection d'erreurs, de lacunes ou d'incompatibilités dans l'information. L'exploration de la structure des données par analyse graphique et statistique multidimensionnelle vise l'émission de nouvelles hypothèses de travail, l'identification des facteurs structurants des données, la construction de variables synthétiques et l'aide à la construction de la base de connaissance.

#### 4.2 - Projet MOPA - MODélisation de la Pêche Artisanale -

A partir de la connaissance acquise au CRODT et des bases de données disponibles, un projet de modélisation de la dynamique du système pêche artisanale a été engagé (Le Fur, 1990). L'approche retenue considère la variabilité des facteurs de l'environnement, les contextes instables qu'elle crée, la réactivité et l'adaptabilité des acteurs qui y sont soumis. Sous cet angle, le projet de modélisation envisage une perception globale de la dynamique traduite comme un ensemble de dynamiques constamment perturbées puis corrigées de chaque constituant. Cette approche a conduit à privilégier quatre directions méthodologiques :

- l'approche systémique qui cherche à intégrer dans une seule compréhension l'ensemble des composantes du système et leurs interactions ;
- l'approche système expert qui fournit un mode d'expression générique, dans lequel les connaissances des différents domaines s'expriment en un langage commun, et de raisonnements non algorithmiques qui permettent d'approcher les processus de décision des pêcheurs artisans ;
- la représentation dite "orientée-objet", qui favorise la représentation modulaire des différentes composantes, l'interaction multiple et la flexibilité des inter-relations ;
- la décomposition fonctionnelle de la représentation sous la forme d'études de cas de perturbations pouvant conduire aux émergences et résiliences observées dans le fonctionnement général du système et progresser vers la complexité ;

Ces choix méthodologiques ont été retenus afin de permettre l'homogénéisation des concepts utilisés par les différentes disciplines et favoriser une approche décloisonnée, indispensable pour la prise en compte des facteurs dont la pression simultanée produit conjointement un effet donné sur le système. Pratiquement, le projet MOPA vise à décrire la nature, la structure et les états des constituants du "système pêche artisanale" et à modéliser les relations entre les différents composants. La modélisation est ainsi basée sur l'analyse des structures (détecteurs, centres de décision, réseaux),

de la nature de l'information et des temps de réponse. Elle aborde les concepts de rétroaction, mémorisation, transmission de l'information et transfert d'échelles. Le schéma "détection-évaluation-décision-actualisation-action" est appliqué à chaque groupe d'acteurs. Les règles de fonctionnement et les modalités de réaction du système dégagées à partir des études de cas sont ensuite testées à travers leur reproductibilité sur de nouveaux cas de perturbation de nature différente. Le premier cas étudié concerne l'émergence de la pêche au filet dormant de Kayar (Le Fur 1993 a,b).

### 4.3 - Collecte de nouvelles informations

La mise en commun d'informations de nature et d'origine différentes, l'analyse des données et la simulation des processus mettent en évidence des lacunes dans le système d'information qui nécessitent la collecte de nouvelles données. L'identification et formalisation des tactiques et stratégies de pêche et la modélisation de la pêche au filet dormant de Kayar ont ainsi impliqué les actions suivantes :

- **Suivi d'unités de pêche** : le modèle de Laloë-Samba décrivant plus particulièrement le comportement des pêcheurs de la côte nord du Sénégal, 200 unités de pêche originaires de cette région et réparties dans les sept principaux points de débarquement du littoral ont été suivies sur un cycle annuel (Ferraris, 1991). Outre le profil d'activités quotidiennes des unités de pêche, quatre mois d'enquête sur la motivation et les choix tactiques du pêcheur ont été menées au cours de l'année. Le questionnaire comporte des variables résumant les intentions avant la sortie de pêche - sur l'engin, le lieu et les espèces-cibles -, les aspects factuels de la sortie de pêche (notamment les espèces ramenées) et une appréciation globale sur la sortie de pêche vis à vis de la ressource, du marché et des conditions environnementales. Des questions ouvertes permettent de noter toutes les observations pertinentes pour expliquer les raisons de changement tactique des pêcheurs et leurs intentions à moyen et long terme.

- **Enquête sociologique** : l'importance des déterminants socio-culturels des tactiques des communautés léboues et guet-ndariennes est étudiée à partir d'entretiens non directifs menés par un sociologue auprès de groupes de pêcheurs dans le but de cerner les contraintes et motivations sociales des pêcheurs en regard des stratégies de pêche (Gaye, 1992). Les éléments tactiques concernent les migrations, la spécialisation ou polyvalence technique et les espèces-cibles. Le choix de la population cible vise à préciser les motivations et modalités de prise de décision stratégique qui prennent corps notamment à l'intérieur de l'ensemble familial chez les pêcheurs originaires de la côte nord. Les aspects sur la formation des pêcheurs, la circulation de l'information et le renouvellement des unités de pêche sont abordés avec une référence particulière à la pêche au filet dormant.



- **Enquête sur le mareyage** : le système de mareyage à l'exportation lié à la pêche artisanale est étudié afin de mieux cerner la fonction de demande pour les espèces nobles - notamment la sole recherchée par les filets dormants - et de développer un nouveau module du projet MOPA concernant cet élément moteur de la dynamique du système d'exploitation (Sarr, 1993).

- **Entrevues diverses** : certains aspects factuels sur le comportement de la pêcherie sont précisés à partir d'entrevues informelles auprès des pêcheurs, enquêteurs, chercheurs. La confrontation des différentes sources d'information a permis ainsi d'enrichir la connaissance sur les conflits de pêche et la naissance de la pêcherie au filet dormant de Kayar (Le Fur, 1992a).

## 5 - INTERACTIONS METHODOLOGIQUES

Les premiers résultats de recherche permettent d'illustrer trois types d'interactions méthodologiques : confrontation, chaînage et coopération :

- Le premier exemple confronte les résultats d'une analyse statistique avec ceux d'une enquête sociologique et souligne la coopération entre deux méthodes d'acquisition des connaissances ; l'analyse des données confirme statistiquement l'analyse sociologique menée à l'aide de questionnaires ouverts auprès de quelques groupes de pêcheurs alors que les points dégagés par le sociologue favorise l'interprétation des résultats statistiques.
- Le deuxième exemple illustre la confrontation de résultats statistiques obtenus à partir de différents jeux de données et la coopération entre approches numérique et symbolique ; l'analyse numérique fournit des indicateurs statistiques à l'approche symbolique qui génère une connaissance utilisable à la phase d'interprétation de la classification automatique.
- Le troisième exemple confronte différents jeux de données et confirme les résultats graphiques par les conclusions des entrevues informelles. Illustrant le chaînage entre la représentation graphique sur différentes échelles d'observations et la simulation des phénomènes observés, il souligne la coopération entre les approches, le processus de modélisation accompagnant l'acquisition des connaissances.

### 5.1 - Analyse statistique / Enquête sociologique

53 pêcheurs basés à Kayar ont été suivis au cours des enquêtes sur les unités de pêche mises en place en décembre 1991. Chaque unité est décrite par des caractéristiques générales concernant le capitaine, la pirogue, les habitudes de pêche, etc. Un résumé de ces variables qualitatives est obtenu par analyse des correspondances multiples. Le premier plan factoriel dégage synthétiquement les

caractéristiques principales des fiches-pêcheurs (figure 4). Les associations entre les modalités des différentes variables permettent de retrouver et de conforter certains points dégagés en parallèle dans l'enquête menée par le sociologue auprès des communautés léboues et guet-ndariennes de Kayar et Saint-Louis. La position des individus sur le plan factoriel met en évidence la disparité entre les deux communautés. Les pirogues inférieures à 6 mètres et supérieures ou égales à 8 mètres sont caractéristiques des pêcheurs saint-louisiens : de l'analyse du sociologue, il ressort que les petites unités, associées à un moteur de 8 CV, correspondent aux pêcheurs dont la migration est due aux conditions de navigation difficile de la région de Saint-Louis alors que les plus grandes pirogues appartiennent aux pêcheurs pratiquant leurs campagnes de pêche sur la côte nord où la barre est particulièrement marquée. Le gradient d'âge associé à l'axe II confirme que les capitaines des unités kayaroises sont globalement plus jeunes et non propriétaires de la pirogue. Les saint-louisiens se révèlent des adeptes de la polyvalence technique, pouvant utiliser jusqu'à cinq engins de pêche différents notamment le filet dormant, contrairement au pêcheur kayarois spécialisé dans un ou deux engins et pratiquant souvent une deuxième activité, l'agriculture, en dehors de la pêche. Les deux communautés se distinguent également par les lieux des campagnes de pêche. L'étude du plan des individus permet d'identifier des comportements atypiques tels que la position de quelques pêcheurs saint-louisiens au niveau des pêcheurs kayarois. Le retour aux données et l'analyse monographique réalisée par le sociologue révèlent que ces pêcheurs "atypiques" sont des saint-louisiens nés à Kayar et fortement intégrés à la communauté léboue, se différenciant alors des migrants venus à Kayar uniquement pendant la saison froide. Les méthodes de statistique descriptive multidimensionnelle permettent d'appréhender la variabilité de la population statistique inventoriée tout en donnant une vision globale et en respectant le statut individuel de chaque élément de l'échantillon. L'analyse factorielle constitue une méthode privilégiée des sciences sociales ; "le processus de recherche des facteurs est un des outils qui servent à fabriquer des concepts [...]. Il fournit une structuration objectivable, fusion exacte entre un empirisme statistique et le dégagement de "formes" de compréhension qui constituent son seul but" (Moles 1990).

## **5.2 - Analyse numérique / Approche symbolique**

Les données obtenues à Kayar du 15 décembre 91 au 15 janvier 92, dans le cadre du suivi des unités de pêche et des enquêtes de routine sur les prises au débarquement, sont soumises à des analyses typologiques dans le but de dégager des comportements types de pêche (Figure 5). Les enquêtes de motivation menées auprès des pêcheurs suivis quotidiennement au cours de cette période permettent de préciser

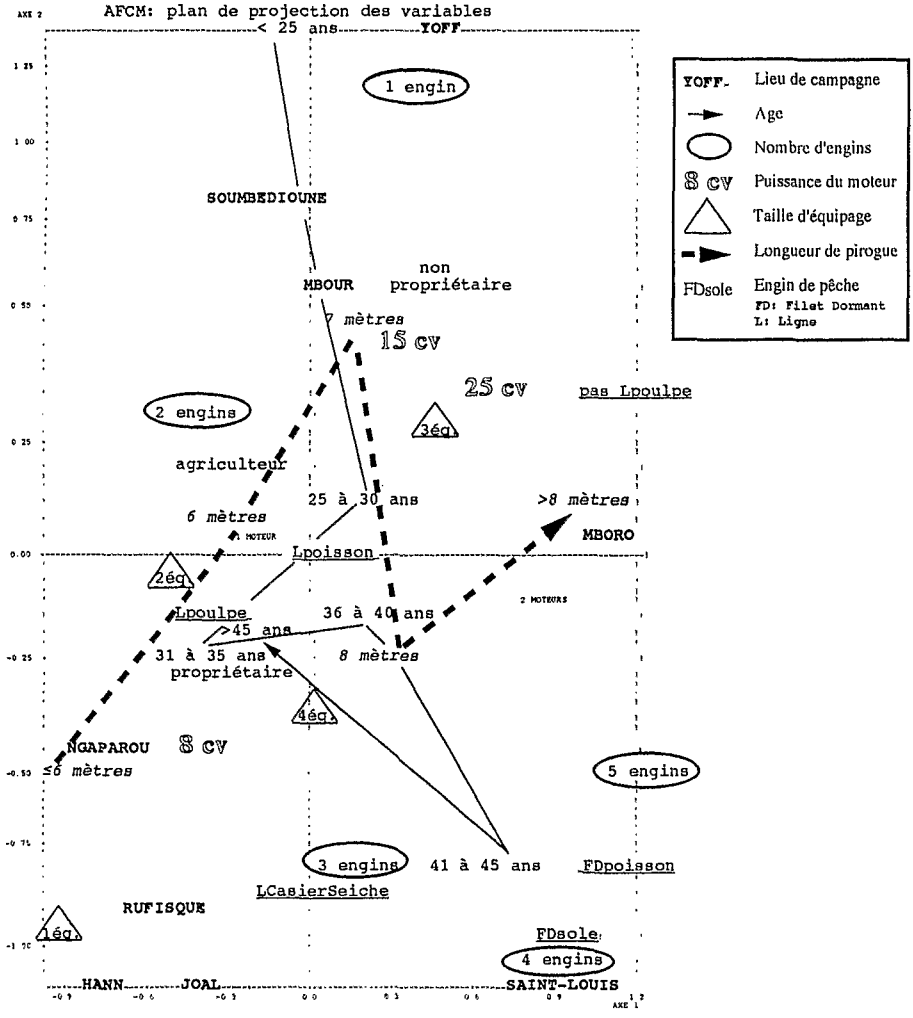


Figure 4 : Résumé graphique des fiches-pêcheurs du suivi des unités de pêche de Kayar par Analyse des Correspondances Multiples.

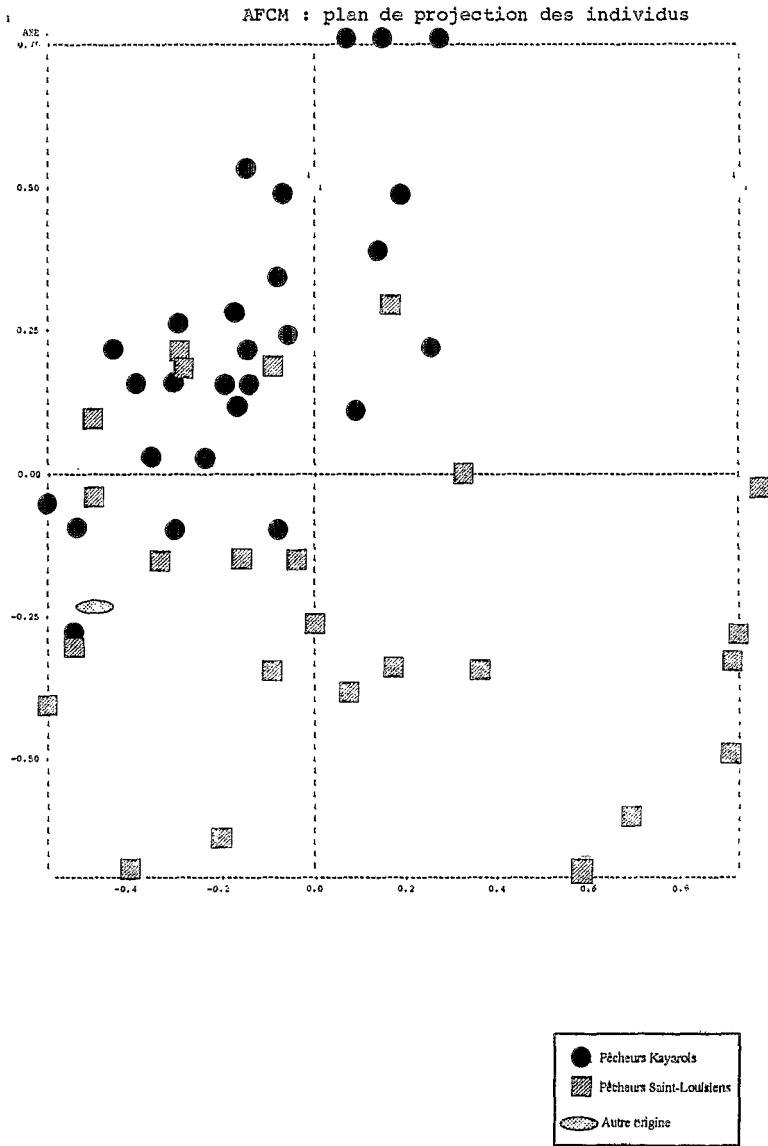
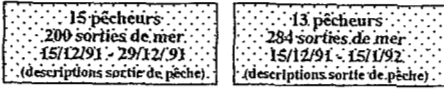
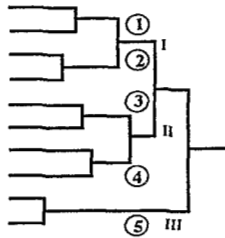


