

Thèse présentée en vue d'obtenir le titre de
Docteur de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon

LES SOURCES D'INCERTITUDE EN GESTION DES PECHERIES

Evaluation et propagation dans les modèles

par Dominique PELLETIER

Soutenu le 29 Octobre 1991

devant le jury composé de:

MM.	Tomassone	Président	MM ^e	Duby	Examinatrice
	Durbec	Rapporteur	MM.	Gros	Examineur
	Pavé	"		Laurec	"
				Shepherd	"

Thèse présentée en vue d'obtenir le titre de
Docteur de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon

LES SOURCES D'INCERTITUDE EN GESTION DES PECHERIES

Evaluation et propagation dans les modèles

par Dominique PELLETIER

Soutenu le 29 Octobre 1991

devant le jury composé de:

MM.	Tomassone	Président	MM ^e	Duby	Examinatrice
	Durbec	Rapporteur	MM.	Gros	Examineur
	Pavé	"		Laurec	"
				Shepherd	"

Laboratoire ERHAL
IFREMER BP 1049
44037 Nantes Cedex 01

A ma mère, à mon père,

A la mer...

Avant-propos

Parmi les personnes qui ont facilité le déroulement de ma recherche, il en est certaines que je tiens à remercier plus particulièrement :

Camille DUBY, pour m'avoir donné l'occasion d'enseigner les statistiques appliquées, ce qui m'a appris énormément. J'ai aussi beaucoup apprécié nos discussions à propos de mes travaux notamment au début de la thèse.

Philippe GROS, pour avoir relu avec soin tout ce que j'ai pu écrire ou presque pendant ces trois ans. La rédaction de cette thèse a été très largement améliorée grâce à ses innombrables conseils.

Jacques GUEGUEN, pour m'avoir fait bénéficier de son expérience en halieutique. C'est également grâce à lui que j'ai pu mener cette recherche dans de bonnes conditions au laboratoire ERHAL à Nantes. Sa relecture pour l'édition définitive de ma thèse m'a aussi beaucoup aidée.

Alain LAUREC, pour avoir su me dire l'essentiel lors de nos rencontres et ce, malgré le peu de temps dont il dispose.

"Et puis, il y a les autres...". Pour Brel comme pour certains auteurs, c'est l'enfer. Ici, les autres sont ceux qui vous entourent, de leur simple présence, de quelques mots échangés voire de discussions tumultueuses... La thèse est aussi un reflet de cet environnement. Merci à mes collègues de Nantes et d'ailleurs. Je pense enfin à ma famille, à mes amis, dont la patience est vraiment à toute épreuve et avec moi, il en faut un peu...

Résumé

Résumé

La majorité des pêcheries de l'Atlantique Nord-Est sont gérées par un système de limitation des captures: un Total Autorisé de Captures (TAC) est entériné annuellement pour chaque stock, sur la base d'avis scientifiques fournis par le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM). Le calcul du TAC, ainsi que le diagnostic sur la situation du stock, sont établis grâce à un modèle -l'Analyse de Population Virtuelle (VPA en anglais)- qui décrit la dynamique de la population exploitée sous l'influence de la pêche.

La connaissance de l'évolution de la structure démographique de la population procède essentiellement de l'échantillonnage des captures commerciales, qui permet d'estimer le nombre d'individus pêchés par groupe d'âge (Pelletier 1990b). Cependant, les analyses de sensibilité montrent que d'autres paramètres d'entrée, comme la mortalité naturelle et les poids individuels, ont une influence plus importante sur la réponse des modèles (Pelletier 1990a). L'estimation de ces paramètres est parfois de qualité médiocre; ainsi, l'estimation de la mortalité naturelle est-elle généralement biaisée. Lorsqu'on étudie la propagation des erreurs d'estimation de tous les paramètres d'entrée, la précision des résultats apparaît raisonnable (Pelletier & Gros 1991), mais néanmoins insuffisante en regard des contraintes de gestion.

En effet, compte tenu des incertitudes sur les paramètres, les stratégies actuelles de gestion peuvent se voir implicitement détournées de leur objectifs initiaux. De plus, pour des stocks intensément exploités, comme la morue de la mer du Nord, les incertitudes induisent un risque non négligeable d'effondrement des débarquements. De nouvelles stratégies sont proposées afin de réguler le niveau d'exploitation de ce type de stock tout en bénéficiant des propriétés de stabilité des débarquements et de l'effort de pêche (Pelletier & Laurec 1991, 1992), propriétés souhaitées par les entreprises et les gestionnaires des pêches.

Mots-clés :

gestion des pêcheries, modèle, dynamique des populations exploitées, sensibilité, gestion sous incertitude.

Abstract

Most North-East Atlantic fisheries are managed by controlling the catch level: a Total Allowable Catch (TAC) is annually agreed for each stock under concern, based on the scientific advice provided by the International Council for the Exploration of the Sea (ICES). TAC computations and diagnoses about the stock are achieved by using a model (the Virtual Population Analysis model, VPA) that accounts for the impact of fishing pressure on the dynamics of the population. Commercial catches are the main source of information for assessing the evolution of the demographic structure of the population. Catch sampling yields an estimation of the number of fish caught per age-group (Pelletier 1990b). However, sensitivity analyses stress other input parameters which are more deciding for the models response, *i.e.* natural mortality and individual weights (Pelletier 1990a). In most cases, natural mortality is poorly estimated. When examining the propagation of the estimation error of all input parameters, the precision of the results appears to be quite satisfactory (Pelletier & Gros 1991), although insufficient for management purposes. Given the parameters uncertainties, current management strategies may indeed be diverted from their initial objectives. Moreover, uncertainties result in a non negligible risk of catch decline in the case of heavily exploited stocks such as the North Sea cod. New strategies are proposed for managing this kind of stock. They allow both regulation of the exploitation level and stability of landings and fishing effort (Pelletier & Laurec 1991, 1992). Stability represents a prevailing goal for fishery managers and the industry.

Key words :

fishery management, model, dynamics of exploited populations, sensitivity, management under uncertainty.

Table des matières

Résumés	3
Table des matières	7
Introduction	13
Gestion des pêcheries	14
Population exploitée	16
Modélisation et incertitudes	20
Les modèles utilisés pour la gestion des pêcheries	23
1. Description du système - Modélisation.	25
<i>1.1. Modèle en temps continu.</i>	25
<i>1.2. Discrétisation.</i>	29
<i>1.3. Retour sur les hypothèses.</i>	33
<i>1.4. Estimation des paramètres du modèle.</i>	36
<i>1.5. Calibration de la VPA.</i>	41
<i>1.6. Application de la VPA à des données réelles: la morue de mer Celtique.</i>	46
2. Les prévisions.	49
<i>2.1. Equilibre à long terme: le rendement par recrue.</i>	50
<i>2.2. Prévision de captures à court terme: Total Autorisé de Captures (TAC).</i>	57
Conclusion du chapitre	59

Sensibilité des modèles	65
1. L'analyse de sensibilité.	66
2. Etude de sensibilité au premier ordre.	67
<i>2.1. Principe.</i>	67
<i>2.2. Sensibilité de la VPA.</i>	72
<i>2.3. Sensibilité du rendement par recrue Y_r.</i>	78
3. Etude de sensibilité par simulations: Application à la VPA calibrée et aux projections à court terme.	81
<i>3.1. Technique utilisée et cas d'application.</i>	81
<i>3.2. Résultats.</i>	82
Conclusion du chapitre	85
Estimation des paramètres des modèles.	95
1. Estimation directe par échantillonnage: les captures.	96
<i>1.1. Description et modélisation de l'échantillonnage.</i>	97
<i>1.2. Expression des estimateurs.</i>	101
<i>1.3. Application à la morue de la mer Celtique.</i>	103
2. Estimation des autres paramètres.	110
<i>2.1. Captures et efforts de pêche par flottille - Poids moyens.</i>	110
<i>2.2. Mortalité naturelle et recrutement.</i>	112
Conclusion du chapitre	115

Propagation de l'erreur dans les modèles	121
1. Techniques d'étude de la propagation de l'erreur.	122
<i>1.1. La delta-méthode.</i>	122
<i>1.2. La simulation de distributions a priori.</i>	124
<i>1.3. Le bootstrap.</i>	125
2. Propagation d'une incertitude liée à l'échantillonnage - Intérêt du rééchantillonnage.	127
<i>2.1. Analyse par la delta-méthode.</i>	127
<i>2.2. Comparaison des méthodes d'estimation de la variance.</i>	129
3. Propagation d'autres erreurs d'estimation.	143
<i>3.1. Principe de l'analyse.</i>	143
<i>3.2. Impact d'incertitudes aléatoires sur plusieurs paramètres.</i>	144
<i>3.3. Conséquences d'un biais dans l'estimation de la mortalité naturelle.</i>	147
Conclusion du chapitre	149
Gestion sous incertitude	155
1. Le système actuel de gestion par limitation des captures.	157
<i>1.1. Description.</i>	157
<i>1.2. Qualité des TAC recommandés par le CIEM - Analyse rétrospective.</i>	160
2. Objectifs de gestion et stratégies associées.	166
<i>2.1. Les points de référence biologiques. Situation de surpêche.</i>	166

2.2. <i>Stratégie de gestion associée à un objectif.</i>	169
2.3. <i>Propriétés des stratégies de gestion en milieu incertain.</i>	170
3. La gestion sous incertitude.	174
4. Stratégies simples de reconstruction d'un stock surexploité en présence d'incertitude.	177
4.1. <i>Simulation de la gestion d'un stock sur plusieurs années.</i>	177
4.2. <i>Les stratégies de gestion et leur évaluation.</i>	182
4.3. <i>Gestion de la pêche avec des données certaines</i>	186
4.4. <i>Impact des incertitudes selon la stratégie de gestion.</i>	195
4.5. <i>Influence du degré initial de surexploitation.</i>	200
Conclusion du chapitre	206
Conclusion	213
Contraintes d'élaboration des modèles	214
Conséquences	215
Perspectives	220
Références	226
Annexes	
Données	241
Chap. 1	255
Chap. 2	261
Chap. 4	283
Programmes informatiques	287

Introduction

Introduction

Gestion des pêcheries	14
Population exploitée	16
<i>Définition</i>	16
<i>Parts respectives de l'environnement et de la pêche dans les fluctuations d'abondance.</i>	17
Modélisation et incertitudes	20