Figure 4 : Suite

SUIVI UNITES DE PECHE



Classification Ascendante Hiérarchique



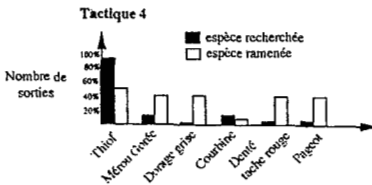
Description des classes

Classe 4 n=62			
Variables caractéristiques	Modalités caractéristiques	Pourcentages	
		CLA/MOD	MOD/CLA
Espèce-cible 1	thiof	86.8	95.2
Engin	PML <12 CV	47.5	90.3
Lieu de pêche	Mboro	100.0	32.3
Lieu de pêche	Niari Raya	100.0	14.5
Lieu de pêche	Inconnu	72.7	12.9
Espèce-cible 2	courbine	72.7	12.9
Espèce-cible 2	Mérou de Gorée	100	8.1

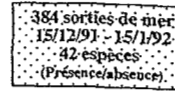
Formalisation symbolique

**Tactique 4**  
 [espèce cible 1 = thiof]  
 ^ [espèce cible 2 = {0.13 (courbine), 0.08 (mérou de Gorée), 0.79 (aucune)}]  
 ^ [engin = {0.90 (PML ≥ 12 CV), 0.10 (PML < 12 CV)}]  
 ^ [lieu = {0.32 (Mboro), 0.15 (Niari Raya), 0.13 (inconnu), 0.40 (autre)}]

Calcul des extensions



ENQUETES DE ROUTINE



Classification Ascendante Hiérarchique

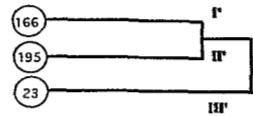


Figure 5 : Identification et formalisation des tactiques de pêche par confrontation des résultats obtenus sur différents jeux de données.

et formaliser les tactiques de pêche des communautés léboues et saint-louisiennes. Les sorties de pêche sont groupées sur la base des espèces-cibles, du lieu, de l'engin de pêche et de la taille de l'équipage. (A) Les 284 sorties de mer de 13 pêcheurs suivis pendant 30 jours donnent 5 classes de tactique. (B) Les classes sont décrites sur la base de critères statistiques, fournis par le logiciel SPAD (1987), dégagant les modalités discriminantes et les degrés d'homogénéité et de spécificité des classes : pour la classe 4, 95.2% des 62 sorties de pêche correspondent à des pêcheurs ayant l'intention de rechercher le thiof (critère MOD/CLA= effectif de la classe ayant la modalité/effectif total de la classe); 86.8% des pêcheurs de thiof se retrouvent effectivement dans cette classe (critère CLA/MOD: effectif de la classe ayant la modalité/effectif total de la modalité). Cette première phase numérique permet de déterminer une partition en classes homogènes de jours-pêcheurs sur la base de variables qualitatives décrivant les choix du pêcheur. (C) La tactique de pêche est ensuite exprimée dans le cadre du formalisme symbolique (Diday, 1992). La clarté du formalisme des objets symboliques, qui entrent rigoureusement dans le cadre de ceux utilisés par les langages orientés-objets, permet d'exprimer les connaissances sous une forme explicite s'inscrivant dans l'optique du projet MOPA. Un objet symbolique est décrit à l'aide d'une conjonction de propositions logiques portant sur les valeurs prises par les différentes variables. Les tactiques de pêche de Kayar sont exprimées à l'aide des objets symboliques modaux de l'approche probabiliste (Perinel, 1992). (D) L'extension de l'objet symbolique, soit l'ensemble des individus pour lesquels il existe une adéquation suffisamment élevée avec l'objet tactique, est déterminée afin d'avoir un recouvrement maximal avec les classes d'origine obtenues dans l'analyse numérique. Le calcul des extensions est appliqué à un deuxième lot de pêcheurs afin de reconsidérer la formulation symbolique en fonction du nombre de jours-pêcheurs associés à aucun objet symbolique ou appartenant à plusieurs extensions. Les tactiques de pêche sont alors décrites par le profil des espèces effectivement capturées. Ainsi pour la tactique "thiof", 95% de pêcheurs recherchent le thiof mais seuls 50% ramènent de cette espèce qui est associée avec le mérrou de gorée, la dorade grise, le denté à tache rouge ou le pageot. Ces résultats sont ensuite confrontés à l'analyse typologique réalisée sur les pirogues échantillonnées à Kayar dans le cadre des enquêtes de routine sur les prises. Par l'étude des rendements de pêche, il apparaît possible d'appréhender les moyens mis en oeuvre par les unités de pêche, le faciès de la prise reflétant la sélectivité de l'engin, l'habitat des espèces et donc le lieu de pêche et le choix de l'espèce-cible (Ferraris et Samba, 1992). (E) Les 384 sorties de mer observées entre le 15/12/91 et le 15/01/92 sont décrites par le cortège spécifique des prises et soumises à une analyse de classification automatique. Elles révèlent 3 types d'associations d'espèces : les trois branches du dendrogramme montrent un parallèle avec les trois premières branches de l'arbre hiérarchique obtenu dans l'analyse typologique précédente, soit une combinaison d'espèces caractéristiques des tactiques orientées sur le pageot, sur le thiof ou sur le denté à gros yeux. Par confrontation des différents jeux de données, on cherche ainsi à confirmer l'existence des tactiques de pêche. L'association entre les tactiques et les rendements de pêche

permettra d'enrichir l'analyse sur les causes de changement tactique et de préciser les relations entre effort nominal et effort effectif.

### 5.3 - Représentation graphique / Simulation

Le premier cas de perturbation choisi dans le cadre du projet MOPA concerne l'émergence de la pêcherie au filet dormant à Kayar. L'acquisition des connaissances sur le phénomène passe dans un premier temps par la représentation graphique de l'information contenue dans les bases de données (Le Fur, 1992b). La force du graphisme pour extraire et représenter les éléments pertinents du phénomène étudié est illustré à partir de quelques exemples particuliers (Figure 6) :

- Les **diagrammes en pointe de tarte** montrent la composition spécifique des captures des filets dormants de Kayar. deux espèces importantes prédominent annuellement dans les prises, l'otolithé et la sole, soit deux espèces-cibles à prendre en considération dans l'étude de rentabilité du filet dormant.

- La variabilité inter-annuelle des efforts de filet dormant (soit le nombre de sorties/mois), illustrée par un **diagramme bivarié**, illustre l'émergence de la pêcherie : le phénomène a débuté de façon marquée en 1985, s'est maintenu l'année suivante avec une chute en 1987, pour accuser graduellement une augmentation marquée des efforts jusqu'en 1990. L'évolution parallèle des prix de vente de la sole traduit la demande soutenue pour cette espèce. Cette relation va dans le sens du maintien, voire de la croissance, de cette pêcherie mais ne permet pas d'expliquer les fluctuations inter-annuelles observées au niveau des efforts.

- L'étude détaillée de la naissance du phénomène en 1985 passe par l'analyse de la variabilité intra-annuelle. Le pas de temps inhérent au système d'enquête sur la pêche artisanale, un des critères de stratification du plan d'échantillonnage, correspond à la quinzaine. La variabilité interne à ce pas de temps peut être visualisée par la représentation des caractéristiques statistiques de la série de données observées sur 15 jours, telles que moyenne, médiane, quartile, centile. L'interprétation des **diagrammes de dispersion** se révèle riche en information. Les rendements de sole des filets dormants montrent à la dernière quinzaine d'avril des valeurs extrêmes de l'ordre de 100 kg, période qui correspond au début de la saison de la sole. A la première quinzaine de mai, le troisième quartile de 200 kg indique que 25% des pirogues échantillonnées ont ramené des prises très avantageuses pouvant aller jusqu'à 350 kg. Seules 25% des pirogues présentent des rendements inférieurs à 50 kg. De la mi-mai à la fin juin, on observe une moins grande variabilité avec en moyenne des prises de l'ordre de 100 kg. Certaines pirogues ramènent encore des captures de 150 kg.

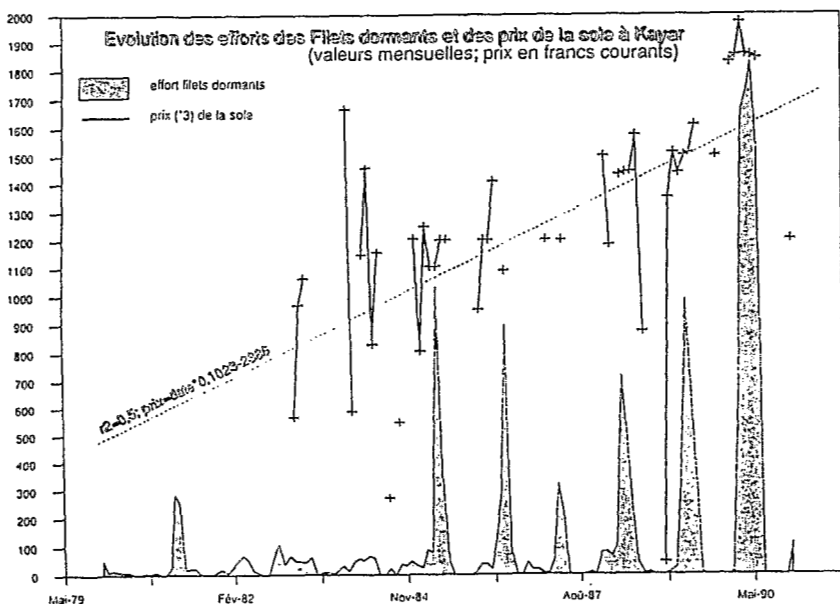
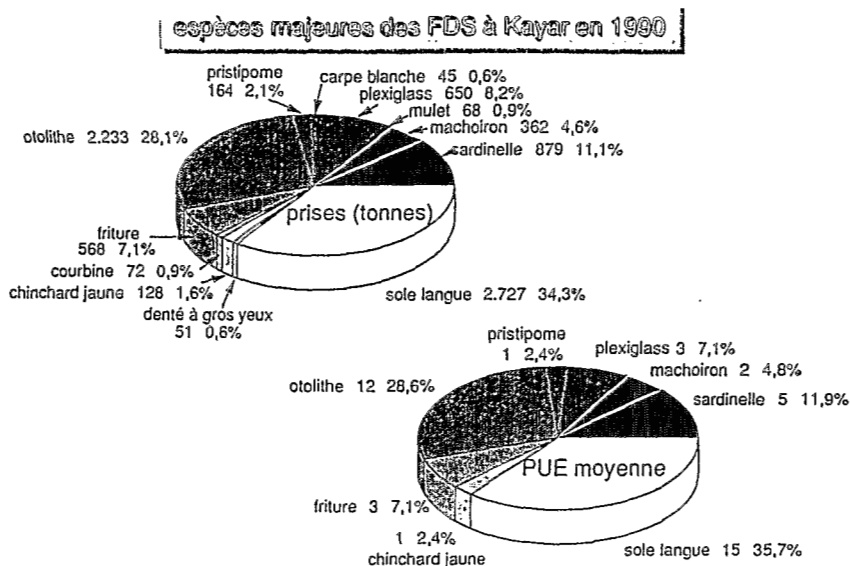


Figure 6 : Acquisition des connaissances sur la pêche de filet dormant à Kayar par différentes représentations graphiques.



VARIABILITE PAR QUINZAINE DES RENDEMENTS DE SOLE DES FILETS DORMANTS DE KAYAR (1985)

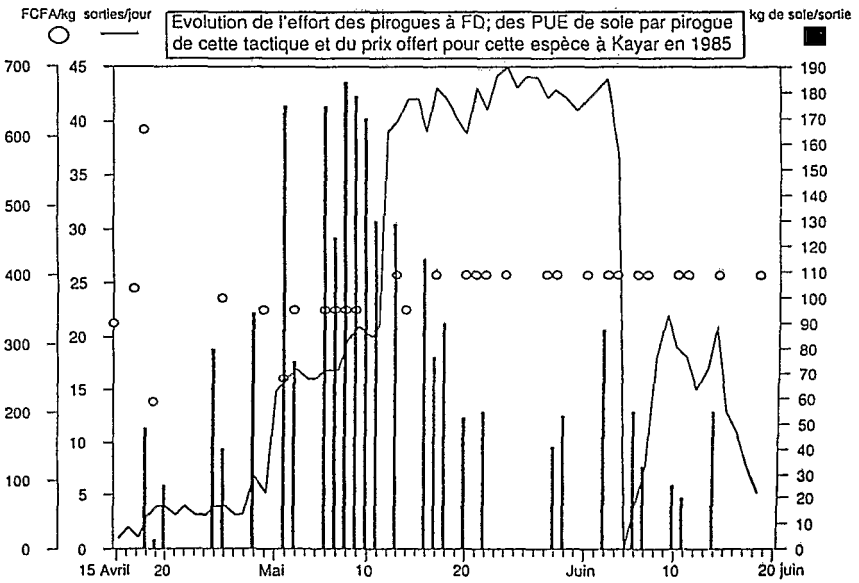
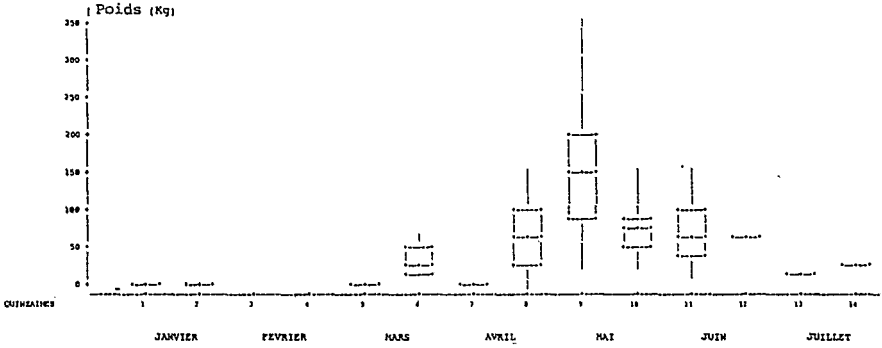


Figure 6 : Suite

- L'analyse fine au jour le jour et la confrontation des différentes sources de données permettent de mieux comprendre l'émergence du phénomène. La représentation chronologique des données sur l'activité et la rentabilité de pêche révèle des relations entre les données de différentes sources pertinentes à l'étude du processus : - Le nombre de sorties de filet dormant (**diagramme de surface** respectant le continuum des estimations quotidiennes) montre une premier pic de l'effort au début mai (une quinzaine de sorties), une forte augmentation à partir du 12 mai (plus de 40 sorties par jour), un arrêt d'activité le 5 juin et une reprise par une vingtaine d'unités jusqu'au 18 juin ; - la prise moyenne de sole par pirogue échantillonnée (PUE) (**diagrammes en bâton** respectant la discontinuité dans l'échantillonnage des données) montre des rendements de l'ordre de 50 kg quelques jours avant la première montée des efforts, une forte augmentation de l'ordre de 180 kg la première quinzaine de mai précédant la montée des efforts de pêche, puis une chute importante des PUE se maintenant autour de 50 kg jusqu'à la fin de la période ; chute qui n'explique pas les fluctuations des efforts ; - Les **valeurs ponctuelles** des prix de vente de la sole au moment du débarquement (chaque point correspond à la moyenne journalière) montre deux périodes : avant le 10 mai où la sole est vendue en moyenne 350 FCFA/kg et après le 10 mai avec une augmentation et une stabilisation des prix à 400 FCFA/kg. Cette représentation graphique au jour le jour permet d'illustrer et d'appuyer les informations obtenues auprès des pêcheurs au cours des entrevues informelles : suite à des captures accidentelles de quelques soles, quelques pêcheurs stochastes saint-louisiens en campagne à Kayar auraient prospecté les lieux de pêche propices à la sole ; les très forts rendements de ces pêcheurs auraient incité le changement de tactiques de pêche et la migration de nouveaux saint-louisiens (la pêche au filet dormant n'étant pas pratiquée par la communauté léboue de Kayar) ; l'augmentation du prix de vente a permis de maintenir l'activité de pêche malgré la chute des rendements ; la chute des efforts le 5 juin et les jours suivants est reliée à l'apparition d'un conflit violent entre kayarois et saint-louisiens.