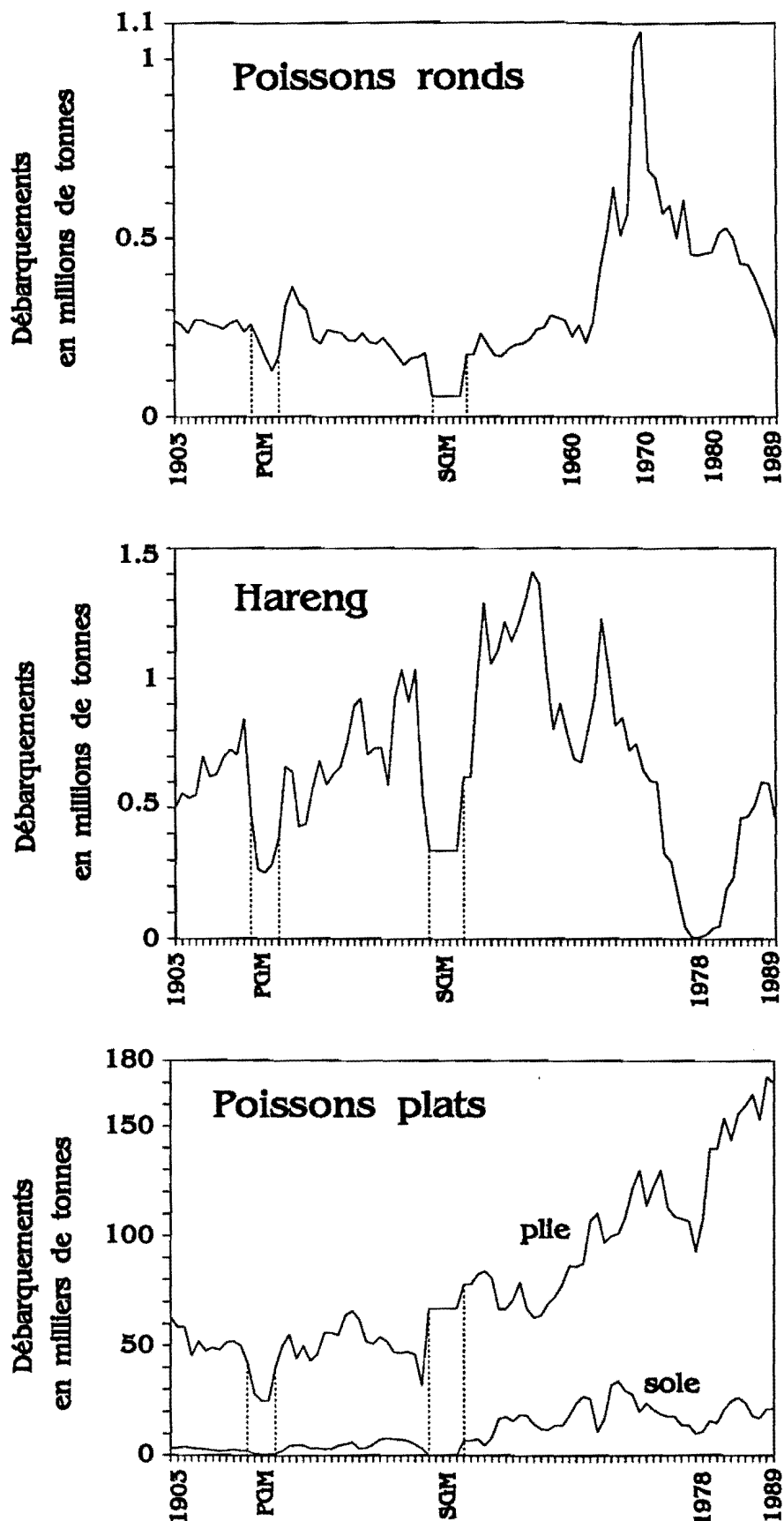
Gestion des pêcheries

Les ressources marines sont pour la plupart exploitées depuis très longtemps grâce à la pêche. Dans l'Atlantique Nord, cette activité est **structurée en pêcheries** correspondant à différentes habitudes de pêche, *i.e.* à des **espèces préférentielles** en relation avec l'**armement** des bateaux: *e.g.* pêche de langoustine et chaluts appropriés, pêcheries de thon germon et filets maillants. Cette structuration recouvre souvent des **spécialisations locales**: *e.g.* pêche de langoustine en pays bigouden¹, pêche de thon germon à Lorient.

Dans l'Atlantique Nord-Est, la prise de conscience du caractère **renouvelable mais limité** des ressources halieutiques remonte au début du siècle, avec notamment la création en 1902 du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM). La gestion des pêcheries doit tendre à assurer la **pérennité** de la ressource. Les premières mesures de protection ont concerné des espèces côtières comme la plie (*Pleuronectes platessa*) de mer du Nord, et ce dès 1946. Elles visaient essentiellement à maintenir le potentiel reproducteur de la population: protection des aires de reproduction et des nourriceries, retardement de l'âge de première capture afin que les poissons aient le temps de grossir suffisamment et de se reproduire. Ceci était notamment réalisé en réglementant la taille des mailles des filets.

En mer du Nord, l'augmentation généralisée de la pêche dans la deuxième moitié du siècle (*fig. 1.1a-c*) a prouvé que de telles mesures **sélectives** sont insuffisantes pour protéger les ressources car les pêcheurs y répondent en accroissant le temps passé en mer, *i.e.* en augmentant l'**effort de pêche**. Le déclin de la pêche de hareng (*Clupea harengus*) dans les années soixante-dix (*fig. 1.1b*) montre où peut conduire un manque de contrôle de la pêche. A l'heure actuelle, le stock est en partie reconstitué, mais le marché n'existe plus; la **fermeture** des pêcheries doit donc absolument être évitée.

¹ Pointe sud-ouest de la Bretagne.



Figures 1.1a-c. Historique depuis 1903 des débarquements de quelques espèces pêchées en mer du Nord : (a) des principaux Gadiformes (morue (*Gadus morrhua*), églefin (*Melanogrammus aeglefinus*) et merlan (*Merlangius merlangus*)); les Gadiformes sont habituellement appelés "poissons ronds" dans la terminologie du CIEM; (b) de hareng; (c) des principaux "poissons plats" (plie et sole (*Solea solea*)).

A la fin des années soixante-dix, la nécessité de mesures **distributives** (Trodec 1991) a donc conduit à la mise en place du système de Totaux Autorisés de Captures (TAC) qui limitent le volume total des captures prélevées de chaque population. Malgré ce contrôle des captures, le nombre, la puissance et l'efficacité des bateaux, *i.e.* la **capacité de pêche** des flottilles, ont énormément augmenté depuis une vingtaine d'années. Ce constat a motivé en 1987 l'instauration d'une régulation directe de la capacité de pêche grâce à des Plans d'Orientation Pluriannuels (POP). Il est en effet déraisonnable de vouloir gérer les pêcheries si l'effort de pêche n'est pas régulé dans une certaine mesure. Des experts ont récemment estimé que la capacité de pêche actuelle dans l'Atlantique Nord-est est deux à trois fois trop importante comparée aux ressources exploitables.

Ce bref historique résume les problèmes posés par la gestion d'une pêcherie: gérer une pêcherie, c'est appréhender les relations qui existent entre l'activité de pêche et la dynamique des ressources exploitées, relations soumises à des contraintes de natures diverses: contexte socio-économique côté exploitation, impact de l'environnement côté ressource. Les limites du système considéré doivent donc être rigoureusement définies. Dans l'optique de la gestion par TAC, le système se limite à la fraction exploitée de la population; l'objectif principal étant de prévoir sa réponse à la pression de pêche.

Population exploitée

Définition. Le terme de population a déjà été mentionné; en effet, les interactions entre la pêche et la ressource s'expriment nécessairement en termes de population (Hjort 1914). Celle-ci est formée par l'ensemble des individus d'une même espèce vivant, tout ou partie de leur vie, dans un même écosystème, *ex.* la morue de la mer du Nord, la langoustine du golfe de Gascogne.

Evaluer l'impact de la pêche sur une population, c'est donc d'abord essayer d'identifier les processus qui contrôlent son abondance. Cette question est bien entendu au centre de toutes les études de dynamique des populations (Seber 1982; Sinclair 1988). Dans le cas de celles

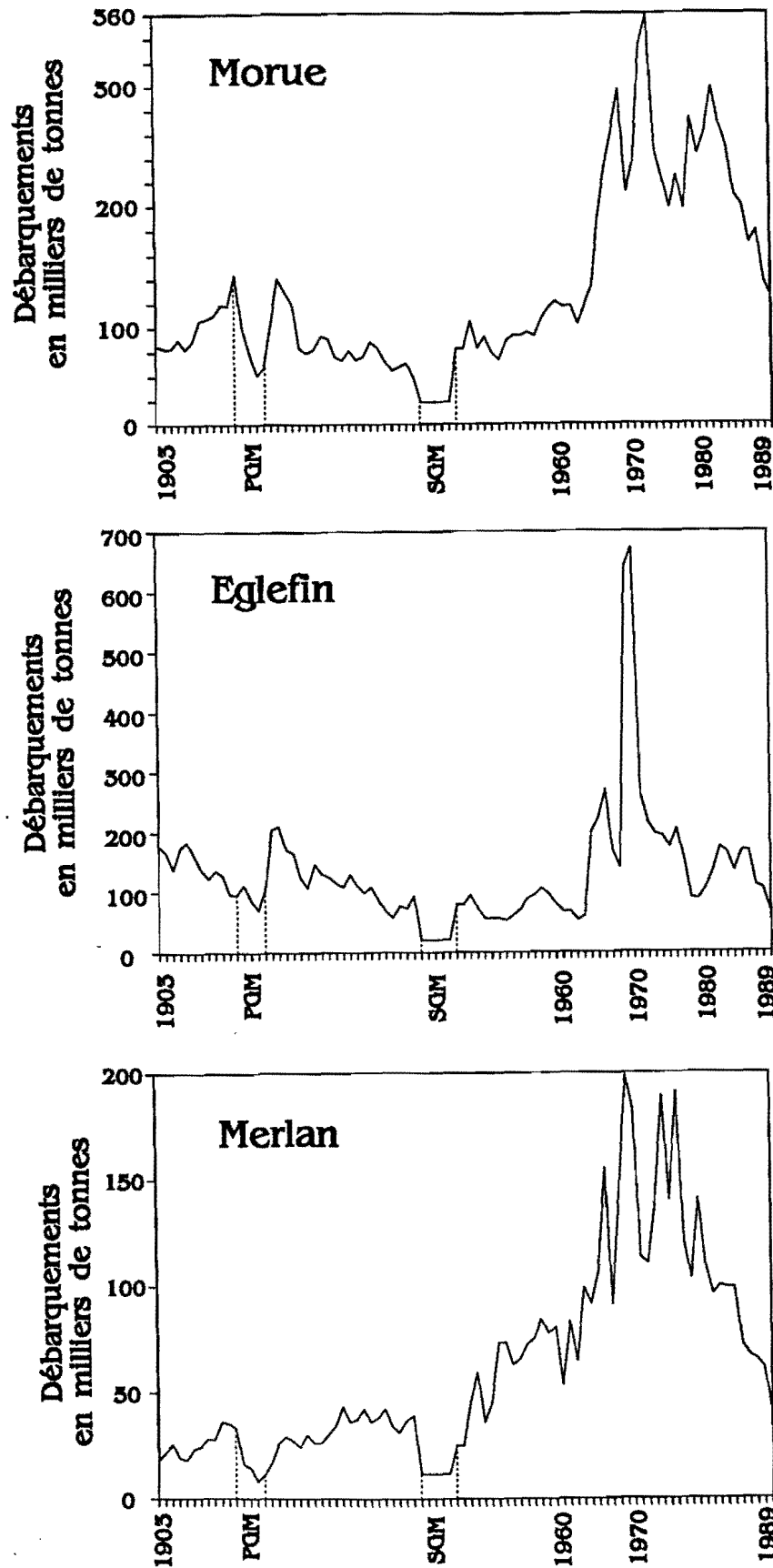
exploitées par la pêche, l'abondance est tributaire de la dynamique intrinsèque de la population, des conditions environnementales et des modalités de l'exploitation.

Les caractéristiques biologiques et le comportement des individus de la population dépendent essentiellement de leur âge. La dynamique globale de la population est donc représentée par l'évolution de sa **démographie**, *i.e.* par les abondances des différentes classes d'âge. Cette structure en âges se justifie d'autant plus que la pêche affecte souvent les individus en fonction de leur taille, très corrélée avec l'âge: l'exploitation est alors dite **sélective**. La nécessité de distinguer la population de la fraction qui en est exploitée a conduit à définir cette dernière comme le **stock**.

Parts respectives de l'environnement et de la pêche dans les fluctuations d'abondance.

L'abondance des populations exploitées n'est généralement pas mesurable directement, mais les captures en fournissent une image (*figures I-1 et I.2*). En mer du Nord, la forte variabilité des captures de hareng est très corrélée avec celle de l'abondance des individus juvéniles qui deviennent exploitables, appelée **recrutement**². Les conditions hydroclimatiques sont la principale cause de variabilité du recrutement (Hempel 1978; Shepherd *et al.* 1984; Koutsikopoulos 1991). Selon l'hypothèse de Cushing ("match/mismatch" , 1975), le succès du recrutement résulte de la conjonction de la production des larves et de conditions de milieu favorables à leur développement. Le recrutement serait donc élevé du fait de la diminution de la mortalité larvaire. En revanche, les débarquements de plie (*fig. I.1c*) évoluent plus régulièrement, en liaison avec l'augmentation de l'exploitation; les variations à court terme reflètent probablement celles des conditions environnementales. Mais les explications ne sont pas toujours aussi apparentes. Ainsi, les débarquements de Gadiformes (morue, églefin et merlan sur la *fig. I.2.*) se sont sensiblement élevés en moyenne au cours des années 1960 à 1980. Ces événements peuvent difficilement être mis en relation avec des facteurs environnementaux, car les recrutements élevés ne se produisent pas les mêmes années pour toutes les espèces, *ex.* morue et églefin.

² Première arrivée sur les lieux de pêche des jeunes poissons, par extension nombre d'individus recrutés. Si une population est exploitée par plusieurs flottilles ayant différentes pratiques de pêche, l'âge du recrutement peut varier d'une flottille à l'autre.



Figures 12a-c. Débarquements depuis 1903 de la morue, de l'églefin et du merlan pêchés en mer du Nord. Noter l'augmentation générale des captures dès les années 1960.

Par contre, ils témoignent certainement d'interactions entre populations induisant des modifications du réseau trophique (Hempel 1978). D'autres événements sont constatés mais non expliqués, *ex.* des modifications de croissance (plie), de mortalité et de maturité sexuelle. Ainsi, en mer du Nord, le taux de croissance du hareng a augmenté et son âge de maturité est-il passé de 4 à 3 ans à partir de 1950 à peu près.

Dans l'ensemble, il est difficile de discriminer entre les événements d'origine anthropique et ceux causés par des facteurs naturels. La population répond de manière complexe à des influences simultanées, et il existe probablement des mécanismes de régulation interne. Ainsi, le recrutement de l'églefin en mer du Nord peut varier de 1 à 40, et ce de manière apparemment indépendante de l'abondance des géniteurs (Hempel 1978). Parmi les exemples précédents, deux cas de figure peuvent *grosso modo* être identifiés:

- les "poissons ronds" et les "poissons plats", dont les captures sont assez régulières.
- le hareng, dont les captures sont très irrégulières et imprévisibles d'une année sur l'autre.

Doubleday (1985) explique cette différence par le fait que la variabilité naturelle du recrutement, importante dans tous les cas, n'est pas "amortie" par une croissance **prolongée** après la maturité chez les espèces du deuxième type. Les captures sont donc plus variables. La **résilience** des populations est en conséquence plus faible. A l'inverse, chez les premiers, la biomasse est plus dépendante de la croissance, l'impact des fluctuations du recrutement sur les **captures** est par suite **tamponné** par la croissance des adultes.

Globalement, ces deux types de dynamique coïncident avec la distinction entre d'une part les espèces **pélagiques** - à l'exception des thonidés qui ont une croissance élevée-, et d'autre part les espèces **benthiques** et **démersales**.

Les espèces pélagiques vivent en pleine eau au moins une partie de leur existence. Elles sont généralement caractérisées par une durée de vie courte, de grandes migrations et la formation de bancs. Des exemples en sont donnés par le hareng, la sardine, l'anchois, le maquereau, le thon. Ces espèces sont très sensibles aux conditions environnementales durant toute leur vie (Cury 1989; Littaye-Mariette 1990).

Les espèces démersales vivent généralement à proximité du fond, mais sont plus mobiles que les espèces benthiques qui vivent en contact avec le fond. Les premières sont souvent appelées "poissons ronds" par opposition aux secondes, les "poissons plats", même si cette terminologie n'est pas toujours appropriée. Des exemples d'espèces démersales sont la morue, l'églefin, le merlan, le lieu, le merlu; des exemples d'espèces benthiques: la sole, la baudroie, la plie, la raie.

Cette étude se limite aux populations démersales et benthiques de l'Atlantique Nord-Est. C'est pourquoi, dans la représentation du système, l'impact de la pêche est considéré en priorité par rapport à celui des facteurs environnementaux (*via* le recrutement). Dans ce contexte, l'objectif premier du gestionnaire est la prévision de captures à court terme (TAC), ainsi que l'évaluation à long terme de l'impact de la pêche sur le stock.

Modélisation et incertitudes

Les **modèles** de dynamique de populations utilisés pour la gestion des stocks précédemment évoqués sont décrits dans le chapitre 1. On essaie en particulier de recenser toutes les **hypothèses** afférentes à ces modèles. La **sensibilité** de ces derniers aux différents paramètres d'entrée est ensuite étudiée dans le chapitre 2 (Pelletier 1990a). Le troisième chapitre concerne l'**estimation des paramètres** et de leur **précision** à partir des données de base; l'accent est mis sur l'estimation des captures par échantillonnage (Pelletier 1990b). Ces résultats sont repris dans le chapitre 4 pour évaluer la **propagation des incertitudes** qui leur sont associées, *via* les modèles précédemment décrits. Plusieurs techniques d'étude de la propagation de l'erreur sont notamment comparées pour en apprécier les mérites respectifs (Pelletier & Gros 1991).

Enfin, à la suite de ces diverses analyses, le problème se pose de la **gestion sous incertitude** (chap. 5). Il n'est en effet pas possible d'annuler toutes les sources d'incertitude. Dans ces conditions, quelle est la réponse du système de gestion actuel aux imperfections des évaluations des stocks ? Comment définir des stratégies de gestion moins sensibles aux incertitudes ? Des éléments de réponses sont proposés au chapitre 5 (Pelletier & Laurec 1991, 1992).

Chapitre 1

Les modèles utilisés

pour la gestion des pêcheries

Les modèles utilisés pour la gestion des pêcheries

1. Description du système - Modélisation.	25
<u>1.1. Modèle en temps continu.</u>	25
<u>1.2. Discrétisation.</u>	29
<u>1.3. Retour sur les hypothèses.</u>	33
<u>1.4. Estimation des paramètres du modèle.</u>	36
<i>Résolution cohorte par cohorte</i>	36
<i>Résolution d'un tableau complet de cohortes</i>	37
<u>1.5. Calibration de la VPA.</u>	41
<i>L'hypothèse de séparabilité</i>	41
<i>La technique de calibration de la VPA</i>	42
<i>Calibration de la VPA par la technique de Laurec et Shepherd</i>	43
<u>1.6. Application de la VPA à des données réelles: la morue de mer Celtique</u>	46
2. Les prévisions.	49
<u>2.1. Equilibre à long terme: le rendement par recrue.</u>	50
<i>Le modèle</i>	50
<i>Hypothèses et estimation des paramètres</i>	51
<i>Exploration de changements du schéma d'exploitation</i>	52
<i>Application</i>	53

<u>2.2. Prévision de captures à court terme: Total Autorisé de Captures (TAC).</u>	57
<i>Paramètres du modèle</i>	57
<i>Mortalité-cible</i>	57
Conclusion du chapitre	59
<i>Synthèse des modèles utilisés au cours d'une procédure d'évaluation de stock</i>	59
<i>Vérification des hypothèses - Validation des modèles</i>	61
<i>Comportement des modèles - Importance des paramètres</i>	62

1. Description du système - Modélisation.

1.1. Modèle en temps continu.

Chaque population exploitée est considérée indépendamment des autres, bien que les systèmes soient essentiellement multisécifiques, du fait de la compétition spatiale, des relations trophiques, comme la prédation, etc... Le stock constitue la fraction exploitée de la population (fig. 1.1). Son effectif s'accroît en **nombre** par le recrutement et l'immigration; il diminue du fait de l'émigration, de la mortalité naturelle et de la pêche. La croissance individuelle des poissons n'a d'effet que sur la **biomasse** du stock et non sur les effectifs en nombre.