Le processus de simulation est résumé visuellement sur l'écran de l'ordinateur du modélisateur (figure 7). Le multifenêtrage de l'environnement informatique permet de retracer les différentes étapes de la modélisation de l'émergence de la pêcherie au filet dormant de Kayar. La représentation fonctionnelle du système est centrée sur les communautés humaines en fonction de leur environnement et des ressources dont ils disposent (*arbre des catégories en bas à droite de l'écran*). Le "système pêche artisanale" (SPA) est décomposé dans ces trois catégories qui sont elles-mêmes sous-divisées en plusieurs sous-catégories, tel que "pêcheur", contenant chacune plusieurs objets ayant les mêmes variables caractéristiques. Chaque objet porte son comportement et peut élaborer son réseau d'interactions avec les autres objets. Dans la liste des objets définis dans le SPA (*fenêtre centrale de l'écran*), on distingue l'objet "pmlky-1" qui correspond à un groupe de pêcheurs possédant certaines caractéristiques. La description de l'objet "pmlky-1" (*en haut à droite de l'écran*) indique l'effectif de cette catégorie au temps t de la simulation [261 individus], son lieu d'attache [Kayar], son caractère [cartésien], les tactiques disponibles dans sa stratégie

[la ligne et le filet dormant à Kayar], la valeur au temps t des tactiques disponibles [3111,401 unités pour la ligne, 0,001 unités pour le filet dormant] et l'habitude du pêcheur dans la pratique de ses tactiques [17,91 années pour la ligne et 1,1 année pour le filet dormant]. En fonction de l'information disponible, les acteurs du système puisent dans les stocks afin d'agir sur le pas de temps suivant et modifier leur environnement. L'évolution dans la distribution des communautés donnent de nouvelles propriétés au système global, sans intervention de la part d'un opérateur externe. L'évolution des effectifs des différentes catégories de pêcheurs et le temps écoulé peuvent être suivis au cours de la simulation par jauge et cadran (*fenêtre inférieure de l'écran*). Enfin, le résultat de la simulation est visualisé par le graphique de l'évolution des variables au cours du temps (*fenêtre supérieure gauche*), tels que les profils des efforts de filet dormant simulés, confrontés au profil des efforts observés.

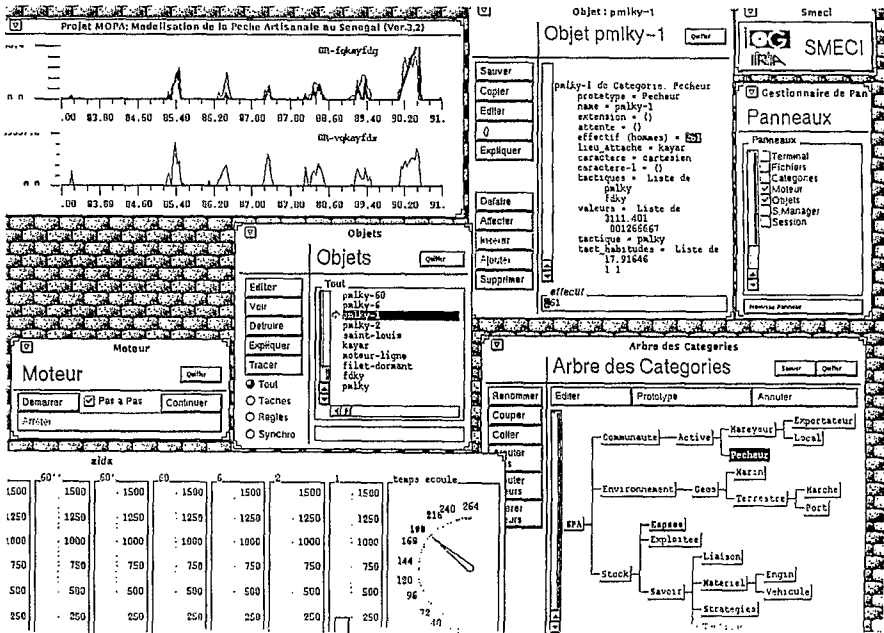


Figure 7 : Ecran multifenêtrage de l'environnement informatique du système expert simulant l'émergence de la pêche au filet dormant de Kayar.

## **6 - CONCLUSION**

Les premiers essais de modélisation sur l'émergence de la pêcherie au filet dormant de Kayar ont permis de retracer les principales fluctuations du profil d'efforts observés. La dernière version du modèle (Le Fur, 1993c) tient compte d'une fonction de rentabilité comparant les valeurs des différentes tactiques, d'une fonction de risque basée sur le nombre de pêcheurs pratiquant les tactiques et d'une fonction de mémoire qui tient compte de l'expérience acquise dans chacune des tactiques. A ce stade de la simulation, les prix et les rendements de pêche sont directement lus dans la base de données et correspondent donc à des données d'entrée au modèle effectivement observées sur le terrain. A un stade ultérieur, ces données seront générées automatiquement à partir de procédures établies par des modèles mathématiques qui seront couplées au système expert sous forme d'attribut des objets ou de prémisses de règles (Sarr, 1992). Un couplage entre la dynamique de la ressource et la dynamique du système d'exploitation est prévu à partir du modèle de Laloë-Samba : le système expert fournira les efforts nominaux des tactiques de pêche au modèle de production qui générera les rendements associés aux tactiques.

L'évolution des connaissances, des moyens de stockage de la connaissance et de la pensée scientifique implique une révision des méthodes d'approche et d'appréhension des phénomènes étudiés. La démarche d'analyse et de représentation des connaissances sur la pêche artisanale sénégalaise respecte les principales étapes de la démarche scientifique, soit :

- **L'observation** : un nouveau regard doit être porté constamment sur le système d'exploitation halieutique suite à la critique des cadres de synthèse existants, à la prise en compte du "système-pêche" et au renouvellement des questions liées à notre vision générale de la réalité.

- **La description des phénomènes observés et l'émission d'hypothèses** : la confrontation des apports des différentes disciplines implique de développer une vision synthétique et intégrée des phénomènes, démarche favorisée par la force du graphisme et les méthodes de statistiques descriptives multidimensionnelles.

- **L'élaboration du modèle** dans une perspective hypothético-déductive : l'outil de simulation permet de respecter la variabilité et l'individualité des constituants du système et de simuler l'émergence de propriétés globales par combinaison et interaction de phénomènes simples. De nature perfectible, le système expert permet une démarche progressive vers la complexité.

- **La confirmation des hypothèses** par confrontation des prédictions du modèle avec le "monde réel" et par analyses statistiques visant à mettre à l'épreuve les déductions du modèle.

La confrontation simultanée (ou légèrement différée) de méthodes de représentations différentes sur un même objet et/ou une même problématique produit inévitablement quelques résultats redondants qui sont inhérents à la proximité des objectifs. Elle s'avère néanmoins apte à produire une synergie et constitue par là une source de connaissances originales difficilement accessibles autrement.

## REFERENCES

- C.E.E., 1987. Assessment of technical interactions in mixed fisheries. C.E.E. Internal Information on Fisheries, 15, 75 p.
- CRODT, 1993. Statistiques de la pêche maritime sénégalaise en 1990. Arch. Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, n°191,
- Diday E., 1992. Probabilist, possibilist and belief objects for a knowledge analysis. Cahiers de mathématiques de la décision. Ceremade, Université Paris IX-Dauphine, 28 p.
- Durand J.L., H. Farrugio et M. Lemoine, 1991. Analyse et gestion des pêcheries côtières. Nécessité d'une nouvelle démarche? In "La recherche face à la pêche artisanale". Symposium Orstom-Ifremer, juillet 1989, Montpellier, J.R. Durand, J. Lemoalle et J. Weber (eds). Paris Tome II, pp : 671-679.
- Ferraris J., 1991. Suivi des unités de pêche de la Grande Côte du Sénégal. Protocole d'enquête. Doc. Int. Programme "Pêche Artisanale", Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye.
- Ferraris J., Bakhayokho M., Niang F., Faye M. et Ndiaye I. 1991. Analyse statistique du parc piroguier de Joal et étude de la mixité des engins de pêche : cas de juin 1988. Rapport de recherche, Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, 55 p.
- Ferraris J., V. Fonteneau, A. Sy Bo, 1993. Structuration de la base de données "Pêche Artisanale" et chaîne de traitement informatique. Archive Scient. Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, n°192, 208 p.
- Ferraris J et Samba A., 1992. Variabilité de la pêche artisanale sénégalaise et statistique exploratoire. SEMINFOR 5, septembre 1991, Montpellier, Orstom, pp : 169-190.
- Gale W.A., 1986. Artificial Intelligence and Statistics. William A. Gale ED., AT&T Bell Laboratories Addison-Wesley, 418 p.
- Gaye A, 1992. Les déterminants socio-culturels des tactiques de pêche des communautés Léboues et Guet Ndarienne. Rapport de recherche. Projet MOPA. Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye.
- Gérard M., 1985. Contribution à la connaissance de la pêche artisanale sur la Petite Côte. Description et étude critique du système d'enquête à Mbour et Joal. Arch. Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, n° 37, 40 p.

- Gondeaux E., 1988. Analyse typologique de la flotille du Mor-Braz. Rapport Ifremer, DRV-88.022, 40 p.
- Jambu M., 1989. Exploration informatique et statistique des données. Dunod, 505 p.
- Kodratoff Y. et E. Diday, 1991. Induction symbolique et numérique à partir de données. CEPADUES-Editions, Toulouse, 460 p.
- Laloë F. et A. Samba, 1990. La pêche artisanale au Sénégal : ressource et stratégie de pêche. Etudes et Thèses, Paris, Orstom, 461 p.
- Laloë F. et A. Samba, 1991. A simulation model of artisanal fisheries of Senegal. ICES mar. Sci. Symp., 193, pp : 281-286.
- Laloë F., 1992. Collecte d'information sur la pêche artisanale au Sénégal. Seminform 5, septembre 91. Montpellier, Orstom, pp : 37-44,
- Lebreton J.D., 1992. A propos du continuum statistique-modélisation en écologie. Seminform 5, septembre 91. Montpellier, Orstom, pp : 451-456.
- Le Fur J., 1990. Projet MOPA. Modélisation de la pêche artisanale au Sénégal. Document multig. Orstom, 27 p.
- Le Fur J., 1992a. Les pêches aux filets dormants sur la Grande Côte : Compte rendu d'enquêtes informelles effectuées sur le terrain. Doc. Int. Projet MOPA. Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, 13 p.
- Le Fur J., 1992b. Projet MOPA ; un premier cas d'étude : la pêcherie de filet dormant à Kayar. Rapp. Int. Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, 26 p.
- Le Fur J., 1993a. Projet de recherche MOPA. Rapport d'activité 1992. La lettre de DURR N°2, Orstom, Paris, pp : 15-20
- Le Fur J., 1993b. Dynamique du système Pêche Artisanale et intelligence artificielle : projet MOPA. In " Méthodologie d'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale au Sénégal". Symposium CRODT, février 1993, Dakar, 7 p.
- Le Fur J., 1993c. Modelling adaptive fishery activities facing fluctuating environments : an artificial intelligence approach. Intern. Workshop "AI in Agriculture, Natural Resources and Environmental Sciences". August 29-3 sept. 1993, Chambéry. Accepted in AI Applications, Natural resources, Agriculture and Environmental Sciences.
- Moles A.A., 1990. Les sciences de l'imprécis. Seuil, Paris, 303 p.
- Morizur Y., P. Berthou, D. Latroite et G. Veron, 1992. Les pêches artisanales de la manche occidentale. Flottes et ressources halieutiques. Ifremer ISBN 2-905434-38-4, 175 p.
- Pavé A., 1989. Biométrie, modélisation et intelligence artificielle. The Journal for the Integrated Study of Artificial Intelligence, Cognitive Science and Applied Epistemology. Vol. 6, N°2/3, pp. 153-176.
- Péchart, 1982. Les enquêtes sur la pêche artisanale sénégalaise au Centre de Recherche océanographique de Dakar-Thiaroye. Arch. Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, 112 p.

- Perinel E., 1992. Analyse numérique/symbolique des tactiques de pêche artisanale au Sénégal. DEA de Université Paris-IX Dauphine, 74p.
- Sarr M. R., 1991. Modélisation par l'intelligence artificielle du comportement du pêcheur artisan de Joal. Mémoire de stage. Institut Africain d'informatique (Gabon). Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, 46p.
- Sarr M. R., 1992. Représentation des choix tactiques/stratégiques des communautés de pêcheurs : application au cas de la pêcherie aux filets dormants à Kayar. Rapport interne. Cent. Rech. Océanogr. de Dakar-Thiaroye, 43 p.
- Sarr M. R., 1993. Acquisition et modélisation de la connaissance du système de mareyage à l'exportation lié à la pêche artisanale. DEA. Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 30 p.
- SPAD, 1987. Système portable pour l'analyse des données. CISIA, 25 av. de l'Europe, F-92310. Sèvres, 235 p.
- Weber J., 1982. Les enquêtes socio-économiques au Centre de Recherche Océanographique de Dakar-Thiaroye. Arch. Cent. Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye, N°110, 87 p.
- Tukey J.W., 1980. We need both exploratory and confirmatory. The American Statistician, Vol. 34, No.1, pp. 23-25.





## **APPORTS ET DIFFICULTES D'UNE MODELISATION SYSTEMIQUE DES EXPLOITATIONS HALIEUTIQUES**

Jean Le Fur

ORSTOM,  
BP 1386, Dakar-Sénégal

---

### **RESUME**

La systémique apporte depuis peu un nouveau regard sur la structure et le fonctionnement des systèmes complexes. Elle constitue donc une perspective intéressante pour tenter de décrire et de comprendre les exploitations halieutiques.

Si certains concepts propres à cette méthode (globalité, interaction) s'avèrent pertinents et efficaces dans ce domaine, d'autres sont en revanche plus difficiles à exploiter (émergence, reconnaissance des centres de décision, problèmes de validation). L'objectif de cette communication est de discuter l'intérêt et l'adéquation de l'approche système à la modélisation des exploitations halieutiques. Les thèmes évoqués sont inspirés d'une expérience de modélisation systémique appliquée à la dynamique de la pêche artisanale au Sénégal.

*Mots clés : systémique, système complexe, modélisation, exploitation halieutique.*

### **ABSTRACT**

Systemic theory provides a new sight on complex systems structures and functions. It therefore constitutes a promising outlook to understand and describe halieutic exploitation.

Some concepts that are proper to this method (global perception, interaction) are relevant to this field. Some are however difficult to manage (emergence, decision centre recognition, validation problems). The purpose here is to discuss the interests and adequations of the systemic approach in the field of the halieutic exploitation modelling. A systemic modelling experiment of the Senegalese (West Africa) fishery system supports the discussion.

*Keywords : systemic theory, complex system, modelling, halieutic exploitation.*

*L'ambition de se placer au niveau des systèmes, ce qui me paraît indispensable déjà depuis de nombreuses années, s'accompagne de difficultés considérables lorsqu'il s'agit de les aborder, et a fortiori d'en parler (Destouches, 1977).*

## INTRODUCTION

Dans le domaine des systèmes d'exploitation halieutique, de nombreux exemples de gestion de l'activité à travers celle de la ressource et de la ressource à travers celle de l'activité ont montré que la gestion d'un système par un seul de ses éléments conduisait à des effets pervers (Rey, 1992). Des progrès ont été accomplis pour pallier à ces distorsions. En effet, le temps n'est plus où les recherches sur le système pêche posaient la biologie au centre du système (Fonteneau et Champagnat, 1977), où encore les études économiques considéraient les aspects sociaux sous l'angle des "obstacles" socio-culturels (Weber, 1982). On admet aujourd'hui qu'aucun déterminant ne peut expliquer à lui seul le fonctionnement et la dynamique du système pêche mais qu'en revanche, en raison de leur interdépendance, chacun peut être à l'origine d'un dysfonctionnement ou d'un blocage (Chaboud et Fontana, 1992).

Le développement de recherches intégrées et globales est cependant récent et le plus souvent limité à des schémas bi-disciplinaires (bio-économiques, éco-biologiques ou économique-biologiques) qui paraissent encore insuffisants (Charles, 1991). Parmi les raisons qui expliquent ces insuffisances, on peut notamment invoquer le nombre de domaines différents pour lesquels les administrateurs des systèmes d'exploitation doivent attendre des informations de la recherche (e.g., Stevenson *et al.*, 1982). Il apparaît ainsi nécessaire d'étendre encore la perception que nous avons des systèmes d'exploitation halieutiques sous la forme d'ensembles multi-composantes. Ceci à la fois pour mieux comprendre l'objet d'étude, et ensuite pour mieux réduire les effets "pervers" déjà évoqués.