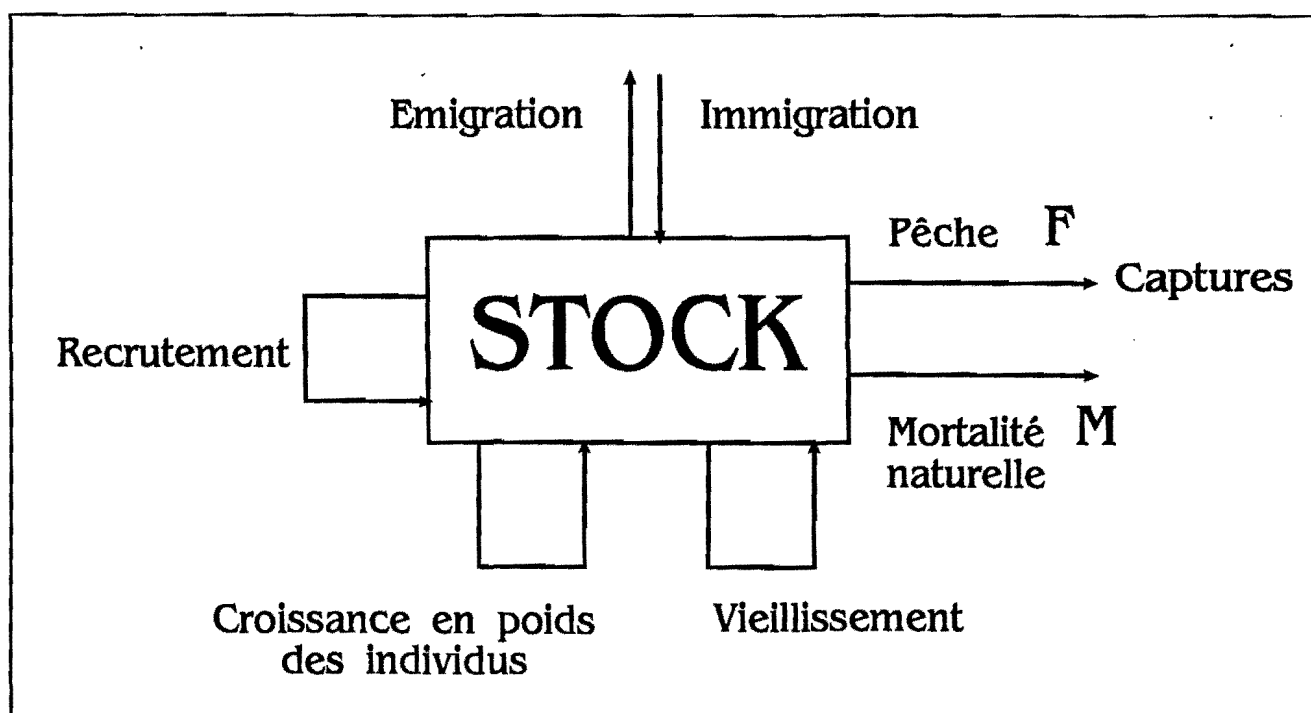


Figure 1.1. Description du système formé par une population de poissons exploitée.

Cette représentation laisse de côté la dimension spatiale du système, et en particulier les mouvements des individus au sein de l'aire de répartition. Dans le même ordre d'idées, les phénomènes de migration sont négligés dans le modèle. En effet, les échanges sont difficiles à quantifier. De toutes façons, les populations benthiques et démersales qui nous intéressent ici sont relativement moins mobiles que les populations pélagiques (Daan *et al.* (1990)).

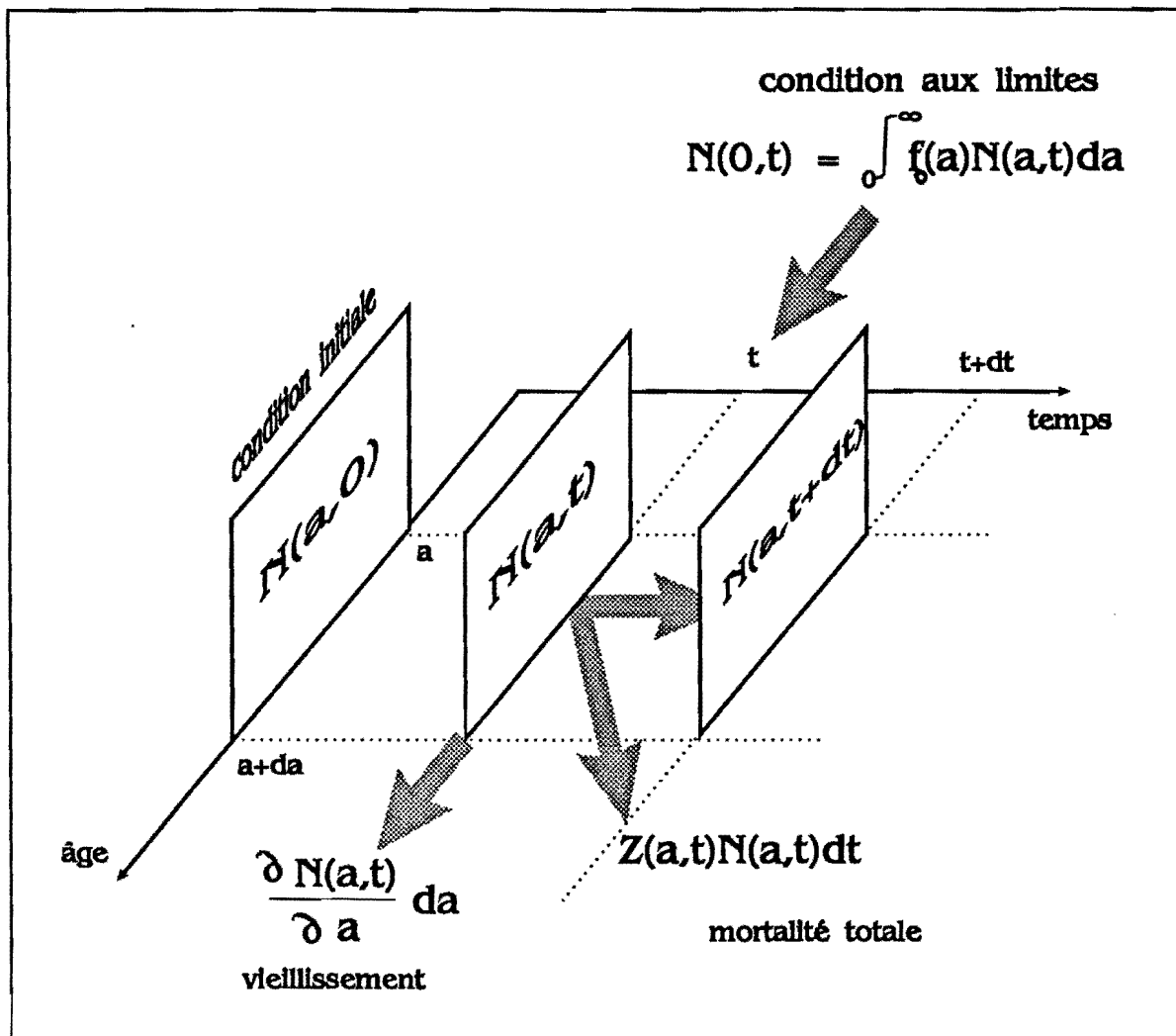


Figure 1.2. Modélisation de l'évolution des effectifs de la population entre (a, t) et $(a+da, t+dt)$.

Le modèle analyse l'évolution de la structure démographique de la population (Laurec & le Guen 1981), représentée à chaque instant t par l'ensemble des effectifs en nombre $N(a,t)$, où a indice l'âge. Le système évolue donc en fonction du recrutement, du vieillissement et des mortalités naturelle et par pêche. La croissance individuelle n'intervient pas au niveau des effectifs (fig. 1.2). La dynamique de la population s'exprime alors sous forme d'une équation de conservation:

$$dN(a,t) = \frac{\partial N(a,t)}{\partial t} dt + \frac{\partial N(a,t)}{\partial a} da = -Z(a,t)N(a,t)dt \quad [1.1]$$

où :

$$Z(a,t) = F(a,t) + M(a,t) \quad [1.2]$$

et, à l'instant t et l'âge a :

- $N(a,t)$ est l'effectif en nombre d'individus dans la population.
- $M(a,t)$ est le taux de décroissance naturel de la population encore appelé coefficient instantané de mortalité naturelle. Il englobe toutes les causes de diminution d'effectif indépendantes de la pêche comme la maladie, la vieillesse, la prédation, la pollution...
- $F(a,t)$ est le taux de décroissance de la population dû à la pêche, plus couramment appelé coefficient instantané de mortalité par pêche.
- $Z(a,t)$ est le coefficient instantané de mortalité totale.

L'équation [1.1] exprime la diminution d'effectif due à la conjonction de la pêche et de la mortalité naturelle. Les effets des deux mortalités sont supposés indépendants et additifs (*Hypothèse 1*). La décroissance des effectifs au cours du temps est supposée exponentielle (*Hypothèse 2*). Dans cette formulation, une partie des phénomènes de densité-dépendance est donc ignorée puisque $Z(a,t)$ ne dépend pas de la densité $N(a,t)$.

Ce modèle est dit de Von Foerster (1959) qui l'appliqua à des populations de cellules. La première référence remonte toutefois à McKendrick en 1926 (Hoppensteadt 1982). C'est un cas particulier de modèles plus généraux où la densité de la population est décrite en fonction des paramètres physiologiques de l'individu (âge, taille), et du temps (Sinko & Streifer 1967; VanSickle 1977), voire de la position de l'individu (Rotenberg 1972)¹. Dans la mesure où, pour les populations évoluées, l'âge physiologique s'apparente à peu près à l'âge chronologique, *i.e.* proportionnel au temps, on a:

$$\frac{da}{dt} = 1 \quad [1.3]$$

Il est donc possible de reformuler l'équation [1.1] comme suit:

$$\frac{dN(a,t)}{dt} = \frac{\partial N(a,t)}{\partial t} + \frac{\partial N(a,t)}{\partial a} = -Z(a,t)N(a,t) \quad [1.4]$$

La condition initiale est fournie par la structure en âge des effectifs à l'instant t_0 , soit $N(a,0)$ (fig. 1.2). Le recrutement constitue une condition aux limites:

$$N(0,t) = \int_0^{\infty} f_0(a',t)N(a',t)da' \quad [1.5]$$

où $f_0(a',t)$ est la fertilité, *i.e.* le taux de production d'individus d'âge 0 par un individu d'âge a' .

¹ Rotenberg considère que l'état de la population est défini par trois variables indépendantes: âge, temps et position. Les mouvements des individus peuvent donc être pris en compte (migration, diffusion...).

Ainsi formulé, le recrutement (mais pas la fertilité) dépend de la population de géniteurs. En fait dans le modèle, le recrutement est même supposé indépendant de l'état du stock, il est simplement fonction du temps. Le modèle devient donc simplement:

$$\frac{dN(a,t)}{dt} = -Z(a,t)N(a,t) \quad [1.4]$$

avec la condition aux limites et la condition initiale:

$$\forall t, \quad N(0,t) = R(t)$$

$$\forall a, \quad N(a,0) = N_0(a) \quad [1.6]$$

1.2. Discrétisation.

La forme différentielle du modèle sous-entend la continuité temporelle des phénomènes pris en compte. Mais, l'étude démographique de la population est facilitée par la discrétisation du modèle initial. Celle-ci permet de définir i) des classes d'âge, et ii) des intervalles de temps au cours desquels on suppose constants les deux coefficients de mortalité (*Hypothèse 3*), ce qui autorise l'intégration de l'équation [1.4]. La détermination du pas de temps est quasiment dictée par la structuration naturelle de la population en groupes d'âge annuels.

L'évolution des effectifs peut alors être représentée par un **diagramme de Lexis** (Keyfitz 1968; voir aussi Oster & Takahashi (1974)) (*fig. 1.3*) qui met en évidence les trajectoires des différentes cohortes. Ces trajectoires sont aussi caractéristiques de l'équation de Von Foerster.

Par ailleurs, il est supposé que le recrutement des jeunes poissons dans la pêcherie intervient en début d'année (*Hypothèse 4*). Pour de nombreux stocks des régions tempérées, la période de reproduction est assez courte par rapport à l'année et le recrutement se produit effectivement en

début d'année (Daan *et al.* 1990). Les effectifs sont donc conventionnellement comptés en début d'année. La mortalité naturelle est toujours supposée constante d'une année à l'autre (*Hypothèse 5*).

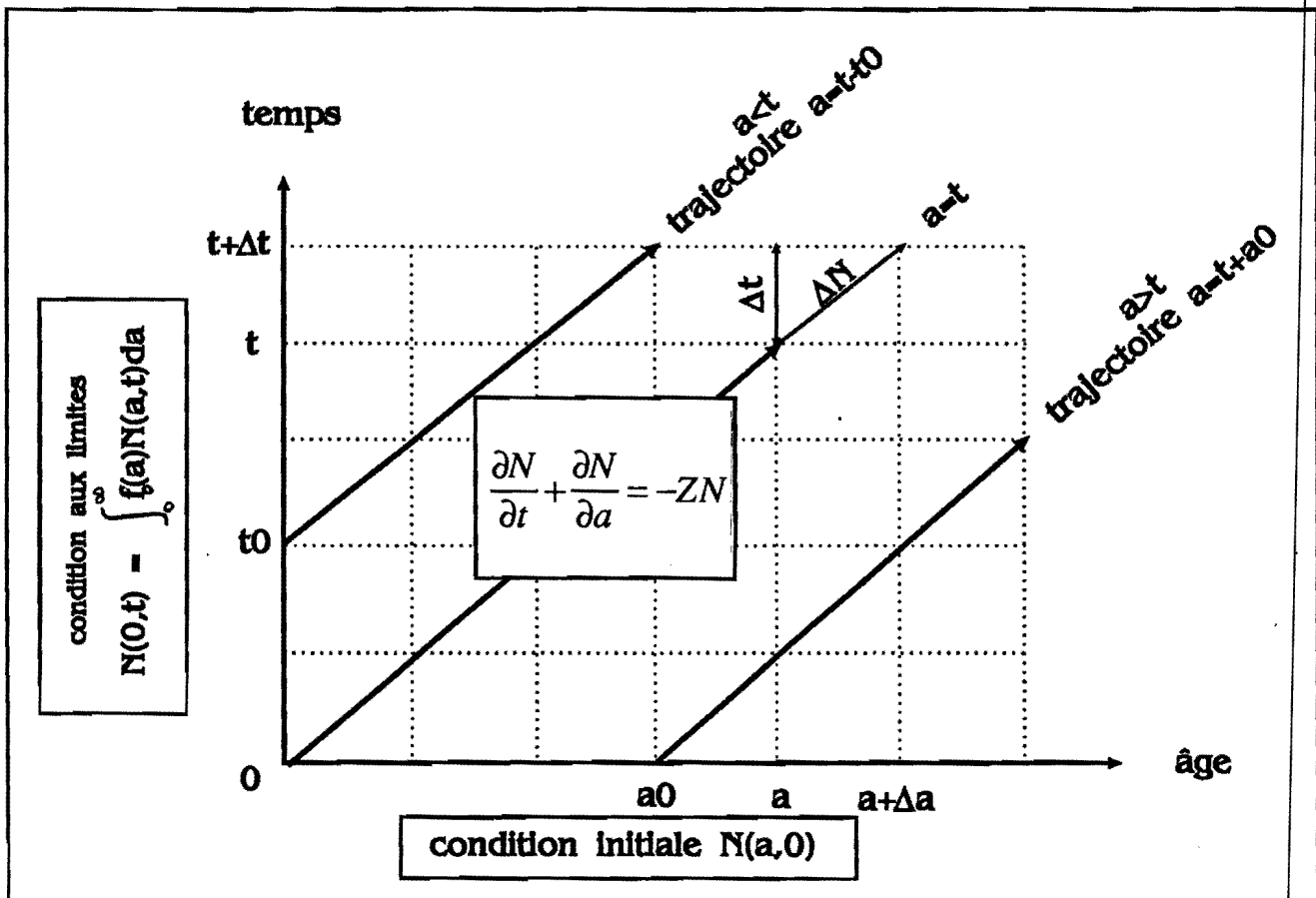


Figure 1.3. Diagramme de Lexis de la population.

Finalemnt, l'indice de temps devient l'année, notée y , et après intégration sur l'intervalle $[t, t+1]$, correspondant à une année civile, l'équation [1.4] devient l'équation de survie:

$$N_{a+1,y+1} = N_{ay} \exp(-(F_{ay} + M_a)) \quad [1.7]$$

Les paramètres du modèle sont donc pour chaque groupe d'âge a et chaque année y :

- N_{ay} qui représente les effectifs d'âge a au début de l'intervalle de temps $[y, y+1]$.
- F_{ay} et M_a , les mortalités par pêche et naturelle, qui sont alors des coefficients exprimés en année⁻¹.

L'équation de survie décrit l'évolution temporelle des individus recrutés à un même instant. L'ensemble de ces individus constitue une **cohorte**. La mortalité naturelle est estimée indépendamment du modèle. Mais pour pouvoir estimer les effectifs et les mortalités par pêche, une deuxième équation est nécessaire.

Les captures commerciales constituent la principale fraction observable du stock, les captures obtenues lors de chalutages scientifiques forment une deuxième source d'information. A l'équation [1.7] est adjointe l'équation [1.8] qui lie les captures à l'effectif du stock et à l'intensité de la pêche. Elle exprime simplement qu'au cours de l'année y , les captures sont dues à la part de la pêche dans la diminution des effectifs.

$$C_{ay} = (N_{ay} - N_{a+1,y+1}) \frac{F_{ay}}{F_{ay} + M_a} \quad [1.8]$$

qui s'exprime encore grâce à l'équation [1.7] par l'équation des captures:

$$C_{ay} = N_{ay} \frac{F_{ay}}{F_{ay} + M_a} [1 - \exp(-(F_{ay} + M_a))] \quad [1.9]$$

où C_{ay} est le nombre de poissons d'âge a capturés au cours de l'année y .

Le modèle discret se compose donc des deux équations [1.7] et [1.9] et des conditions [1.6]. Les captures, comme la mortalité naturelle, sont estimées indépendamment du modèle. Les mortalités par pêche F_{ay} et les effectifs N_{ay} , qui quantifient respectivement l'intensité de la pêche et la situation du stock, sont estimés grâce au modèle. L'analyse de population virtuelle

(Virtual Population Analysis: VPA en anglais) (Gulland 1965) permet d'estimer ces paramètres à partir des *équations [1.7] et [1.9]*. Le stock est reconstitué à partir des seules séries de captures par âge, d'où le terme de population **virtuelle**. Logiquement, cette analyse n'est performante que si la pêche est la cause principale de mortalité dans la population (*Hypothèse 6*). Les stocks peu exploités se prêtent donc moins bien à la VPA. Mesnil (1980) a réalisé une revue complète de la technique d'origine et des méthodes dérivées, comme l'analyse de cohortes.

Les propriétés théoriques de la VPA n'ont pas été étudiées à notre connaissance. En revanche, les équations plus générales dont elle est un cas particulier, ont été résolues analytiquement dans la plupart des cas (Sinko & Streifer 1967; Oster & Takahashi 1974). La stabilité des solutions et leurs propriétés asymptotiques ont également fait l'objet d'études (VanSickle 1977, Lamberti & Vernole 1981).

En halieutique, les *équations [1.7] et [1.9]* représentent la base des modèles analytiques des stocks exploités (Ricker 1980). La connaissance des effectifs du stock et de leur évolution temporelle par groupe d'âge permet d'apprécier l'état du stock et son devenir jusqu'à l'année présente. Grâce aux mortalités par pêche, qui caractérisent l'exploitation, il est ensuite possible d'effectuer des prévisions de captures à court terme ou à long terme par application de l'*équation des captures [1.9]*.

Le modèle décrit est donc nécessaire pour des objectifs **diagnostics** (bilan de la situation du stock en termes d'effectifs ou de biomasse), mais aussi pour des objectifs **pronostics**, *ex.* des prévisions de captures. L'analyse et la simulation du fonctionnement des pêcheries permet de mieux appréhender les problèmes de gestion des stocks. Ainsi, la VPA est à la base de la plupart des processus d'évaluation des stocks qui conduisent à certaines réglementations et en particulier à l'élaboration des totaux autorisés de captures (TAC). Ce modèle est notamment utilisé habituellement au sein des groupes de travail réunis sous l'égide du CIEM.

1.3. Retour sur les hypothèses:

1- Indépendance des deux facteurs de mortalité. Pour un groupe d'âge donné, le taux de mortalité naturelle est supposé inchangé quelles que soient les modalités de l'exploitation, et notamment en l'absence d'exploitation. En d'autres termes, ne sont pas pris en compte d'éventuels phénomènes de régulation en présence de pêche, *ex.* des mécanismes dépendant de la densité dans la phase recrutée. Or, selon Cushing (1975), la mortalité naturelle est nécessairement dépendante de la densité. Ce problème est plus sensible pour les groupes d'âge récemment recrutés, qui sont susceptibles de subir une prédation, voire du cannibalisme (Ursin 1982). Les implications d'une mortalité naturelle dépendant de la densité sur la dynamique d'une population exploitée n'ont pas été étudiées à notre connaissance. Seul Harris (1975) montre, dans un modèle non structuré en âge (Beverton & Holt 1957), comment une mortalité naturelle dépendant de la densité² modifie la relation entre l'abondance³ du stock et le recrutement. D'un autre côté, il est clair que si la mortalité naturelle varie, l'effet s'en fera sentir directement sur la mortalité par pêche, par modification de la capturabilité⁴ individuelle. En toute rigueur, comme ces deux coefficients de mortalité ne sont pas séparables, seule leur somme est identifiable, *i.e.* le modèle n'est pas déterminé. La formulation du modèle et la nature des données utilisées pour son calage impliquent que seul le coefficient de mortalité totale Z est estimable.

2- Décroissance exponentielle de la population. Cette hypothèse ne peut être vérifiée du fait que les effectifs ne sont pas mesurables directement. Leur estimation passe par celle des captures et la relation effectif-capture doit être formalisée par un modèle. Le choix d'une décroissance exponentielle inscrit l'équation [1.7] dans la filiation des modèles prédateur-proie classiques (Volterra 1926). La seule différence réside dans le fait que l'effectif de la population

2 M est simplement décrite comme une fonction affine de l'effectif du stock.

3 l'abondance d'un stock est son effectif total.

4 probabilité pour qu'un poisson d'un âge donné présent sur le lieu de pêche soit capturé.

de prédateur (pêcheur) ne s'exprime pas en fonction de celle de la proie (poisson). En effet, la soustraction due à la pêche s'écrit en fonction de la mortalité par pêche. L'équation [1.7] suggère donc que la population des prédateurs n'est pas affectée par l'effectif de celle des proies. Il convient de souligner que cette influence est pourtant réelle puisqu'elle justifie l'existence d'une gestion des pêcheries.

3- Constance des mortalités au cours de l'année. Plus généralement, peut-on représenter les effets des mortalités naturelle et par pêche par un coefficient moyen sur l'intervalle de temps considéré sans dénaturer la représentation du système?