Qui pense "interdépendance" et "système" en vient aisément à "systémique". La systémique est une conception déjà ancienne<sup>1</sup>. Vraiment théorisée par Wiener (au travers de la cybernétique) et Bertalanfy, elle propose de nouveaux paradigmes pour l'étude des systèmes. D'après Le Gallou (1992), ce sont surtout les études sur la représentation des systèmes reconnus comme "trop complexes pour pouvoir être efficacement abordés par les méthodes classiques" qui bénéficieraient de l'apport de la systémique. Plus précisément, "dans tous les domaines où se posent des problèmes de frontière, d'interdépendance, de cohérence, d'organisation, de structure". La modélisation des systèmes d'exploitation halieutique entre dans ce cadre. Dans ce

---

<sup>1</sup> C'était déjà le 'mode de pensée' oriental (Durand, 1990); dans un autre domaine, Le Gallou (1992a) avance que nombre de décideurs (Ch. de Gaulle, E. Faure) se sont révélés détenteurs et utilisateurs d'approches systémiques.

## OBJECTIFS DE LA SYSTÉMIQUE

Les objectifs de la systématique, tels qu'ils sont perçus par les théoriciens et les praticiens de cette approche sont divers.

**I**ls portent d'abord sur le rejet des méthodes analytiques et cartésiennes qui sont considérées comme une impasse aux problèmes que la recherche affronte actuellement:

- ☞ «Si les "Préceptes" d'Aristote et le "Discours de la Méthode" ont été à la base de spectaculaires et incontestables progrès dans les domaines techniques, biologiques et économiques, ils sont demeurés **insuffisants** pour expliquer et **comprendre** l'évolution de phénomènes complexes au sein de leur environnement **non moins complexe.**» (*Chaboud et Fontana, 1992*).
- ☞ «Les spécialistes des principaux domaines scientifiques, de la physique sub-atomique à l'Histoire, **sont d'accord** sur le fait qu'il faut **réorienter la Science**» (*Bertalanfy, 1968*).
- ☞ «Si l'on n'aperçoit pas la **nécessité** d'une vue synthétique des **problèmes**, une fois atteinte la limite des développements analytiques possibles, on se trouve devant un mur» (*Destouches, 1977*).

**I**ls offrent aussi une approche plus constructive, proposant des solutions à ces problèmes:

- ☞ «La systématique **contribue** par sa démarche transdisciplinaire et ses méthodes de représentation et de modélisation à **décloisonner** les domaines de recherche, d'étude et de réalisation et à **favoriser** l'adaptation au changement et l'innovation.» (*Le Gallou, 1992*).
- ☞ «Ce courant semble vouloir répondre à trois préoccupations essentielles: la volonté de **restaurer** une approche plus synthétique qui reconnaisse les propriétés d'interaction dynamique (...), le besoin de **mettre au point** une méthode qui permette de mobiliser et d'organiser les connaissances (...), la nécessité de **promouvoir** un langage unitaire ...» (*Walliser, 1977*).
- ☞ «Des concepts comme l'organisation, la totalité, la directivité, la téléologie et la différenciation sont étrangers à la physique conventionnelle. Cependant, ils **surviennent partout**, en biologie, en sciences du comportement et en sciences sociales; ils sont en fait **indispensables** si l'on touche aux organismes vivants et aux groupes sociaux (...). La théorie générale des systèmes est en principe capable de **donner** à ces concepts des **définitions exactes** et de leur appliquer, dans des cas appropriés, une analyse quantitative.» (*Bertalanfy, 1968*)

Figure 1

domaine en effet interviennent le plus souvent simultanément des composantes liées à des ressources renouvelables (peu ou non maîtrisées), d'autres correspondant à une économie multi-échelles (nationale et internationale), sans compter celles, fondamentales, spécifiées par les comportements de sociétés humaines; comportements que l'on conçoit très diversifiés. La complexité de certains de ces systèmes est flagrante et, dans le cadre de la modélisation des systèmes d'exploitation halieutique, on se trouve confronté à ce problème. Il semble même possible d'affirmer que ce type de système fait partie de ceux qui atteignent le plus haut niveau de complexité, du fait de l'intégration d'un système social dans leur organisation (Lesourne, 1976).

Sur la figure 1 sont présentés des points de vue d'auteurs importants qui, critiques ou constructifs, permettent de mieux cerner le champ d'application de la théorie des systèmes. Les objectifs très généraux qui y sont présentés cadrent bien avec les problèmes rencontrés dans le domaine de la représentation des systèmes d'exploitation halieutiques et semblent justifier a priori l'utilisation de cette approche. D'un point de vue plus pratique cependant, il ne semble pas que l'on puisse aisément dégager un consensus sur la façon d'appréhender un système, le terme même de "système" ne faisant pas l'objet d'une définition reconnue et unique (voir Figure 2). **On peut ainsi se demander dans quelle mesure la systémique peut (i) apporter des solutions aux problèmes spécifiques que pose la représentation des systèmes d'exploitation halieutique, ou au contraire (ii) présenter des particularités qui la rendent difficilement applicables dans ce domaine. Ce sera l'objet de ce document.**

Compte tenu du nombre de concepts qu'aborde la théorie des systèmes, le texte qui suit ne prétend pas définir exhaustivement le champ d'application de cette approche dans le domaine de la modélisation des systèmes d'exploitation. L'objectif est d'aborder quelques points qui apparaissent particulièrement critiques vis à vis de la problématique halieutique évoquée. Seront ainsi abordés:

- la portée de certains concepts généraux (globalité, variété, téléonomie) vis à vis de la problématique de représentation des systèmes d'exploitation,
- la validité du type d'informations généralement disponibles sur ces systèmes, compte tenu des besoins de la systémique,
- l'adéquation des outils de modélisation existant à la prise en compte d'une telle approche.

On tentera enfin de conclure sur une évaluation de la validité globale de cette approche dans le cadre de la modélisation des systèmes d'exploitation halieutiques.

On notera que de nombreux points discutés ici ne s'appliquent pas seulement à la modélisation des systèmes d'exploitation halieutique mais, plus généralement, à la modélisation de systèmes complexes dans lesquels intervient une composante liée aux sociétés humaines. Enfin, systémique, approche système, théorie des systèmes ou théorie systémique seront ici considérés comme équivalents.

## Un «système» est:

un être étrange, ensemble d'éléments liés par des ensembles de relation (Lesourne, 1990)

un concept formé à partir de trois idées essentielles: (i) celle d'un ensemble en rapport réciproque avec son environnement (ces échanges lui assurant une certaine autonomie), (ii) celle d'un ensemble formé de sous-systèmes en interaction, cette interdépendance lui assurant une certaine cohérence, (iii) celle d'un ensemble subissant des modifications plus ou moins profondes dans le temps, tout en conservant une certaine permanence (Walliser, 1977)

un ensemble ☞ d'éléments en interaction dynamique organisés en fonction d'un but. (De Rosnay, 1975).

☞ d'éléments liés par un ensemble de relations (Lesourne, 1976).

☞ d'unités en inter-relations mutuelles (Bertalanfy, 1951).

☞ dont toutes les parties sont interdépendantes, qui possède donc un minimum de structuration, ce qui le distingue du simple agrégat, et qui dispose, en même temps, de mécanismes qui maintiennent cette structuration et qu'on appellera mécanismes de régulation. (Crozier et Friedberg, 1977).

☞ possédant une structure (Robert de la langue Française).

☞ (formant une identité ou une unité cohérente et autonome) d'objets (ou éléments réels ou conceptuels (individus, actions...)) organisé (muni d'un ensemble de relations, d'interrelations mutuelles, d'interactions dynamiques (organisation ou structure)) en fonction d'un but (ou d'un ensemble de buts, objectifs, projets, finalités ou fonctions de base) et immergé dans un environnement (environnement, univers, ou sur-système, méta-système). (Le Gallou, 1992a)

un modèle de nature générale, c'est-à-dire une analogie conceptuelle entre certains caractères assez universels pour être observés (Bertalanfy, 1968).

un objet complexe ☞ dont les parties ou composantes sont liées de telle façon que l'objet se comporte, à certain égards, comme une unité et non pas comme la simple réunion de ses éléments (Bunge, 1983).

☞ formé de composants distincts reliés entre eux par un certain nombre de relations (J.Ladrière, cité dans Durand, 1990).

une totalité organisée faite d'éléments solidaires ne pouvant être définis que les uns par rapport aux autres en fonction de leur place dans cette totalité (Saussure, cité dans Durand, 1990).

une unité globale organisée d'interrelations entre éléments, actions ou individus (Morin, cité dans Durand, 1990).

un outil conceptuel, une création de l'esprit, un support représentatif et conceptuel qui permet d'introduire la permanence de l'environnement et de ses liaisons, la présence des éléments et des relations ou structures, la prédominance des finalités et des objectifs, la distinction du fonctionnel et de l'organique, les notions d'évolution diachroniques (Le Gallou, 1992a)

{S} = {E R; O, Re} (avec {E}: ensemble des éléments constitutants, {R}: ensemble des relations internes (ou structure), {O}: ensemble d'objectifs (et de finalités), {Re}: ensemble de relations extérieures (avec l'environnement)). (Le Gallou, 1992a).

La réponse à la question "qu'est ce qu'un système ?" n'est ni évidente ni triviale (Destouches, 1977)

Figure 2

## 1 - PORTEE DE QUELQUES GRANDS CONCEPTS

L'approche système développe un certain nombre de "grands" concepts qui la définissent. La prépondérance de l'un ou l'autre est variable selon les auteurs qui insistent par exemple sur la totalité ou la globalité (Bertalanffy), le contrôle et la communication (Wiener), la rétroaction (De Rosnay), la téléonomie<sup>1</sup> (Le Moigne), la complexité (Legay), l'organisation (Morin), l'auto-organisation et l'ordre (Lesourne), ou encore la structure (Destouches). Nous aborderons ici trois de ces concepts dont la prise en compte nous paraît avoir des conséquences importantes vis à vis de la modélisation des systèmes d'exploitation halieutiques: la globalité, la variété et la téléonomie.

### 1.1 - Globalité

Un des intérêts majeurs d'une approche globale réside dans la possibilité de hiérarchiser les domaines d'intérêt en fonction des objectifs de la modélisation (nous reviendrons sur cette notion d'objectif). Cette hiérarchisation qu'autorise une vue d'ensemble permet par exemple :

• **de montrer l'inutilité d'une grande précision dans telle évaluation compte tenu de sa relation avec un autre domaine pour lequel on ne dispose que d'informations peu précises.** Ainsi, dans le cadre de l'étude de la pêche artisanale au Sénégal, dispose-t-on d'une connaissance relativement précise sur les prix des espèces au débarquement, alors que l'on ne dispose que de peu d'informations sur les prix d'achat que pratiquent les usines. Il devient ainsi très difficile d'appréhender le fonctionnement de l'ensemble de la filière. Cette méconnaissance est particulièrement critique en ce qui concerne le comportement des mareyeurs intermédiaires sur lesquels reposent certaines composantes importantes de la dynamique de l'exploitation plus généralement. Un rééquilibrage de l'effort de collecte, dans la mesure où il serait possible, augmenterait significativement la connaissance que l'on a de la dynamique de cette filière sans augmentation de l'information totale recueillie (Sarr *et al.*, 1993).

• **de révéler que la bonne connaissance d'un secteur facilite parfois l'observation d'un autre.** Par exemple, on a souvent constaté des distorsions entre plans de développement et résultats obtenus suite à l'application de ces plans (e.g., Kébé, 1991, Chaboud et Deme, 1988). Ces distorsions seraient dues au fait, selon Laloë *et al.* (1991), que l'énergie insufflée par une action de développement s'exprime en fin de compte sur certaines composantes **non utilisées** pour la description du système<sup>2</sup>. Il apparaît ici que la compréhension du comportement des acteurs peut permettre, grâce à une vue plus élargie, de prévoir de façon plus sûre le devenir d'une

---

<sup>2</sup>**Erreur! Source du renvoi introuvable.** Concernant par exemple l'interaction entre pêches industrielles et artisanales, Laloë *et al.* (1991) schématisent de tels scénarios de la façon suivante: (a) un investissement est consenti pour l'armement d'unités industrielles exploitant une nouvelle ressource, (b) ce nouveau marché conduit à un regain d'intérêt pour la ressource concernée de la part des unités de pêche artisanale, (c) les unités artisanales se révèlent plus compétitives et mettent en faillite les unités industrielles (d) le marché ainsi créé disparaît entraînant la disparition des unités industrielles et le retour des unités artisanales vers leurs activités antérieures.

subvention, que lorsque cette prévision se cantonne au calcul strictement économique par exemple.

- **d'harmoniser les échelles d'étude de deux domaines en interaction.** Par exemple, dans le cadre d'une modélisation explicative de la dynamique des pêcheries, le pas d'échantillonnage à retenir pour la collecte des résultats de débarquement doit être déterminé à la fois en fonction des pas de temps nécessaires à une évaluation quantitative des ressources mais aussi, en fonction des temps de réponse des exploitants à une modification de la distribution des captures; donnée qui n'est pas à proprement parler d'ordre biologique.

**On notera qu'a priori, toutes ces informations pertinentes ne peuvent être rassemblées par des études disciplinaires classiques. En ce sens, systémique et approche pluridisciplinaire sont étroitement liées.** Le strict point de vue de la pluridisciplinarité, sa nécessité et sa faisabilité ont déjà été souvent mis en avant et largement discutés (concernant la pêche artisanale par exemple: Chauveau et Weber, 1991, Quensière, 1991). Nous reviendrons sur les problèmes qu'elle peut poser dans le cadre du deuxième chapitre (validité des informations disponibles).

## 1.2 - Variété

Pour être viables, les systèmes vivants complexes doivent posséder certaines propriétés fondamentales. Parmi celles-ci, on peut citer la nécessité d'établir des relations avec leur environnement, celle d'établir une cohérence interne (assurée par une organisation). Ces deux contraintes ont en retour pour conséquence que les systèmes doivent posséder la propriété de pouvoir s'adapter aux fluctuations; à la fois celles que génère leur environnement et celles qu'ils génèrent par leur dynamique interne propre. La réponse qu'opposent généralement les systèmes naturels et sociaux à ce problème réside dans le développement d'une grande variété de constituants. La variété est une propriété que l'on peut reconnaître dans la majorité des systèmes vivants complexes; elle est bien connue des généticiens et a été récemment remise au goût du jour par les problématiques liées à la biodiversité.

La variété apparaît comme un problème pour la modélisation systémique des systèmes halieutiques dans la mesure où, d'une part sa prise en compte ne peut être écartée si l'on veut représenter le fonctionnement de ces systèmes et où, d'autre part, elle induit une complexité qui est, dans l'état actuel de nos connaissances, extrêmement difficile à représenter:

### 1.2.1 - Rôle dans la viabilité des systèmes

La variété est fondamentale à l'existence d'un système vivant. Elle lui permet de disposer en quelque sorte d'un "réservoir de comportements" dans lequel elle peut puiser pour conserver une certaine marge **d'adaptation aux perturbations**. Un peu

paradoxalement, la variété fournit ainsi au système à la fois une grande résistance au changement et des potentialités de changement, de modifications de sa structure et de son fonctionnement. Une résistance au changement d'abord parce que, par le biais de l'homéostasie<sup>3</sup>, une modification d'un des composants pourra d'autant plus facilement être régulée par d'autres mécanismes qu'il y aura une plus grande variété de mécanismes de régulation ou de modulation (i.e. la perturbation sera locale). Changement potentiel ensuite parce que soumis à une perturbation, un système doté d'une variété de composants en possédera plus facilement un qui pourra profiter de la situation (ce qui revient un peu au principe de la mutation/sélection). Dans le domaine des pêches artisanales au Sénégal par exemple, la très grande adaptabilité des pêcheurs est reconnue comme un élément essentiel de la robustesse du système malgré les nombreuses perturbations auxquelles il est et a été soumis (Laloë et Samba, 1990, Gaye, 1992). Cette adaptabilité ne peut s'exprimer qu'à la condition d'une grande variété de comportements possibles. Grâce à la diversité technologique, la polyethnie, les nombreux réseaux de commercialisation, de très nombreuses combinaisons de comportements sont possibles et facilitent l'adaptation au changement.