Premièrement, l'exploitation par la pêche est par nature hétérogène, d'abord à cause des flottilles qui possèdent des caractéristiques très variées (sélectivité, stratégies, lieux de pêche), ensuite à cause du comportement du poisson. Ainsi, certaines pêcheries sont-elles saisonnières ou du moins concentrées sur des périodes précises de l'année. Par ailleurs, la capturabilité d'animaux du même âge peut être modifiée par la migration ou d'autres comportements qui affectent la disponibilité de la ressource. C'est par exemple le cas de la langoustine femelle et des juvéniles qui ne quittent pas leur terrier en hiver (Laurec & Le Guen 1981). C'est aussi le cas pour les espèces pélagiques dont l'exploitation est souvent très saisonnière, ex. le thon germon. Dans ces conditions, un pas de temps trimestriel est parfois choisi pour la discrétisation et des approximations permettent de prendre en compte le caractère saisonnier ou le comportement hétérogène d'une population (MacCall 1986).

Deuxièmement, la mortalité naturelle est également variable sur l'intervalle de temps considéré (Vetter 1988). Comme ce terme recouvre tout ce qui sort du stock sans être pêché, il inclut *de facto* les phénomènes de migration, et de changement de comportement ou d'habitat. L'émigration d'individus peut être explicitement prise en compte dans un coefficient de mortalité naturelle apparent alors que l'immigration est plus difficile à intégrer (Ulltang 1977). Sur un exemple théorique, Ulltang montre qu'ignorer la migration, quand elle existe, conduit à des résultats totalement erronés. Dans le cas de la morue du Groënland, des valeurs anormalement

basses des mortalités par pêche sur les âges élevés ont ainsi été obtenues. Il faut noter qu'un individu mort ou émigré n'a cependant pas la même signification en termes de potentiel reproducteur. D'autres facteurs comportementaux peuvent intervenir comme la formation de bancs (Clark 1974).

Négliger ces phénomènes en considérant des coefficients de mortalité constants entraîne une erreur d'agrégation (Loehle 1987) sur laquelle nous reviendrons à la fin de cette étude.

Les deux points précédents ont trait à des variations dont les causes sont identifiables. Un deuxième type d'hétérogénéité se traduit par des variations imprévisibles, souvent à haute fréquence, des mortalités. Ainsi, bien que le phénomène soit encore mal connu, il est probable que les fluctuations de l'environnement influent sur la mortalité naturelle. De même, l'intensité de l'exploitation est variable du fait de facteurs climatiques (tempêtes, etc...). Cette hétérogénéité est certainement moins lourde de conséquences dans la mesure où on peut supposer qu'elle constitue un bruit autour des valeurs moyennes qui nous intéressent. La représentation d'un système variant aléatoirement au cours du temps par un modèle constant constitue une erreur de représentation dont certaines conséquences n'ont été que partiellement étudiées dans d'autres cas d'écosystèmes (O'Neill & Gardner 1979).

La simplification inhérente à l'hypothèse 3 engendre des erreurs de construction du modèle qu'on ne peut évaluer par des analyses de sensibilité. Il faut comparer des modèles emboîtés ou non de degré de complexité croissante et encore, il est difficile de positionner la réalité par rapport aux divers modèles (Loehle 1987).

4- Tous les poissons sont recrutés au même âge et ce recrutement intervient en début d'année. L'identification des animaux nés la même année, i.e. des cohortes qui forment la structure démographique de la population est d'autant plus facile que la reproduction est concentrée sur une courte période de l'année. Ceci est très fréquent pour les stocks de l'Atlantique

nord-est qui font l'objet de ce travail, *ex.* la morue (Daan *et al.* 1990). Néanmoins, en zone tropicale, la reproduction peut se passer en plusieurs épisodes. Dans le cadre de notre étude, cette hypothèse ne représente pas de simplification abusive.

5- La mortalité naturelle est constante d'une année à l'autre. De même que la mortalité naturelle varie au cours d'une année, elle est susceptible de varier d'une année à l'autre, notamment en liaison avec les variations climatiques. Lapointe *et al.* (1989) ont montré qu'il pouvait en résulter des tendances temporelles artificielles des résultats de la VPA. Mais personne n'est à l'heure actuelle capable de déceler des changements de mortalité naturelle.

6- La pêche est la principale cause de mortalité dans le stock. Les stocks de poissons démersaux à croissance assez lente et à forte longévité sont très exploités voire surexploités dans les zones CIEM. La mortalité par pêche est déterminante dans l'évolution de la démographie du stock. Cependant dans certains cas, les groupes d'âge juste recrutés sont probablement soumis à une mortalité naturelle importante par rapport à la mortalité par pêche.

1.4. Estimation des paramètres du modèle.

Résolution cohorte par cohorte. Le modèle de VPA décrit l'évolution des cohortes indépendamment les unes des autres: l'équation [1.7] est une équation de récurrence le long d'une cohorte, *i.e.* selon une direction mixte temps-année. La résolution suit le même principe.

Reprenons les équations en supposant que la mortalité naturelle est constante d'une année à l'autre:

$$N_{a+1,y+1} = N_{ay} \exp(-(F_{ay} + M_a)) \quad [1.7]$$

$$C_{ay} = N_{a+1,y+1} \frac{F_{ay}}{F_{ay} + M_a} [(\exp(F_{ay} + M_a) - 1)] \quad [1.9]$$

où a varie de 1 à A et y de t_0 à $y_0 + A$, y_0 étant l'année du recrutement de la cohorte. De plus, pour chaque groupe d'âge-année:

Variables observées ou mesurées	Paramètres à estimer
Captures en nb d'individus C_{ay}	Effectifs en nb d'individus N_{ay}
Mortalités naturelles en année ⁻¹ M_a	Mortalités par pêche en année ⁻¹ F_{ay}

Les captures C_{ay} sont estimées lors d'échantillonnages dans les points de débarquement. Les mortalités naturelles M_a sont estimées à partir d'études annexes sur l'écologie du stock. Les problèmes liés à l'estimation de ces paramètres seront abordés en détail dans le chapitre 3.

Pour chaque cohorte, s'il y a A groupes d'âge, il existe $2A$ paramètres à estimer pour $2A-1$ équations (A équations des captures et $(A-1)$ équations de survie. Selon le type de trajectoire (fig. 1.3), la valeur du recrutement (condition aux limites) ou l'effectif de la première année (condition initiale) donne une équation supplémentaire. Théoriquement, on peut donc estimer les paramètres par récurrence à partir du recrutement ou de l'effectif initial.

Cependant, l'expérience a montré qu'il est préférable de résoudre la récurrence en partant du groupe d'âge le plus vieux car on bénéficie alors de propriétés de "convergence" intéressantes (Pope 1972): les estimations des paramètres se montrent en effet moins sensibles au choix de la condition aux limites sur le groupe d'âge le plus vieux à mesure de la récurrence. En pratique, pour chaque cohorte, on fixe non pas l'effectif, mais la mortalité par pêche du dernier groupe

d'âge F_A , appelée mortalité terminale par pêche (l'indice de l'année est omis par commodité). Comme il est impossible de la mesurer, on procède parfois par essais et ajustements de manière à produire des résultats plausibles. Par contre, lorsque certaines données supplémentaires sont disponibles, la VPA est calibrée par rapport à ces données supplémentaires afin d'améliorer l'estimation de F_A (§ 1.5).

Une fois la mortalité terminale fixée, l'effectif N_A s'en déduit par l'équation [1.10]:

$$N_A = C_A \frac{F_A + M_A}{F_A(1 - \exp[-(F_A + M_A) - 1])} \quad [1.10]$$

Du fait de la rareté des poissons âgés dans la population, et par là-même dans les captures, il arrive que dans une même cohorte et pour des groupes d'âge élevés, des individus soient capturés une année, alors qu'aucun individu n'avait été pris l'année précédente. Ce cas de figure s'explique par la faible capturabilité des poissons âgés, mais il est numériquement incompatible avec la décroissance exponentielle des effectifs prévue par le modèle. C'est tout simplement parce que les captures ne donnent qu'une image aléatoire de la population. Pour y remédier, les individus au delà d'un certain âge A sont rassemblés en un seul groupe, habituellement appelé groupe "plus". L'équation [1.10] en est quelque peu modifiée, puisque tout l'effectif de ce groupe meurt ou est pêché au cours de l'année :

$$N_A = C_A \frac{F_A + M_A}{F_A} \quad [1.11]$$

L'équation [1.9] permet alors d'estimer F_{ay} à partir de C_{ay} , M_{ay} et $N_{a+1,y+1}$. Cette équation est nonlinéaire et implicite, l'estimation de F_{ay} s'obtient par résolution de:

$$C_{ay} - N_{a+1,y+1} \frac{F_{ay}}{F_{ay} + M_a} [(\exp(F_{ay} + M_a) - 1)] = 0 \quad [1.12]$$

Sims (1982) propose plusieurs algorithmes pour résoudre numériquement l'équation [1.12]. L'algorithme de minimisation utilisé se fonde sur la méthode de Newton-Raphson. L'équation [1.7] fournit ensuite l'effectif N_{ay} pour le même âge à partir de F_{ay} et M_a . On procède par récurrence jusqu'au premier groupe d'âge.

Résolution d'un tableau complet de cohortes. En pratique, les captures totales sont estimées lors d'échantillonnages dans les criées, à la suite desquels une ventilation des captures selon les classes d'âge est obtenue. Par définition, un vecteur C_a annuel contient des captures relatives à autant de cohortes, soit A cohortes. L'échantillonnage étant pratiqué en routine, plusieurs années de captures par âge sont disponibles, sous forme d'une matrice rectangulaire avec par exemple, en colonne les années et en ligne les groupes d'âge (fig. 1.4).