Il apparaît donc crucial de représenter cette variété lorsque l'on cherche à modéliser un système halieutique qui soit fonctionnel, c'est à dire pérenne et évoluant. Cette variété nécessaire a été abordée par pratiquement tous les théoriciens des systèmes, jusqu'à être mathématisée en relation avec l'entropie (Ashby, 1958, Walliser, 1977). **C'est principalement cette évidence et cette nécessité de la variété qui est responsable de la complexité constatée d'un grand nombre de systèmes et de la difficulté de modéliser les exploitations halieutiques.**

### 1.2.2 - conséquences pour la modélisation

La variété constitutive des systèmes pose un problème sensible en modélisation pour plusieurs raisons.

- La première est que, pour que la propriété de variété soit efficiente, il semble nécessaire qu'elle soit bien supérieure à ce qui est requis par le système pour juste se maintenir (Durand, 1990). Or, pour le modélisateur, il n'apparaît pas immédiat ni évident ni surtout facile de compliquer, a priori gratuitement, le modèle (déjà compliqué) d'un système. Cette complication semble pourtant indispensable.

- La deuxième raison est issue d'une loi, dite "de la variété requise", énoncée en cybernétique par Ashby (1958). Selon cet auteur, pour contrôler un système donné, il faut disposer d'un contrôle dont la variété soit au moins égale à la variété de ce système. Compte tenu du nombre de liaisons différentes qui peuvent être établies entre plusieurs éléments, il ne devient pratiquement plus possible d'espérer représenter cette indispensable variété (Exemples: la variété des états d'un système comportant sept

---

<sup>3</sup>Un système homéostatique est un système ouvert qui maintient sa structure et ses fonctions par l'intermédiaire d'une multiplicités d'équilibres dynamiques (De Rosnay, 1975).



éléments connectés par des relations à double sens et connaissant chacune deux états s'exprime par le chiffre de 2 (De Rosnay, 1975)).

La variété, par confrontation avec l'aléatoire de l'environnement, génère de l'imprévu. Or, c'est précisément cet imprévu qui serait le moteur de l'évolution des systèmes (De Rosnay, 1975). Modéliser l'imprévu pose certainement des problèmes pour la représentation du système mais plus encore pour la portée prévisionnelle du modèle. **Ainsi, à moins de changer d'objectif, les retombées de la recherche systémique sur les recommandations en vue de la gestion des systèmes d'exploitation pourraient s'avérer beaucoup plus modestes que ce que l'on pourrait en espérer.**

## 1.2 - Téléonomie

Une des distinctions majeures entre approche analytique et systémique réside dans la notion, fondamentale pour la quasi-totalité des auteurs, de téléonomie. Elle désigne la nécessité pour un système de poursuivre un but ou au moins, par le jeu des rétroactions négatives (régulation), de se comporter comme s'il en suivait un. **Dépourvu d'objectif ou de finalité, un système est indéfinissable** ("il est indescriptible, avec un nombre de caractéristiques infini", Le Gallou, 1992b). Bertalanfy (1968) propose quatre types de finalités pour un système: la finalité statique ou aptitude, la téléologie dynamique, l'équifinalité et la finalité vraie ou destination.

La finalité des systèmes naturels a été clairement énoncée (Teilhard de Chardin, 1955), objectivement constatée (De Rosnay, 1975), restreinte au monde vivant (Monod, 1970). Pour le cas des exploitations halieutiques, le paradigme d'équilibre, souvent mis en avant dans les modèles, pourrait constituer une interprétation finalisée de leur dynamique. Cependant, il a fait l'objet de nombreuses critiques<sup>4</sup> et, si cette notion d'équilibre doit être retenue, l'équilibre homéostatique correspondrait mieux à la représentation recherchée<sup>5</sup>.

---

<sup>4</sup>Particulièrement, Lesoume (1990) à propos des modèles économiques, précise bien, tout en reconnaissant l'apport de ce paradigme, que, dans la majorité des cas, cet équilibre ne correspond pas à l'aboutissement d'une histoire (téléonomie) mais qu'"il caractérise seulement la propriété de situations où aucun des acteurs ne souhaite modifier son comportement, compte tenu de son environnement et de son information"**Erreur! Source du renvoi introuvable.**; ce qui ne correspond pas à l'objectif.

<sup>5</sup>Du fait de la variété, le comportement des systèmes complexes est, on l'a vu, très particulier: difficilement prévisible, il se caractérise à la fois par l'émergence de propriétés nouvelles et une grande résistance au changement. Ce comportement introduit peut-être ici un nouveau paradoxe (un syllogisme ?). En effet, si: 1° la variété, par le jeu de l'homéostasie, induit la stabilité; 2° la variété par son organisation induit la complexité et donc la variabilité, alors 3° la variabilité implique(rait) la stabilité. Apparaîtrait alors l'idée qu'en fait, ce serait l'équilibre, et non l'inverse, qui constituerait la caractéristique fondamentale d'un système complexe tel que peut l'être une exploitation halieutique.

La pérennité peut de même constituer une finalité pour l'exploitation. Dans ce cas, modéliser sa dynamique implique de pouvoir représenter les processus qui garantissent cette pérennité. Dans le cas des systèmes vivants, appréhender la pérennité implique essentiellement la représentation d'un métabolisme basal cohérent (*synchronie*) et d'un potentiel (auto)reproductif efficient (*diachronie*, voir Figure 3).

### DIMENSIONS TEMPORELLES DES SYSTEMES

#### Définition de la synchronie ("*syn*": ensemble, avec le temps)

Période ou tranche de temps, relativement brève, pendant laquelle on peut considérer le système (objet ou phénomène) comme maintenu à un stade donné.

C'est-à-dire sans évolution de structure (ou changement de nature) pouvant avoir une influence sensible sur son fonctionnement ou sur son comportement.

Ex. type: relation "organique - fonctionnel" normale, à usure négligeable; contrôlée par un "compte d'exploitation", et située entre deux bilans.

#### Définition de la diachronie ("*dia*": à travers le temps)

Echelle de temps, suffisamment longue, permettant d'observer les évolutions de structure (ou changements de nature) du système, et d'en noter les stades synchroniques successifs.

Cette observation d'évolution n'est pas seulement historique; elle peut être aussi future (présupposition, prévisibilité, prospective...).

Ex. type: "bilans successifs, effectués périodiquement et surtout après tout grand changement; et mesurant les écarts caractéristiques de l'évolution.

#### Définition comparée (définition émergente par quasi-synonymes)

Appellation: <b>SYNCHRONIE</b>	<b>DIACHRONIE</b>
Slogan: "ETRE ET FAIRE"	"PROVENIR ET DEVENIR"
Pôles concernés: L'ORGANIQUE ET LE FONCTIONNEL	L'HISTORIQUE ET LE FUTURIQUE
Quasi-synonymes: <b>LE FONCTIONNEMENT</b> la production l'exploitation la conduite la gestion le management la conservation maintenance  l'opérationnel la tactique  le physiologique ...	<b>L'EVOLUTION</b> la construction, la réalisation, la conception, la ré-organisation, l'investissement, la transformation - changement  le prévisionnel le stratégique  le génétique ...

In: Le Gallou, 1992b

Figure 3

C'est le plus souvent sur le premier point (*synchronie*) que portent les modélisations des systèmes halieutiques. Il s'agit alors d'affronter les problèmes essentiels de la cohérence et de la pertinence du modèle au niveau de l'organisation interne du système. Le deuxième point (*diachronie*) introduit les notions de résilience, de robustesse, d'irréversibilité et, plus généralement, tout ce qui concerne les réactions du système individualisé à son environnement extérieur. La représentation de ces processus a deux conséquences sur la représentation du système d'exploitation. Tout d'abord, le temps devient ici la dimension pivot de toute représentation. D'autre part, les échelles temporelles caractéristiques permettant d'appréhender ces mécanismes sont a priori assez longues. Dans ce domaine, l'Histoire et les théories évolutionnistes prennent toute leur importance (voir par exemple Boulding (1981), Lesourne (1990) pour l'économie, Allen et Mc Glade (1989), Cury (1988) pour la biologie, Chauveau (1984) pour la sociologie).

Malgré d'importants travaux novateurs (e.g. Allen and Mc Glade, 1989, Nicolis et Prigogine, 1989), ce dernier point fait l'objet d'un nombre beaucoup plus restreint de recherches (Mc Glade and Allen, 1984), que ce soit dans le domaine halieutique ou dans le cadre plus général des systèmes complexes. Dans le cadre de la modélisation et compte tenu des différences d'échelle, ceci semble certainement dû à la difficulté de concilier une représentation de l'un et de l'autre. En d'autres termes, il n'apparaît pas évident en même temps de représenter le fonctionnement de base d'un système et de déterminer ce que vaut cette représentation vis à vis du devenir à long terme du système modélisé. Un principe d'incertitude apparaît ainsi pour lequel **la modélisation d'un aspect de la dynamique du système ne permettrait pas, a priori, de comprendre l'autre**. Ce point constitue un des problèmes majeurs de la modélisation des systèmes complexes.

Dans le cadre de la modélisation, le problème de la finalité peut être résolu partiellement par transposition: selon Le Moigne (1990), la *projectivité* consiste, pour le modélisateur, à définir (subjectivement) les finalités qu'il propose au modèle particulier d'un système complexe sans être tenu de connaître a priori de façon certaine et démontrable les finalités du système. **La modélisation se conçoit donc à travers un objectif (un projet de modélisation), et en fonction de la vue particulière qu'a le modélisateur de son objet d'étude<sup>6</sup>**. Cette approche s'écarte résolument de l'objectivité recherchée qui préside à la modélisation analytique académique. D'autre part, on le verra par la suite, ses répercussions sur la problématique de la représentation sont très nombreuses (voir par exemple Legay, 1986a, Le Moigne, 1990 et pour les exploitations halieutiques, Le Fur, 1993c).

---

<sup>6</sup>Le Moigne (1990) présente ainsi la parabole de l'ours dans laquelle il montre qu'un modèle comportemental de l'ours blanc peut être constitué de la seule composition d'un environnement actif: le Pôle Nord et d'un projet: survivre.

Un système est caractérisé à la fois par sa structure et ses fonctions. Un des grands apports de la systémique réside dans le fait qu'elle place au même plan d'importance les deux aspects (alors que la méthode analytique classique, notamment avec les modèles déterministes, tendait à privilégier particulièrement le fonctionnel au détriment de la structure). Ce point semble important car il permet de fournir des cadres de représentation cohérents et facilite la prise en compte de la globalité des systèmes modélisés.

Les développements théoriques réalisés sur l'approche système offrent une typologie des composants et des processus qui les caractérisent. En termes de structure, cette typologie distingue ainsi au sein des systèmes des *frontières*, des *éléments*, des *réseaux* de communication, des *réservoirs*, des *sources*, des *puits*. Dans cette structure circulent des *flux* de différentes natures. Les modalités de circulation sont formalisées par des *relations* qui peuvent être variées. Il peut ainsi s'agir de *relations simples de cause à effet*, de *relations temporelles* caractérisées par l'existence de *délais* ou *temps de réponse*, d'*interactions* directes ou indirectes (passant par un élément intermédiaire) ou encore de *rétroactions positives ou négatives*. Ces relations ou ensembles de relations entre éléments constitutifs sont orchestrées par des *centres de décision* ou *vannes* (pour une description plus détaillée de chacun de ces composants, voir par exemple De Rosnay (1975), Durand (1990) et, concernant leur application au domaine de la pêche, voir Chaboud et Fontana (1992)).

Pour aborder la représentation du fonctionnement d'un système halieutique avec efficacité, il importe de pouvoir repérer et caractériser chaque type de composant ou de fonction. On peut alors s'interroger sur l'existence et/ou la possibilité de mesure ou de connaissance sur chacun de ces types de composants.

## 2 - VALIDITE DE L'INFORMATION DISPONIBLE SUR LES SYSTEMES

La notion de projet de modélisation évoquée plus haut implique que, pour représenter un système, soient définis une échelle et un objectif (Breton, 1991). Ces contraintes posent a priori un problème et peuvent nuire à la qualité de l'approche: en effet, en fonction du projet (qui définit l'échelle) et de la perception du modélisateur, le repérage des composantes pourra se révéler extrêmement différent. Par exemple, la ressource halieutique peut être considérée comme un *réservoir* pour le chercheur qui étudie les moyens de sa conservation, comme un *puits* pour celui qui s'intéresse aux proies des poissons alors qu'elle sera considérée comme une *source* par le pêcheur qui se soucie de faire vivre sa famille. Les conséquences sur le système (perçu ou modélisé) seront alors évidemment très différentes.

## 2.1 - Le problème d'une approche multi-composantes

La (re)connaissance des différentes composantes d'un système d'exploitation halieutique implique une approche multi-sectorielle et pluridisciplinaire. L'information déjà acquise par chacune des disciplines, si on la considère globalement, reste-t-elle équilibrée et permet-elle de bien définir un système ? Le projet de modélisation de la pêche artisanale qui est actuellement développé au Sénégal sur la base d'une problématique systémique peut aider à justifier cette interrogation: initialement conçue sur une base importante d'informations concernant les composantes biologiques et économiques du système (base de données quantitatives), la modélisation de la dynamique du système d'exploitation s'est vue progressivement dériver vers l'étude et la représentation des aspects sociologiques et comportementaux des acteurs du système. En effet, suite à des enquêtes complémentaires (Gaye, 1992), des informations sur le comportement des pêcheurs ont révélé l'importance des contraintes d'usage, du contexte social et de l'environnement familial dans les choix des exploitants au détriment des critères de profit (Le Fur, 1993b). Dès lors que le rendement d'une pratique de pêche ou le prix des espèces qu'ils pêchent ne constituait pas le facteur de motivation principal des pêcheurs, la répartition de l'information disponible dans les bases de données ne s'avérait plus équilibrée vis à vis de la problématique. Selon la terminologie systémique, il est ainsi apparu que les centres de décision majeurs n'établissaient pas forcément d'interaction privilégiée avec les composantes bio-économiques mais que la variété du sous-système social constituait le principal réservoir de comportements d'action (et de régulation) de ces centres de décision.

D'autre part, la multidisciplinarité introduit différents niveaux de quantification selon les domaines considérés par chacune des disciplines (e.g. efforts, tactiques/stratégies). Ceci conduit, selon le principe du facteur limitant, à un niveau de quantification de l'ensemble du système, si ce niveau existe, qui sera celui de la discipline la moins quantifiable. **Cette contrainte conduit le plus souvent les approches systémiques à présenter des résultats qui paraissent peu tangibles selon les critères quantitatifs** (c'est, entre autres, pour cette raison que la systémique parvient difficilement à être reconnue dans le cortège des méthodes scientifiques). Ce phénomène du plus bas niveau de quantification doit cependant être pondéré dans la mesure où l'importance respective de chacun des domaines dans la compréhension globale du système n'est pas forcément équivalente.

## 2.2 - Les centres de décision (is small so beautiful?)

Dans le cadre de la décomposition structurelle d'un système, on note généralement la présence de points sensibles appelés *centres de décision* ou *vannes* qui, en "agissant" provoquent des amplifications ou des inhibitions des flux existant dans le système. Par exemple (voir Figure 4), un exploitant (système pilotant ou centre de décision) reçoit des informations sur (i) l'état de la mer, la demande en poisson, les

dettes qu'il a, l'état de la ressource (intrants de l'environnement), (ii) la vétusté, l'efficacité, le coût de son matériel (état du système opérant, capteur). En fonction de son bien-être social, l'état de sa santé, celui de ses finances (écart au projet attendu, capteur), il prendra la décision de moduler plus ou moins son effort en changeant d'engin, en se déplaçant, etc. (commande) et commandera ainsi l'action de ses moyens de production (ensemble agissant, système opérant).