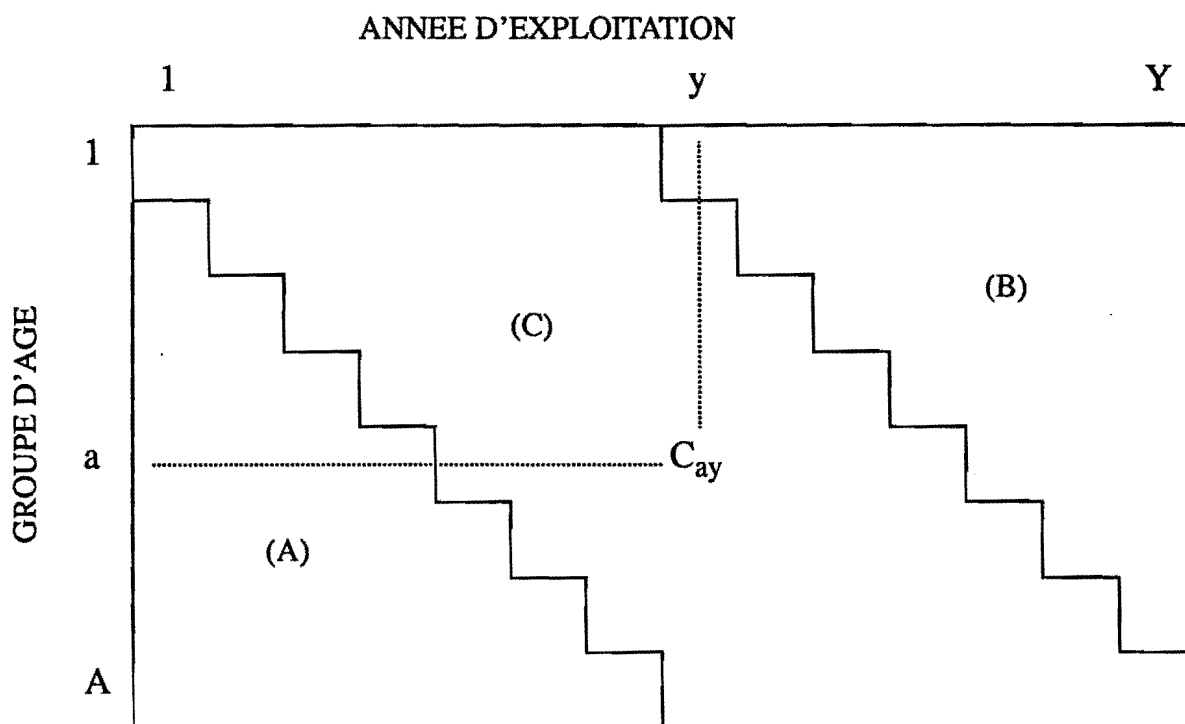


Figure 1.4. Tableau bidimensionnel de captures structurées en âge. Chaque colonne contient le vecteur par âge estimé à partir d'échantillonnages en criée. Les poissons appartenant à une même cohorte se retrouvent sur les pseudo-diagonales du tableau.

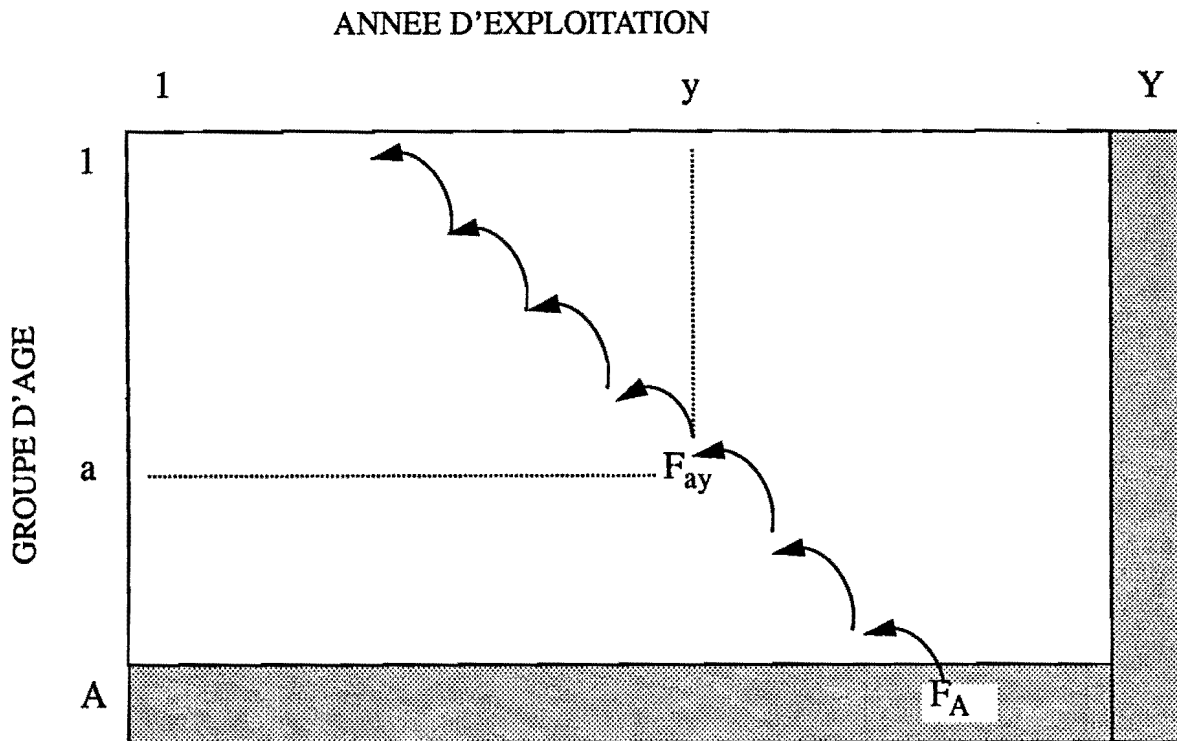


Figure 1.5. Mise en évidence de la résolution de la VPA cohorte par cohorte dans le cas d'un tableau complet de captures.

Dans cette matrice de capture, trois types de cohorte peuvent être identifiés (fig. 1.4 en relation avec fig. 1.3):

- les cohortes dont l'exploitation a débuté avant la première année $y=1$ du tableau, pour lesquelles manquent les premiers groupes d'âge. (A)
- celles dont l'exploitation n'est pas encore achevée à la dernière année Y du tableau, pour lesquelles les derniers groupes manquent. (B)
- les autres pour lesquelles tous les groupes d'âge sont représentés dans le tableau. (C)

Le cas échéant, on doit donc fixer la mortalité relative au dernier groupe d'âge de la cohorte identifié dans le tableau (ligne grisée, fig. 1.5) (cas (A) et (C)), ou à la dernière année exploitée (colonne grisée, fig. 1.5) (cas (B)). En effet, puisque la résolution s'effectue "à rebours", le fait de fixer ces mortalités remplace les conditions initiale et aux limites [1.6].

1.5. Calibration de la VPA.

Si le recrutement dans la cohorte n'est pas connu, le système d'équations [1.7] et [1.9] possède en théorie une infinité de solutions en F_a et N_a car il devient alors indéterminé. Mais dès lors que la mortalité terminale par pêche est fixée pour chaque cohorte, les équations ont une solution unique. Jusqu'en 1983 et pour toutes les évaluations de stocks réalisées dans les groupes de travail du CIEM, ces valeurs étaient conjecturées d'après une connaissance empirique ou à tâtons d'après les résultats de la VPA qu'elles engendraient. Au lieu de fixer ces mortalités terminales, on peut imposer une contrainte supplémentaire aux paramètres du modèle de manière à automatiser la résolution du système.

L'hypothèse de séparabilité

La VPA classique analyse chaque cohorte indépendamment (*fig. 1.5*). Or, la structure de l'exploitation et les caractéristiques intrinsèques du stock sont reproductibles, au moins partiellement, d'une année sur l'autre. L'hypothèse de séparabilité (Doubleday 1976) permet d'en tenir compte. Elle consiste à écrire la mortalité par pêche F_{ay} comme le produit d'un effet spécifique de l'âge a du poisson et d'un effet spécifique de l'année y . Le nombre de paramètres à estimer pour chaque cohorte passe de $(A-1)(Y-1)$ à $A+Y$, ce qui a pour conséquence de rendre tous les paramètres estimables. Néanmoins, la VPA séparable (Pope & Shepherd 1982) ne fournit pas toujours des résultats vraisemblables car la séparabilité de F_{ay} est une hypothèse forte qui n'est pas nécessairement respectée. Par exemple, l'évolution différentielle des flottilles peut entraîner une violation de la séparabilité dans la mesure où elle s'apparente à des interactions entre l'année (évolution temporelle) et l'âge (changement de sélectivité des engins).

Dans le § 1.3 a été en effet soulignée la nature composite des coefficients de mortalité par pêche en relation avec la diversité des flottilles. Un stock est généralement exploité par plusieurs flottilles aux caractéristiques différentes. Par exemple, un chalutier est moins sélectif qu'un

fileyeur en ce sens qu'il capture des poissons d'âge inférieur alors que les poissons pris dans un filet correspondent à une gamme de tailles, donc d'âges, plus précise. Chaque flottille possède son propre **profil** d'exploitation en fonction de l'âge du poisson et l'analyse des captures par âge de plusieurs flottilles apporte plus d'information que le simple tableau global de captures par âge jusqu'ici évoqué.

La technique de calibration de la VPA

Plusieurs auteurs ont souligné que la seule utilisation des données de captures par âge et de la VPA ne suffisent pas pour estimer les mortalités terminales de la dernière année avec une bonne fiabilité (Doubleday 1976) (Pope 1977). Le rétro-calcul de la VPA classique fige ces mortalités terminales qui sont néanmoins capitales pour les prévisions puisqu'elles quantifient le schéma d'exploitation le plus récent.

Les données par flottilles sont essentiellement de deux types:

- des indices d'abondance obtenus par chalutages expérimentaux lors de campagnes scientifiques. Ils concernent surtout les premiers groupes d'âge.
- des données de capture réparties par flottille commerciale⁵, associées à un effort de pêche pour chaque flottille.

L'utilisation de ces données auxiliaires qui n'apparaissent pas *a priori* dans le modèle de VPA même séparable requiert des hypothèses structurelles additionnelles qui permettront de mettre en relation ces paramètres avec ceux de la VPA. Ainsi se sont développées plusieurs techniques dites de calibration⁶ de la VPA que l'on peut regrouper en deux familles (Anon. 1988):

- les analyses intégrées (Doubleday 1981; Fournier & Archibald 1982; Collie & Sissenwine 1983; Deriso *et al.* 1985; Gavaris 1988) dans lesquelles la calibration est "intégrée" dans le

⁵ Ces données de captures par âge par flottille peuvent être considérés comme des indices d'abondance par flottille commerciale.

⁶ Le terme calibration, traduction directe de l'anglais, signifie ici que l'estimation des paramètres du modèle est ajustée par rapport à des variables auxiliaires.

modèle. L'estimation des paramètres est obtenue par minimisation ou maximisation d'un critère explicite, *ex.* les moindres carrés (Gavaris 1988) ou la vraisemblance (Gudmundsson 1987). La méthode définie par Gavaris est utilisée pour les évaluations des stocks de l'Atlantique Nord-Ouest (région NAFO).

- Les techniques dites *ad hoc* (Laurec & Shepherd 1983; Pope & Shepherd 1985) qui ajustent d'abord les mortalités terminales avant de résoudre la VPA. La technique de Laurec et Shepherd est utilisée pour les stocks de l'Atlantique Nord-Est (région CIEM).

Les principes des techniques et leurs différences sont explicitées dans Anon. (1988) et Megrey (1989). L'objet de ce paragraphe est de décrire la technique de Laurec et Shepherd qui est utilisée dans cette étude.

Calibration de la VPA par la technique de Laurec et Shepherd

Pope et Shepherd (1985) recensent une dizaine de techniques qui diffèrent légèrement par la formulation de l'hypothèse de séparabilité et les procédures de calcul; elles sont regroupées sous le nom de techniques *ad hoc* par habitude. A l'usage, seules une ou deux ont été adoptées pour l'évaluation des stocks de la région CIEM dont la technique de Laurec et Shepherd (1983) qui est décrite maintenant.