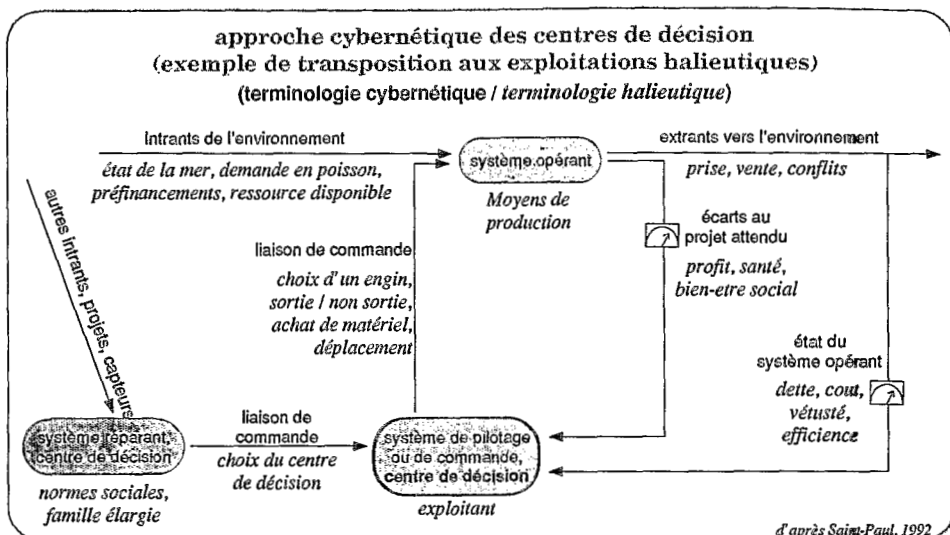


Figure 4

Les centres de décision sont ainsi maîtres d'un certain nombre de commandes qui vont agir sur l'état du système dans lequel ils se trouvent. Les centres de décision peuvent être amenés à prendre des décisions en commun (par échange d'informations, par alliance) et agir ainsi à deux échelles dans le système: l'une où leur action individuelle est efficace, l'autre dans laquelle leur action conjointe impose les conditions environnementales et les commandes de l'échelle inférieure dans laquelle ils jouent leur rôle individuellement.

Par exemple:

- A un niveau supérieur les pêcheurs (centres de décision), par la mise en commun de leur commande (leur pratique de la pêche selon différentes modalités), vont influencer sur la disponibilité à terme de la ressource (en l'augmentant ou la diminuant selon l'effort total). Ils imposent ainsi les conditions futures de leur environnement. Au niveau inférieur par contre, les pêcheurs subissent les fluctuations de la ressource qu'ils

exploitent et modifient en conséquence leur tactique. Ils deviennent alors décideurs à un autre niveau et en fonction d'informations dont l'échelle caractéristique est de ce niveau (informations à court terme sur les fluctuations du marché, de la ressource...).

- Les pêcheurs, par leur pratique, instituent des interdits. Par exemple, sur la côte du Sénégal dans le port de Kayar, les pêcheurs à la ligne ont interdit la pratique des filets dormants sur le site car cela nuisait à leur activité. Ces mêmes pêcheurs, au niveau individuel, se sont trouvés confrontés à l'existence de ces interdits: quand la pratique du filet dormant s'est avérée intéressante (augmentation du prix et des rendements des espèces pêchées par cette technique), les pêcheurs de cette même communauté se sont trouvés confrontés individuellement à une contrainte édictée par eux-mêmes et qu'il leur a fallu résoudre. Au niveau inférieur alors, ils ont changé de tactique compte tenu de cette perturbation (cela a ainsi conduit certains pêcheurs de la communauté de ligneurs à Kayar à quitter leur site pour aller pratiquer le filet dormant dans une autre région).

Les décideurs agissent ainsi, au niveau des tactiques à l'intérieur de "règles du jeu", mais ces règles du jeu sont elles-mêmes évolutives en fonction des stratégies de ces mêmes décideurs.

Les centres de décision apparaissent donc extrêmement importants dans la modélisation des systèmes. Walliser (1977) propose ainsi une classification de tous les modèles possibles (cognitif, prévisionnel, décisionnel, normatif, pédagogique, de recherche, de concertation, idéologique) uniquement à partir de la représentation des centres de décision et du type de commande qu'ils peuvent exercer sur le système.

Le problème pratique que pose la reconnaissance de ces "centres de décision" est le caractère très limité de leur expression dans le système observé (l'effort sur une pédale d'accélérateur est négligeable comparé à l'effet observable sur la voiture). En d'autres termes, les mesures de fluctuation réalisées généralement dans les protocoles d'enquêtes ou d'expérimentation portent le plus souvent sur les systèmes opérant, ceux qui produisent l'effet le plus direct et le plus visible sur l'environnement et, généralement, ceux qui sont les plus "intéressants" vis à vis des objectifs de gestion (stocks monétaires, biologiques, etc.). Les fluctuations des centres de décision sont plus rarement étudiées, car souvent difficiles à cerner.

**C'est ainsi en partie à cause de l'expression limitée des centres de décision qu'il apparaît difficile d'appréhender la dynamique globale dont la systémique fait son but, dynamique issue de leur effet amplificateur et/ou de leur éventuel fonctionnement en coopération.**

Mais la difficulté vient aussi de leur fonctionnement particulier qui est fondé sur l'utilisation de boucles de rétroaction.

### 2.3 - La rétroaction, L'information, les temps de réponse<sup>7</sup>

Avec la variété et l'homéostasie, les boucles de rétroaction constituent le pivot autour duquel peuvent être traités les problèmes liés à la téléonomie du système étudié. La rétroaction négative est une caractéristique normative de la dynamique des systèmes. Elle permet l'homéostasie et provoque des trajectoires dynamiques qui peuvent être assimilées à la poursuite d'un but. Les rétroactions positives par contre, en accentuant les différences, procurent à un système les moyens de changer d'état et, à terme, lui permettent d'évoluer vers une "destination".

Un des grands intérêts de l'approche systémique pour la compréhension des systèmes réside dans le fait qu'elle prenne en compte, après la définition structurelle du système, les interactions qui peuvent exister entre les différents composants. Ces liaisons peuvent être de différentes natures; parmi elles, les boucles de rétroaction posent le plus de problèmes car elles impliquent, pour être appréhendées, de faire intervenir les notions d'information et de temps de réponse. Elles constituent pourtant une composante essentielle du fonctionnement de certains centres de décision et leur représentation correcte est donc primordiale dans le cadre de la modélisation fonctionnelle des systèmes.

Dans une boucle de rétroaction, comme on l'a vu dans le paragraphe précédent (Figure 4), des informations parviennent à un centre de décision. Ce peuvent être des connaissances sur l'état d'autres composantes du système mais aussi, les résultats d'une action engendrée par le centre de décision lui-même. En fonction de cette information, le centre de décision pourra éventuellement engager une nouvelle commande qui amplifiera l'effet (rétroaction positive) ou au contraire tendra à rétablir une situation antérieure (rétroaction négative). L'efficacité du "contrôle" dépendra bien sûr de la pertinence de la décision prise par le centre de décision, mais elle sera aussi fortement dépendante (i) de la **qualité de l'information** reçue, (ii) du **délai** entre la naissance de l'information et sa réception par le centre de décision, et (iii) du **temps de réaction** du centre de décision.

L'expérimentation ou l'observation sur les temps de réponse et les flux d'information apparaissent assez difficiles à réaliser car ils correspondent à des variables "immatérielles" (durée, connaissance). Ils apparaissent cependant essentiels au bon fonctionnement d'un système (par exemple (Saint Paul, 1992), des déphasages dans un système peuvent introduire des difficultés de gestion).

Le rôle important des rétroactions, de l'information et des temps de réponse dans le fonctionnement des systèmes est de plus en plus reconnu. On constate en effet dans la littérature sur la modélisation des systèmes d'exploitation une augmentation des études

---

<sup>7</sup>Les notions de rétroaction, d'information, de délais, bien que fondamentales dans l'approche systémique, sont issues de la théorie cybernétique (Wiener, 1948) et peuvent être rassemblées dans le concept de système commandé.



sur la représentation des schémas d'information et, conséquemment, des processus de décision que développent les exploitants pour gérer l'incertitude liée aux fluctuations de leur environnement. Ceci peut être constaté tant dans le domaine des pêches artisanales, où le problème principal semble être plutôt lié aux modalités mêmes du processus de décision (e.g., Bousquet *et al.*, 1992, Ferraris et Samba, 1992, Le Fur, 1993a), que dans celui des pêches industrielles où c'est l'information sur les localisations des stocks de poisson et les temps de réponse nécessaires pour obtenir cette information qui prennent une importance particulière (e.g., Mangel and Clark, 1983, Allen and Mc Glade, 1986, Hilborn and Walters, 1987).

#### 2.4 - Comportement des agents

Parmi les préoccupations actuelles des scientifiques halieutes vis à vis de leur objet d'étude, apparaît ainsi le besoin d'une meilleure connaissance des exploitants. Ce besoin relève d'un souci de compréhension de la structure du système pêche et de la perception qu'en ont les pêcheurs (Quensière *et al.*, 1991).

La prise en compte de la dynamique sociale constitue en effet un volet capital de la modélisation d'un système d'exploitation, qu'il soit halieutique ou non: d'une part les agents, considérés individuellement, se constituent en centres de décision; d'autre part, considérés dans leur ensemble, ils constituent un composant social déterminant pour la dynamique globale du système, qu'elle soit synchronique ou diachronique. L'étude du comportement des agents ne constitue pas à proprement parler une problématique spécifique de la systémique. Cependant, dans le cadre de la modélisation systémique d'un système d'exploitation halieutique, cette composante du système mérite d'être évoquée (on ne pourra que signaler le problème de la représentation du comportement des agents, ce point introduisant un volet théorique trop conséquent pour être extensivement abordé ici (voir à ce sujet Crozier et Friedberg, 1977, Lesourne, 1990, Moles, 1990)).

Le caractère imparfait des acteurs constitue une des grandes prises de conscience des sciences sociales 'dures' telles que l'économie (Lesourne, 1990): La notion de complexité, implicite dans le cadre de la modélisation des systèmes d'exploitation halieutique, met en avant le rôle de l'information et intervient ainsi directement sur les modalités du comportement des acteurs. La complexité du système est en effet telle que chaque agent ne peut en avoir qu'une connaissance imparfaite et partielle. L'information étant toujours incomplète pour un agent du système, l'acteur parfait de la théorie (économique) néo-classique ne peut plus alors correspondre à une description valide. L'imperfection des acteurs joue un rôle déterminant dans la dynamique des

systèmes. Sa prise en compte implique tout un cortège de notions nouvelles<sup>8</sup> qui complexifieraient encore la modélisation des systèmes.

Les notions qui ont été abordées (centre de décision et rétroactions, comportement des agents) conduisent à des modèles extrêmement complexes et difficiles à gérer. Ainsi, dans le cadre du projet de modélisation de la pêche artisanale au Sénégal qui a déjà été évoqué, une problématique globale et systémique avait présidé à la définition du projet de modélisation et à la conceptualisation du modèle terminal. Suite à une dérive progressive dont il a déjà été question (voir paragraphe 1 de ce chapitre), la quasi-exclusivité de l'effort porté à développer le modèle de l'exploitation s'est concentrée sur la représentation du comportement des pêcheurs, leur comportement en tant que centres de décision et les interactions construites entre ces différents centres de décision. Une récente étude, toujours intégrée dans ce projet mais portant sur les acteurs du mareyage dans ce système (Sarr *et al.*, 1993) a conduit naturellement à la même démarche, c'est à dire à la focalisation sur le comportement des acteurs. Ces exemples et d'autres (e.g., Bousquet *et al.* 1992), semblent bien montrer toute l'importance de ces notions lorsque l'on aborde la représentation d'un système d'exploitation halieutique, et toute la difficulté qu'elles induisent vis à vis de cette problématique de représentation.

Supposant chaque type de composant repéré dans le système à modéliser, il est ensuite nécessaire de pouvoir les représenter. Intervient alors la notion d'outil de représentation.

### 3 - OUTILS DE MODELISATION SYSTEMIQUE

La notion de système, parce qu'elle est nécessairement conditionnée par la représentation que s'en fait l'observateur, est intimement liée à la notion de modèle. Le choix d'un outil adapté à la représentation d'un système d'exploitation doit répondre à un grand nombre de contraintes réparties en deux grands groupes: le premier rassemble les contraintes liées à la représentation structurelle du système à modéliser (i.e. l'outil doit pouvoir représenter aussi bien un centre de décision qu'un réservoir et, plus généralement, une structure organisée); l'autre, définissant le cadre dans lequel pourront être représentés les processus dynamiques fondamentaux du fonctionnement du système, fondamentaux au sens de l'approche systémique (synchronie, diachronie, émergence, multi-variabilité, rétroaction...).

#### 3.1 - Mathématique

Les mathématiques n'apparaissent pas être les outils idéaux pour représenter certains des processus caractéristiques de la dynamique des systèmes. C'est

---

<sup>8</sup>e.g., rationalité limitée, astuce, activité, jeu, seuils de satisfaction, opportunisme des agents, maximisation de l'utilité, coopération, accords, conflits, intérêts.

particulièrement le cas des phénomènes d'émergence où les dynamiques locales d'un ensemble d'agents en interaction produisent, par leur somme, de nouveaux mécanismes dynamiques observables, ceux là, à un niveau plus global du système. Des outils tels que les systèmes d'équations différentielles qui peuvent être soumis à intégration peuvent apporter des solutions, mais Destouches (1977) constate que, en mathématiques, à part quelques résultats qui se sont révélés probants (e.g. Prigogine, 1947, Allen and Mc Glade, 1989), il y a des problèmes de conciliation et d'arbitrage lorsque les systèmes sont à plusieurs niveaux (ce qui est généralement le cas dans les systèmes tels que ceux que nous étudions) et qu'il n'existe pas de méthode générale pour les résoudre.

L. von Bertalanffy, dans sa 'théorie générale des systèmes' aborde bien le problème que pose le choix d'outils pour la représentation des systèmes. Concernant l'outil mathématique, les systèmes caractérisés par de nombreuses interactions et des relations non linéaires ne peuvent être abordés, selon Bertalanffy, qu'au moyen d'un ensemble d'équations différentielles simultanées, non linéaires dans le cas général. La classification des problèmes mathématiques qu'il présente situe la modélisation mathématique des systèmes complexes dans la classe des problèmes essentiellement impossibles à résoudre. Présentant ensuite, (en 1968) 13 approches possibles pour la modélisation des systèmes, il termine sur l'utilisation du modèle verbal dont il conclue qu'"il est meilleur que pas de modèle du tout". Parmi les approches qu'il expose, l'informatique et la simulation lui apparaissent relativement bien indiquées.

### 3.2 - Simulation et intelligence artificielle

L'intérêt de la simulation dans l'approche systémique est généralement largement souligné. Parmi ses avantages, elle permet l'étude du **comportement** dans le temps d'un système complexe. D'autre part, au lieu de modifier "une variable à la fois", elle permet de faire varier **simultanément** des **groupes** de variables, comme cela se produit dans la réalité (De Rosnay, 1975) et fournit en cela une réponse (partielle) au problème déjà évoqué de la variété. Dans le domaine des sciences halieutiques particulièrement, l'utilisation de la simulation a déjà été soulignée comme une approche pertinente pour la modélisation (Hilborn and Walters, 1987). On peut distinguer là encore de nombreux types de simulation.

La simulation présente cependant les inconvénients de ses avantages. Du fait qu'ils combinent simultanément les fluctuations de plusieurs variables, **les modèles de simulation sont extrêmement difficiles à valider et à calibrer**. Il est en effet très difficile de déterminer, parmi un jeu de variables dynamiques mises en oeuvre pour simuler une situation, lesquelles sont superflues, nécessaires, suffisantes (validation). La sur-paramétrisation constitue ainsi souvent un reproche adressé aux modèles de simulation de systèmes complexes. De même, pour une situation simulée donnée, il n'est pas aisé de déterminer quelle est la valeur explicative relative de chacune des

variables prises en compte vis à vis de la variabilité totale à expliquer (calibration). On notera ici tout l'intérêt des outils statistiques pour aider à résoudre ces problèmes (e.g., Laloë et Samba, 1990, Ferraris et Samba, 1992).

Enfin, les résultats obtenus à partir de modèles de simulation se présentent le plus souvent sous la forme de scénarios. Cette forme de résultats, parce qu'elle ne dit pas 'ce qui sera' ou 'ce qui sera probablement', mais 'ce qui est possible', est parfois mal considérée. Cependant, cette approche semble actuellement la plus réaliste.

Bien que l'on puisse distinguer de nombreux types de simulations, la modélisation et la simulation sont à l'heure actuelle particulièrement liées à l'informatique. Dans ce domaine, de nouveaux outils ont été récemment développés. Parmi ceux-ci, la représentation objet (Bailly *et al.*, 1987, Massini *et al.*, 1989) et certaines techniques appartenant à l'intelligence artificielle (Farreny et Gallab, 1987) s'avèrent bien adaptées.

La programmation dite "orientée objet" ne résout pas les problèmes déjà évoqués que posent les simulations multi-variables. elle propose cependant des formalismes qui permettent de faciliter la représentation conjointe de structures et de mécanismes essentiels à la modélisation des systèmes. On peut citer par exemple la représentation structurelle et modulaire du système, la formalisation des interactions multiples entre éléments, la prise en compte de la rétroaction, la modification simultanée d'une combinaison de variables.

L'intelligence artificielle présente de nombreuses caractéristiques systémiques en raison de ses relations avec les sciences de l'information et de la cognition (Bouchon-Meunier, 1992). Ces nouveaux outils dont il existe de nombreux types ont déjà été utilisés avec un certain succès pour la représentation de la dynamique de systèmes d'exploitation halieutique (Bousquet et Cambier, 1991, Bousquet *et al.*, 1992, Le Fur, 1993a,b). Vis à vis du problème de la représentation des émergences (bâtir une dynamique macroscopique à partir d'une représentation microscopique), l'intelligence artificielle peut parfois apporter les solutions qui manquent aux modèles mathématiques (Cf. §1). En effet, l'intelligence artificielle a développé des formalismes de représentation dont certains prennent en compte explicitement le problème de l'émergence. On peut par exemple citer le cas des simulations multi-agents (Ferber, 1989) dans lesquels on étudie précisément comment un grand ensemble d'éléments interconnectés peuvent faire apparaître des structurations à un niveau d'observation global. La simulation de dynamiques à plusieurs niveaux reste cependant difficile, même avec ces méthodes pourtant adaptées au problème. Ceci est principalement dû à la complexité des systèmes appréhendés qui rend difficile la distinction des mécanismes (diachroniques) déterminants parmi l'ensemble des processus dynamiques (diachroniques et synchroniques) que comptent ces systèmes. En fait, les recherches qui parviennent avec succès à résoudre le problème par ces méthodes portent en général sur des systèmes dont les composants ont un comportement

extrêmement simple ou simplifié (par exemple des colonies de fourmis (Drogoul et Ferber, 1993)).

### 3.3 - Pragmatique systémique: la décomposition systémique

Compte tenu des interdépendances entre composants d'un système donné, la propriété de globalité implique de prendre en considération tous les flux ayant une influence sensible sur les fonctionnements et objectifs du système à modéliser. La modélisation systémique d'organisations 'simples', une industrie par exemple, peut parvenir à cette exhaustivité nécessaire du fait de la dimension organisationnelle réduite de ces objets d'étude. (ce sont d'ailleurs souvent ces types de système qui sont présentés comme exemples d'application pratique de la systémique). Lorsqu'il s'agit de systèmes aussi complexes qu'un système d'exploitation halieutique, le problème prend une autre dimension et ne semble plus à la portée de nos moyens d'investigation. La systémique apporte certaines règles qualitatives et quantitatives permettant d'envisager une solution à ce problème sous la forme d'une méthodologie, relativement délicate à mettre en oeuvre, appelée "*décomposition systémique*".

La décomposition systémique consiste, en fonction des objectifs, à obtenir des sous-systèmes appréhendables, ayant une certaine autonomie et déterminés en choisissant les frontières de séparation les moins défavorables pour permettre une future **recomposition** avec le moins de possible de pertes de la "réalité" (Le Gallou, 1992c). De nombreuses contraintes sont liées à la conduite de cette décomposition (interface minimale, recherche des discontinuités, liaisons optimales de substitution, nature des axes de décomposition, etc.) et rendent difficile sa mise en oeuvre.

Sous la contrainte d'une décomposition la modélisation d'un système complexe doit alors se scinder en quatre parties **d'égale importance**:

- une phase de conceptualisation dans laquelle est définie la perception que l'on a du domaine d'étude et dans laquelle est défini le projet de modélisation,
- une phase de décomposition dans laquelle l'effort doit être porté sur le maintien de la cohérence de l'interaction et des interfaces entre sous-systèmes afin de permettre la recomposition finale,
- une phase d'analyse de ces sous composants et
- une phase finale de recomposition du système à partir des sous-systèmes.

Pour conserver la pertinence du modèle aucune de ces quatre phases ne doit être négligée:

#### 3.3.1 - Phase projective

A une question posée, un domaine à appréhender, doit être associé avant toute chose, on l'a vu, un projet de modélisation. C'est lui qui va définir l'angle sous lequel est perçu le système et conditionner toute l'approche subséquente, dont sa

"systémicité". Certaines conséquences de ce projet ont déjà été abordées et ne seront pas reprises ici. Dans la mesure où l'on se trouve confronté à un système complexe, il est ensuite nécessaire d'envisager, en fonction du projet, la phase de décomposition.

### 3.3.2 - Phase de décomposition

Cette phase de décomposition est extrêmement critique dans la mesure où, si elle n'est pas réalisée correctement elle peut conduire à l'impossibilité (i) d'analyser les sous-systèmes s'ils n'ont pas été individualisés avec assez d'autonomie, (ii) de recomposer le système en phase finale si les interfaces n'ont pas été assez bien spécifiées, (iii) de réaliser l'un et l'autre compte tenu de leur étroite dépendance.

Cette phase peut utiliser avec profit les paradigmes systémiques pour respecter les contraintes liées à une décomposition efficace. Les centres de décision, par exemple, constituent le plus souvent des axes pertinents de décomposition (Walliser, 1977). De même, la sélection d'indicateurs, choisis conjointement pour les différents modules, permet de conserver la cohérence et la cohésion des différents sous-systèmes représentés ce qui facilite ensuite la recomposition

De nombreux autres critères permettent de définir les modalités d'une décomposition optimale. En effet, le choix d'une décomposition n'apparaît pas trivial car il ne dépend pas seulement du projet de modélisation (choix de tel ou tel centre de décision par exemple) mais doit aussi prendre en compte les contraintes qui seront levées au cours des phases suivantes. Par exemple, la formalisation d'un système par les flux (concept systémique) semble permettre une décomposition structurée et coordonnée, et non un découpage réductionniste (Le Gallou, 1992c). Dans la mesure où l'analyse de flux paraît donc indiquée pour définir un axe de décomposition, il peut apparaître tentant, pour conserver un acquis par exemple, de procéder à un découpage disciplinaire du domaine d'étude. Il n'est cependant pas certain que ce soit la meilleure solution, le retour à des sous-domaines où domine la méthode analytique pouvant constituer une source de biais, ainsi qu'on le verra dans le paragraphe suivant.

### 3.3.3 - Phase d'analyse (appréhension des sous-systèmes)

La systémique pragmatique comporte, contrairement à l'opinion communément admise, une phase d'analyse (Destouches, 1977, Quensière, 1991). Mais il ne doit pas, à notre avis, s'agir d'une analyse au sens où on l'entend habituellement. C'est sur ce point que cette phase de la modélisation apparaît dangereuse vis à vis du projet systémique.

Sur la figure 5 sont présentés, d'après Lemoigne (1990), les concepts concurrents des modélisations analytiques et systémiques. Ce tableau constitue un cadre fondamental d'analyse. En effet, selon le registre qui sera utilisé pour décomposer, puis appréhender les sous-systèmes, les modèles qui auront été obtenus pourront se prêter à la recomposition subséquente, ou tomberont définitivement dans une démarche

réductionniste qui ne permettra pas de revenir à la compréhension de la dynamique globale.

Il apparaît nécessaire d'insister sur ce point, car la modélisation analytique est la méthode à laquelle les scientifiques sont le plus habitués, et la tendance est souvent grande d'appréhender les systèmes à travers ces paradigmes pour lesquels, par formation, on dispose de compétences beaucoup plus grandes.

<b>LES DEUX REGISTRES DE LA MODÉLISATION</b>		
aux concepts familiers de la modélisation ANALYTIQUE...	... ne peut-on substituer...	... les concepts adaptés à la modélisation SYSTÉMIQUE
<i>Objet</i>	.....	<i>Projet ou Processus</i>
<i>Élément</i>	.....	<i>Unité active</i>
<i>Ensemble</i>	.....	<i>Système</i>
<i>Analyse</i>	.....	<i>Conception</i>
<i>Disjonction (ou découpe)</i>	.....	<i>Conjonction (ou articulation)</i>
<i>Structure</i>	.....	<i>Organisation</i>
<i>Optimisation</i>	.....	<i>Adéquation</i>
<i>Contrôle</i>	.....	<i>Intelligence</i>
<i>Efficacité</i>	.....	<i>Effectivité</i>
<i>Application</i>	.....	<i>Projection</i>
<i>Evidence</i>	.....	<i>Pertinence</i>
<i>Explication causale</i>	.....	<i>Compréhension téléologique</i>

*En changeant de registre, ou de style, ne crée-t-on pas les conditions d'un changement de méthode ?*

*extrait de Le Moigne, 1990 (p.9)*

Figure 5

**3.3.4 - Phase de recomposition**

Une fois parvenu à déjouer les pièges que posent les deux phases précédentes, peut-être abordée la recomposition des sous-systèmes appréhendés afin de parvenir à la représentation globale qui fait l'objet de la systémique.

En termes d'outil de représentation, il est à noter que l'approche objet, évoquée plus haut, constitue a priori une des méthodes les plus adaptées à ce problème: elle est d'une part fondamentalement modulaire et d'autre part, elle facilite beaucoup la reconnexion, l'interfaçage car elle intègre les procédures au sein même des caractéristiques des objets (Le Fur, 1993b).

Par construction, ce n'est qu'une fois la recombinaison réalisée que l'on peut tenter d'aborder la téléonomie du système. Mais comme il a déjà été signalé, il semble exister peu (ou pas) d'exemples de modélisation portant sur des systèmes dont la complexité soit équivalente à celle d'un système d'exploitation halieutique qui aient pu parvenir avec succès jusqu'à ce stade.

Pour terminer cet exposé, il peut être intéressant d'évoquer une critique souvent faite à la systémique; critique dont les systémiciens se défendent actuellement en réfutant l'assimilation courante: "systémique = holisme". Le holisme, notion apparue au début de ce siècle (Lemoigne, 1992), reprend en substance l'aphorisme bien connu "le tout est plus que la somme des parties" (en oubliant souvent son corollaire: "chaque partie est plus qu'une fraction du tout" (Weinberg, 1975)). Si les théoriciens de la systémique se sont vigoureusement élevés contre les paradigmes réductionnistes et analytiques, ils ont semble-t-il été encore moins indulgents vis à vis du paradigme holistique<sup>9</sup>.

On a tenté de montrer dans les paragraphes précédents que la démarche systémique (pragmatique) correspondait à une succession de quatre phases (dont une comprenant de l'analyse). Or c'est seulement lors de la première et de la dernière phases que le système est vraiment appréhendé dans sa globalité et que l'approche répond vraiment au paradigme holistique. Il apparaît alors certain qu'avec une approche holistique seule, il devient difficile de concevoir une méthode pragmatique permettant de passer 'scientifiquement' de la conception d'un projet de modélisation (première phase) à la représentation d'une dynamique globale, émergeant de processus locaux qui n'auront pas été appréhendés (dernière phase). C'est de n'avoir considéré, à travers le holisme, que la première et la dernière phase de cette démarche qui a ainsi pu parfois conduire à considérer la systémique comme une 'caricature' de science, incapable de donner naissance à une approche pratique des problèmes posés (dont particulièrement la modélisation de systèmes complexes).

---

<sup>9</sup>e.g., "le holisme ne constitue pas un adversaire très solide des arguments réductionnistes et analytiques" (Le Moigne, 1992); "à côté d'un réductionnisme de l'analyse, il constitue un réductionnisme de synthèse" (Vallée, 1992); "Sur un plan pratique, retenir une approche holistique, avec son optimisme associé et son cortège de plates généralisations, ne permet pas d'aboutir à la compréhension des propriétés émergentes d'un système complexe..." (Mc Glade et Allen, 1984).



## CONCLUSION

Pour modéliser les exploitations halieutiques, il est nécessaire de reconnaître et de rendre compte de leurs propriétés systémiques. Mais, en même temps, les nombreux modèles<sup>10</sup>, méthodes et concepts (voir Figure 6) proposés pour les aborder sous cet angle rendent difficile le choix de la méthodologie, du formalisme adaptés à un domaine donné.

### QUELQUES MOTS-CLES DE LA SYSTÉMIQUE: UNE APPROCHE SIMPLE DE LA COMPLEXITÉ ?

action, adéquation, agent, aléatoire, amplification, analogie, apprentissage, approche qualitative, auto-organisation, but, causalité circulaire, centre de décision, chaos, cohérence, commandabilité, commande, communication, complexité, comportement, composant, compréhension téléologique, conceptualiser, connaissance, connexion, construction, contrôle, couplage, créer, cybernétique, décision, décomposition, délai, désordre, diachronie, différenciation, directivité, diversité, durée, dynamique, dynamique catastrophique, échange, effectivité, efficacité, élément, émergence, énergie, énergie de commande, ensemble, entropie, environnement, équiifinalité, équilibre, état stable, événement, évolution, expérience, finalité, fluctuation, flux, formalisme, frontière, frottement, gestalt, gestion adaptative, globalité, hasard, heuristique, hiérarchie, histoire, homéostasie, hypo-système, incertitude, indécidabilité, indicateur, individu, induction, information, infra-système, innovation, intelligence artificielle, intégration, interaction, interdépendance, intérêt, interface, invention, irréversibilité, isomorphisme, microscope, mathématique, mécanisation, mémoire, mesure, méthode, modèle, modularité, motivation, multi-composantes, nécessité, néguentropie, niveaux d'organisation, objectif, objet, opportunisme, ordre, ordre hiérarchique, organisation, outil, paradigme, perception, pérennité, pertinence, perturbation, prévision, problématique, processus, projection, projet, projectivité, propriété, puits, quasi-décomposabilité, rationalité limitée, réel, régulation, relation, reproductibilité, réseau, réservoir, résilience, rétroaction, scénario, simulation, simultanéité, société, somme, source, sous-système, stabilité dynamique, stock, structure, synchronie, système, téléonomie, temps de réponse, théorie des contrats, théorie des jeux, théorie générale, totalité, transdisciplinarité, typologie, unité active, univers multi-agents, vanne, variabilité, variété requise, vérité, volonté, etc.

Figure 6

<sup>10</sup>par exemple: théorie des compartiments, des ensembles, des graphes, des réseaux, des automates, de la décision, des files d'attente, des contrats, des jeux, modèle verbal, modèle cybernétique, langage littéraire, langage iconique, représentation graphique, ...

La mise en avant, dans l'approche système, de la notion de projet ne permet pas d'envisager de schéma type d'étude. Ceux-ci dépendront à la fois (i) du type, de la localisation et des particularités du domaine étudié, (ii) des questions posées au modélisateur mais aussi (iii) de la perception que celui-ci a de son objet d'étude.

Certains arguments plaident en faveur d'une approche systémique pour la représentation des systèmes d'exploitation halieutique. En effet, dans ce domaine, les objectifs de gestion sont en général multi-sectoriels (Lawson, 1984, Mc Glade, 1989): les gestionnaires appréhendent la pêche dans de multiples directions (e.g., bien-être social, efficacité économique, conservation de la ressource, réduction des conflits) ce qui apparaît typiquement systémique. Partant de ce constat, il semble judicieux que la recherche puisse soumettre aux décideurs une argumentation scientifique adaptée à sa demande, c'est-à-dire, de nature essentiellement systémique.

Dans le même ordre d'idée, cette globalité de l'approche permet de déceler les contradictions irréductibles que l'on rencontre dans les objectifs affichés de la gestion des pêches. Par exemple, comment considérer simultanément la satisfaction du marché local et la promotion des exportations ou encore la gestion de la ressource en même temps que l'investissement dans la pêche, indépendamment du taux d'exploitation de la ressource (Chaboud et Fontana, 1992). Si l'utilisation de l'approche système permet de détecter ce genre de contradiction, une approche sectorielle (disciplinaire) ne peut, par nature, être apte à le faire.

Cependant, l'approche système, beaucoup plus que les approches analytiques classiques, donne une place importante à la subjectivité du chercheur qui l'emploie. Elle peut ainsi parfois apparaître caractérisée par un manque de rigueur. Dans le cadre de l'étude des systèmes d'exploitation halieutique, cela peut éventuellement constituer un inconvénient dans la mesure où un gestionnaire ou un décideur, intéressé par le travail du modélisateur, pourrait éventuellement se révéler incapable de transcrire les résultats obtenus (scénarios, tendances floues, chaos constatés) en décisions, puis en action. Si cela est, il est probable que ce ne soit pas définitif, les politiques étant, on l'a déjà dit, de fervents pratiquants de l'approche système et capables, de par leur fonction, de faire des choix.

En 1989, au terme du symposium international de Montpellier sur la pêche artisanale, le chapitre de la conclusion portant sur les perspectives de la recherche dans ce domaine identifiait trois points essentiels à prendre en compte dans les recherches futures: (i) la clarification des relations entre recherche et intervention, (ii) une meilleure prise en compte des composantes humaines de la pêche et (iii) la nature pluridisciplinaire de l'objet d'étude pêche artisanale (Quensière *et al.* 1991)<sup>11</sup>. A la lumière de ce que l'on a tenté d'exposer, il nous apparaît que l'approche systémique,

---

<sup>11</sup>Cette conclusion pourra sans grande distorsion s'appliquer à l'exploitation industrielle des ressources halieutique.

malgré la difficulté de sa mise en oeuvre, est une des rares approches qui puisse être à même de répondre à ces contraintes.

La systémique ne va certainement pas dans le sens d'une simplification des problématiques (voir Figure 6); d'autre part, l'absence (ou le trop grand nombre) d'heuristique réellement définie peut sans doute la faire apparaître dans un premier temps comme rébarbative et impropre à fournir des résultats probants.

Mais, si la perception d'un système d'exploitation halieutique doit vraiment se référer à la complexité, il semble que la compréhension du fonctionnement des systèmes d'exploitation halieutique ne peut plus uniquement se satisfaire des approches classiques. L'approche système devient alors difficilement contournable.

## REFERENCES

- Allen, P.M., and J.M. McGlade (1986). Dynamics of discovery and exploitation: the case of the scotian shelf groundfish fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* vol.43:1187-1200.
- Allen, P.M., and J.M. McGlade (1987) Modelling complex systems; fisheries examples. Cranfield international ecotechnology research center; rep. from the third united nations university global learning division workshop, Cranfield, UK, 26-30th oct., 1987, 125p. et *European J. of Operational Research*, 30, 1987:147-167.
- Allen, P.M., and J.M. McGlade (1989) Optimality, adequacy and the evolution of complexity. In: Structure, cohérence and chaos in dynamical systems. In: proceedings in non linear science, edited by P.L.Christiansen and R.D.Parmentier; *Manchester university press*:3-22.
- Ashby, W.R. (1958). Requisite variety and its implications for the control of complex systems. *Cybernetica*, 1, N°2, 83, Namur, 1958.
- Bailly, C., Challine, J.F., Ferri, H.C., Gloess, P.Y., et Marchesin, B. (1987) Les langages orientés objet. *Cepadues Ed.*, 223p.
- Bertalanfy, L. von. (1951) La théorie générale des systèmes: nouvelle approche de l'unité de la science. *Human Biology*, Déc. 1951:303-361
- Bertalanfy, L. von. (1968) General System theory. *Braziller*, New York.
- Bouchon-Meunier, B. (1992) Systèmes, Informatique et Intelligence Artificielle. In: Systémique: théorie et applications. Le Gallou, F., et B. Bouchon-Meunier (coordonnateurs), *Lavoisier TecDoc* (Ed.), Paris, 1992:178-186.
- Breton, Y. (1991) Comment aborder la systémique ? Communication présentée au séminaire international "Recherches interdisciplinaires et gestion des pêcheries" Recherche interdisciplinaires et gestion des pêcheries", Casablanca, Maroc, 27 mai - 14 juin 1991.

- Bousquet, F., and C. Cambier (1991). Transfert d'échelle et univers multi-agents: le cas de la pêche dans le Delta Central du Niger. Pages 405-423 in: Proceedings, Seminform 4: le transfert d'échelle, Mullon, C., scientific editor. *Collection colloques et séminaires, ORSTOM publications*, Paris.
- Bousquet, F., C. Cambier, C. Mullon, and J. Quensière (1992). Simulating fishermen society. In: *Proceedings, Simulating Societies Symposium*, University of Surrey, April 1992.
- Bunge, M. (1983) *Epistémologie*. Maloine, Paris, 285p.
- Chauveau, J.P. (1984) Histoire de la pêche maritime et politiques de développement de la pêche au Sénégal. In: *Colloque littoral, milieux et sociétés*; Boulogne sur mer, nov. 1984, 37p.
- Boulding, K. (1981) *Evolutionary Economics*. Sage, Londres, 1981 ( *cité dans Lesourne, 1990*).
- Chaboud, C., et A. Fontana (1992). L'approche système dans les pêches. In: Brethes, J.C. and A. Fontana (Éds) *Recherches interdisciplinaires et gestion des pêcheries*. projet CIEO-890276, Centre International d'Exploitation des Océans, Halifax (Nouvelle-Ecosse, Canada), 228p., Chap. 5:111-151
- Charles, A.T. (1991) Bio-socio-economic dynamics and multi-disciplinary models in small-scale fisheries research. In: *La recherche face à la pêche artisanale*, Symp. Int. ORSTOM-IFREMER, Montpellier, France, 3-7 juillet 1989, J.R. Durand, J. Lemoalle et J. Weber (Eds.). Paris, *ORSTOM*, 1991, t.II:603-608
- Chauveau, J.P. et J. Weber (1991) L'apport des synthèses régionales. Perspectives historiques et institutionnelles sur la recherche interdisciplinaire dans le domaine des pêches artisanales. In: *La recherche face à la pêche artisanale*, Symp. Int. ORSTOM-IFREMER, Montpellier, France, 3-7 juillet 1989, J.R. Durand, J. Lemoalle et J. Weber (Eds.). Paris, *ORSTOM*, 1991, t.I:51-62.
- Crozier, M., et M. Friedberg (1977) *L'acteur et le système*. Seuil (Ed.), *coll. points*, Paris 498p.
- Cury, P. (1988) Pressions sélectives et nouveautés évolutives: une hypothèse pour comprendre certains aspects des fluctuations à long terme des poissons pélagiques côtiers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol.45, no 6, 1988, pp.1099-1108
- De Rosnay, J. (1975) *Le microscope: vers une vision globale*. Seuil, *coll. points*, 1975,, 346p.
- Destouches, J.L. (1977) Systèmes, modèles, prévisions. *Rev. intern. systémique*, vol.4, n°4, 1990, pp.471-488.
- Drogoul, A., and J. Ferber (1993) Multi-agent simulation as a tool for modeling societies: application to social differentiation in ant colonies. *Decentralized AI*, 3. Castelfranchi, C., and E. Wesner, editors, *North Holland Publishing*.
- Durand, D. (1990) *La systémique*. Presses Universitaires de France, *coll. Que sais-je?*, Vandomme, France, 1990, 127p.

- Farreny, H. et B. Gallab (1987) *Eléments d'intelligence artificielle*. Hermes (Ed.), coll. *Traité des nouvelles technologies, série Intelligene Artificielle*, 367p.
- Ferber, J. (1989) *Objets et agents: une étude des structures de représentation et de communications en Intelligence Artificielle. Thèse doctorat*, Univ. Paris VI.
- Ferraris, J., et A. Samba (1992) Variabilité de la pêche artisanale sénégalaise et statistique exploratoire. In: *Seminfor 5: Statistique impliquée*, Laloë, F. (coordon.), coll. colloques et séminaires, *Orstom* (Ed.), Paris:169-190.
- Fontana, A., C. Chaboud, J. Quensière, P. Cury, C. Roy, B. Millet, A. Fonteneau, et P. Cayré (1989) *Quelle halieutique pour l'ORSTOM ? Etude réalisée à partir des réponses du "dossier noir". rapport informel ORSTOM*, juin 1989, 52p.
- Fonteneau, A., et C. Champagnat (1977) *Vers une politique des pêches: éléments pour un aménagement rationnel des ressources marines vivantes. La Pêche Maritime, mars 1977:3-7*
- Gaye, A.B. (1992). Déterminants socio-culturels des tactiques de pêche des communautés léboues et Guet-Ndariennes au Sénégal. *Rapports de recherche, Centr. Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye*, 20p.+37p..
- Hilborn, R., and C.J. Walters (1987). A general model for simulation of stock and fleet dynamics in spatially heterogeneous fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol.44, 1987:1366-1369.
- Hofstadter, D. (1985) *Gödel, Escher, Bach: les Brins d'une Guirlande Éternelle (an Eternal Golden Brain)*. *Interéditions*, 1985, 883p.
- Kebe, M. (1991) *Effets non prévus des interventions pour le développement. L'exemple de la pêche cordière au Sénégal*. In: *La recherche face à la pêche artisanale, Symp. Int. ORSTOM-IFREMER*, Montpellier, France, 3-7 juillet 1989, J.R. Durand, J. Lemoalle et J. Weber (Eds.). Paris, *ORSTOM*, 1991, t.II:905-912.
- Laloë, F., et A. Samba (1990) *La pêche artisanale au Sénégal: ressource et stratégies de pêche.. Thèse Univ. Paris Sud (Orsay)*, 19 juin 1989, 395p.
- Laloë, F., J.P. Chauveau et A.Samba (1991) *Du schéma d'aménagement à ses résultats réels: "l'effet informel" dans l'aménagement des pêches artisanales Sénégalaises*. In: *La recherche face à la pêche artisanale, Symp. Int. ORSTOM-IFREMER*, Montpellier, France, 3-7 juillet 1989, J.R. Durand, J. Lemoalle et J. Weber (Eds.). Paris, *ORSTOM*, 1991, t.II:999-1006.
- Lawson, R.M. (1984). *Economics of fisheries development*. Frances Pinter, London, 283p.
- Le Fur, J. (1993a) *Dynamique du système Pêche artisanale et intelligence artificielle: le projet MOPA*. in: *Symp. Eval. Ress. Pêch. Artis.*, 02/93, Dakar, Sénégal, 7p.
- Le Fur, J. (1993b) *Modelling adaptive fishery activities facing fluctuating environments: an artificial intelligence approach*. In: *Intern. Workshop: "AI in Agriculture, Natural Resources, and Environmental Sciences*, Chambéry, august 29- september 3, 1993, *accepted in: AI Applications, Natural resources, Agriculture, and Environmental Sciences*.

Premier Forum Halieumétrique, Rennes.

- Le Fur, J. (1993c) Conséquences de la complexité d'un système d'exploitation halieutique sur la problématique de sa représentation. in: table ronde: "Questions sur la dynamique de l'exploitation halieutique", Laloë, F., J.M. Ecoutin, J.L. Durand et H. Rey (coordon.), Montpellier, sept.93 (accepté).
- Le Gallou, F. (1992a) Nature et Objectifs de la systémique. In: Systémique: théorie et applications. Le Gallou, F., et B. Bouchon-Meunier (coordonateurs), *Lavoisier TecDoc (Ed.)*, Paris, 1992:3-13.
- Le Gallou, F. (1992b) Activité des systèmes. In: Systémique: théorie et applications. Le Gallou, F., et B. Bouchon-Meunier (coordonateurs), *Lavoisier TecDoc (Ed.)*, Paris, 1992:71-90.
- Le Gallou, F. (1992c) Décomposition des systèmes. In: Systémique: théorie et applications. Le Gallou, F., et B. Bouchon-Meunier (coordonateurs), *Lavoisier TecDoc (Ed.)*, Paris, 1992:91-100.
- Legay, J.M. (1986a) Contribution à l'étude de la complexité dans les systèmes biologiques. *XII<sup>e</sup> colloque international d'économétrie appliquée*, Sophia Antipolis, France, 13-14 mars 1986, 19p.
- Legay, J.M. (1986b) Méthodes et modèles dans l'étude des systèmes complexes. *Les cahiers de la recherche, développement*, n°11, août 1986, 6p. (introduction présentée au colloque national du ministère de la recherche et de la technologie: "diversification des modèles de développement rural: questions et méthodes".
- Le Moigne, J.L. (1990) La modélisation des systèmes complexes. *Dunod (Ed.)*, Paris.
- Le Moigne, J.L. (1992) Epistémologie de la science des systèmes. In: Systémique: théorie et applications. Le Gallou, F., et B. Bouchon-Meunier (coordonateurs), *Lavoisier TecDoc (Ed.)*, Paris, 1992:323-341.
- Lesourne, J. (1976) Les systèmes du destin. *Dalloz*, 1976
- Lesourne, J. (1990) Economie de l'ordre et du désordre. *Economica, coll. "Economie et statistiques avancées"*, 1990, introduction:7-25.
- Mangel, M., and C.W. Clark (1983). Uncertainty, search, and information in fisheries. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 41: 93-103, 1983.
- Mc Glade, J.M. (1989). Integrated fisheries management models: understanding the limits to marine resource exploitation. *American Fisheries Society Symposium*, 6:139-165.
- Mc Glade, J.M., and P.M. Allen (1984). The fishing industry as a complex system. In: Mahon, R. (Ed.) Towards the inclusion of fishery interactions in management advice. *Can Tech. Fish. Aquat. Sci.*, N°1347:209-216.
- Masini, G., Napoli, A., Colnet, D., Léonard, D., Tombre, K. (1989) Les langages à objets (langages de classes, langages de frames, langages d'acteurs). *Interéditions*, 584p.
- Moles, A.A. (1990) Les sciences de l'imprécis. *Seuil (Ed.)*, Paris.
- Morin, E. (1977) La méthode, I. La Nature de la Nature. *Seuil (Ed.)*, Paris.

- Monod, J. (1970) Le hasard et la Nécessité. *Seuil (Ed.)*, Paris.
- Nicolis, G., et Prigogine, I. (1989) Exploring complexity. *W.H. Freeman and Company, New York*, 1989, 314p.
- Prigogine, I. (1947). Etude thermodynamique des phénomènes irréversibles, Paris, *Dunod (Ed.) (cité dans Destouches, 1977)*.
- Quensière, J. (1991). Systémique et pluridisciplinarité: l'exemple du programme d'étude de la pêche dans le delta intérieur du Niger. Pages 475-492 in: Proceedings, Seminfors 4: le transfert d'échelle, Mullon, C., scientific editor. Collection colloques et séminaires, *ORSTOM publications*, Paris.
- Quensière, J., J.P. Platteau et F. Berkes (1991). Perspectives de la recherche sur les pêches artisanales. In: La recherche face à la pêche artisanale, Symp. Int. ORSTOM-IFREMER, Montpellier, France, 3-7 juillet 1989, J.R. Durand, J. Lemoalle et J. Weber (Eds.). Paris, *ORSTOM*, 1991, t.II:1052-1053.
- Rey, H. (1992) Systèmes de gestion. In: Séminaire International ressources et pêche côtière en Méditerranée septentrionale, Ancône, 16-20 décembre 1992.
- Saint Paul, L. (1992) Eléments de cybernétique. In: Systémique: théorie et applications. Le Gallou, F., et B. Bouchon-Meunier (coordonnateurs), *Lavoisier TecDoc (Ed.)*, Paris, 1992:25-45.
- Sarr, M.R., J. Le Fur, et Faye, M. (1993) Modélisation de la dynamique du système de mareyage à l'exportation de la pêche artisanale au Sénégal. Utilisation des techniques de l'intelligence artificielle. *Doc. Sci CRODT. in prep.*
- Stevenson, D., R. Pollnac, and P. Logan. (1982) A guide for the small-scale fishery administrator: information from the harvest sector. *Rapp. ICMRD (International Center for Marine Resource Development)*, 1982, 124p.
- Teilhard de Chardin, P. (1955) Le phénomène humain. *Seuil (Ed.)*, Paris.
- Vallée, R. (1992) Origine et évolution de la systémique. In: Systémique: théorie et applications. Le Gallou, F., et B. Bouchon-Meunier (coordonnateurs), *Lavoisier TecDoc (Ed.)*, Paris, 1992:14-22.
- Walliser, B. (1977) Systèmes et modèles (introduction critique à l'analyse des systèmes). *Seuil (Ed.)*, Paris, 245p.
- Weber, J. (1982) Pour une approche globale des problèmes de pêche, l'exemple de la filière du poisson au Sénégal. In: consultation des experts FAO sur la technologie du poisson en Afrique. Casablanca, Maroc, 7-11 juin 1982, 37p.
- Weinberg, G.M. (1975) An introduction to General Systems Thinking. *J.Wiley and sons, N.Y.*, 1975, 279p. (cité dans Lemoigne, 1992).





Diffusion  
72, route d'Aulnay  
F-93143 Bondy Cedex  
ISSN : 0767-2896  
ISBN : 2-7099-1259-7

*Photo de couverture :*  
*Captures de sardinelles au Sénégal*  
*Cliché : Alain Fonteneau*