L'utilisation de données de captures et d'effort détaillées par flottilles implique le passage d'une mortalité par pêche globale, composite à des mortalités partielles par flottille:

$$F_{ayf} = F_{ay} \frac{C_{ayf}}{C_{ay}} \quad [1.13]$$

où *a* représente le groupe d'âge, *y* l'année et *f* la flottille (scientifique ou commerciale).

Dans le modèle séparable originel, F_{α} est décomposée. Cette fois, la séparabilité s'applique à $F_{\alpha f}$:

$$F_{\alpha f} = q_{\alpha f} E_{yf} \quad [1.14]$$

où $q_{\alpha f}$ est la capturabilité pour le groupe d'âge a et la flottille f , et E_{yf} est l'effort de pêche de l'année y pour la même flottille.

Ainsi, toute flottille est caractérisée par son profil d'exploitation (vecteur de capturabilité par âge $q_{\alpha f}$) et par l'effort de pêche qu'elle a imprimé au stock, par exemple le nombre d'heures de pêche réalisées dans l'année. Sur une courte période de temps, on suppose généralement que la capturabilité ne dépend pas du temps. Néanmoins, les pêcheries (et notamment les engins utilisés) évoluent rapidement, et souvent on préfère limiter la phase de calibration à la période sur laquelle on est plus ou moins sûr que la capturabilité ne varie pas en fonction du temps. D'autres techniques *ad hoc* autorisent une variation linéaire de la capturabilité en fonction des années (Pope & Shepherd 1985).

L'algorithme d'estimation des mortalités terminales par pêche est décrit sur la *figure 1.6*.

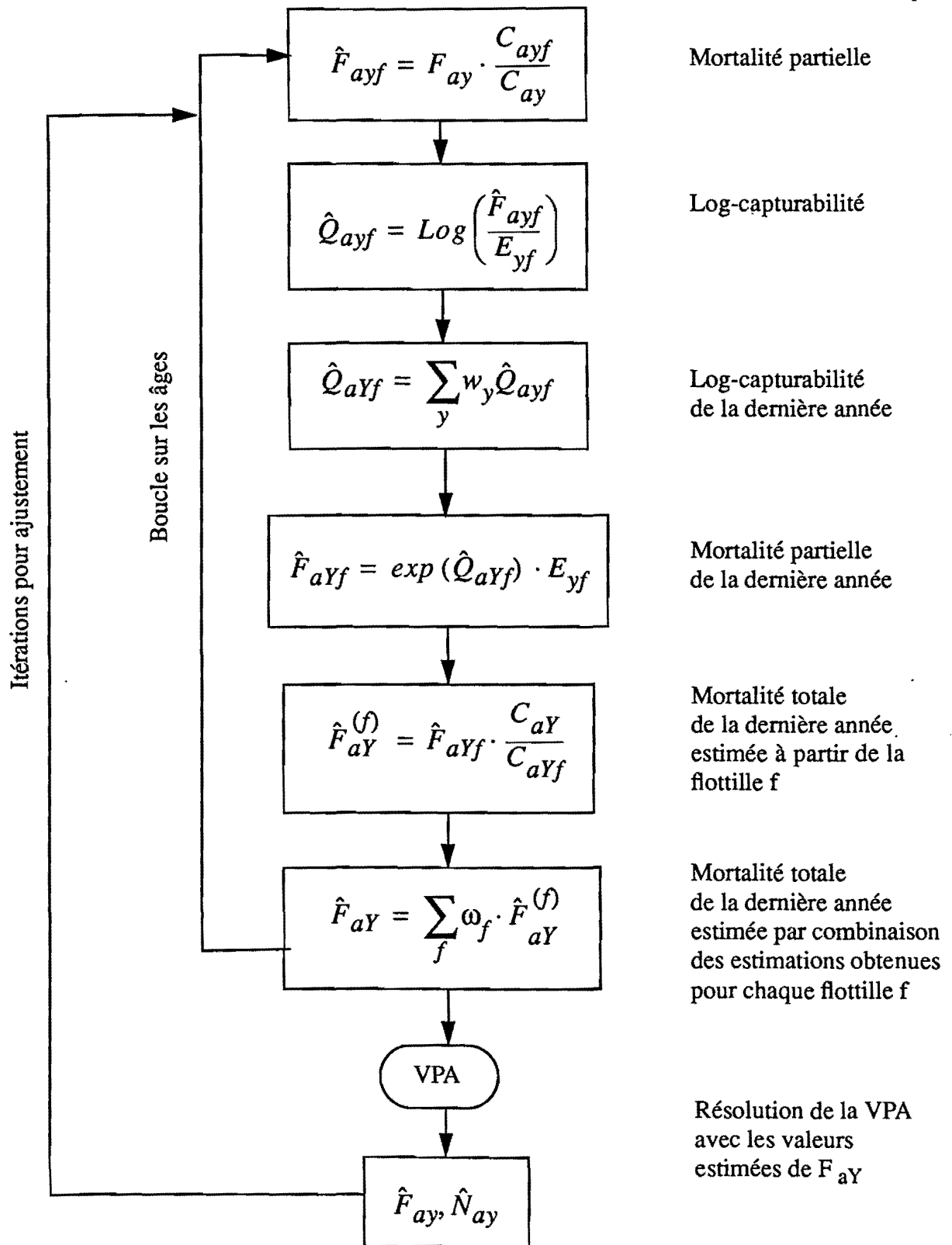


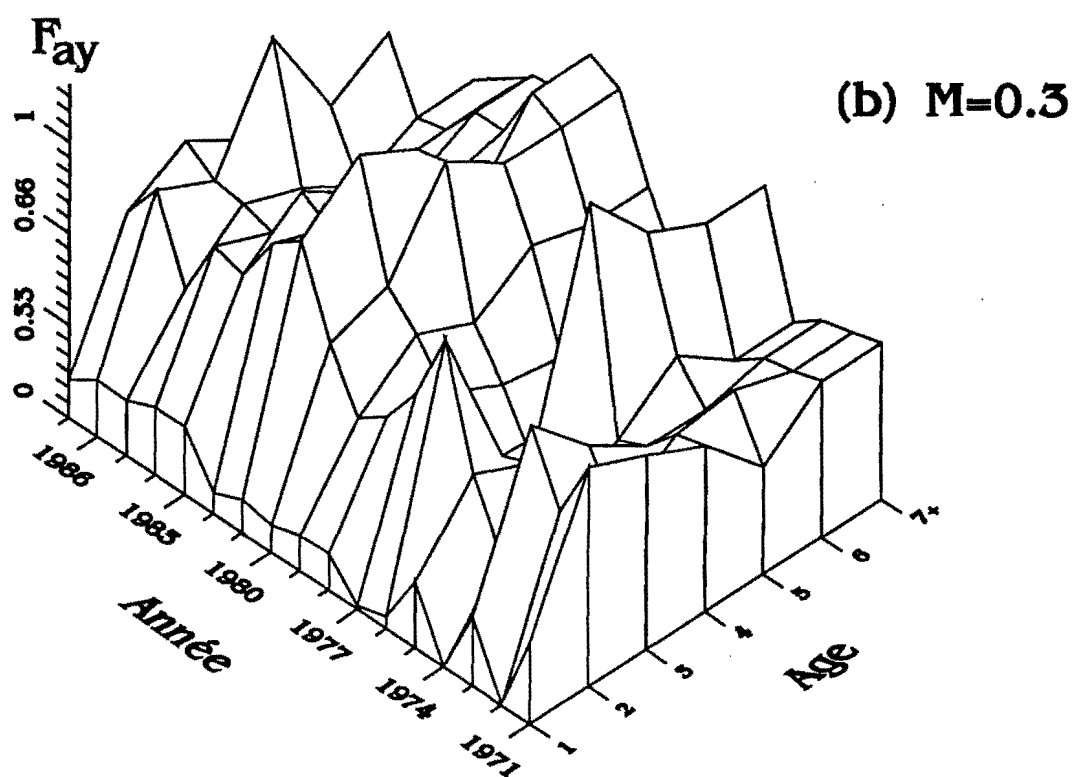
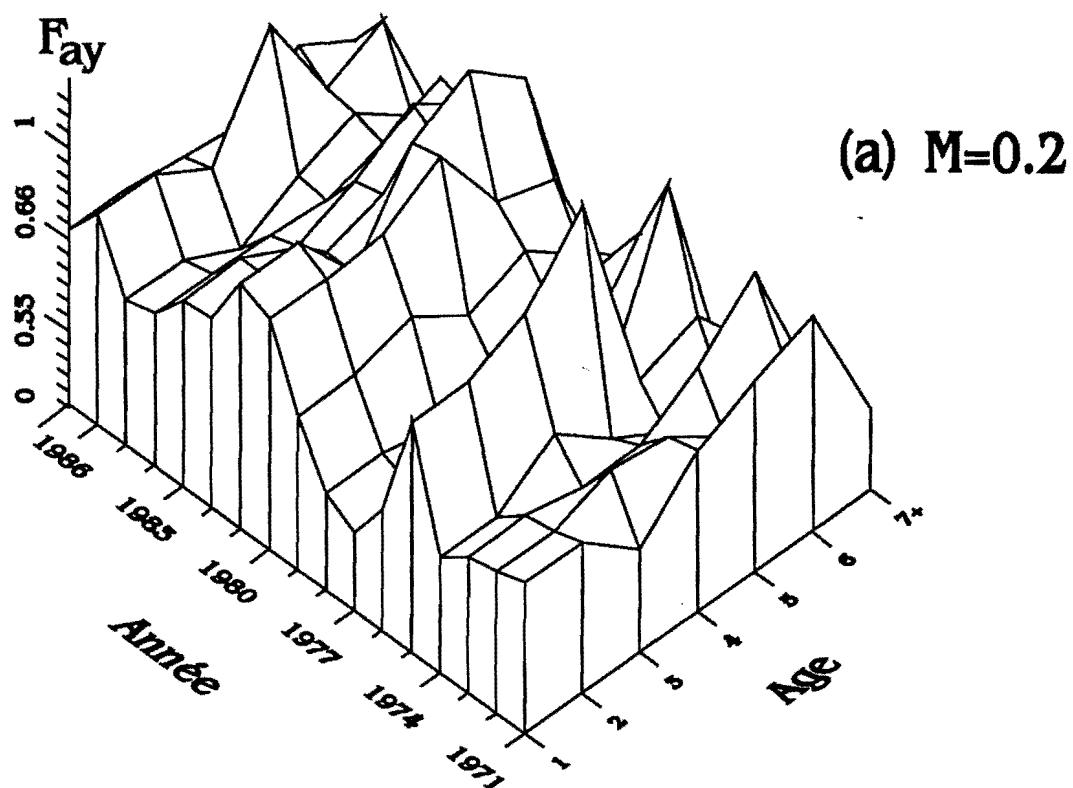
Figure 1.6. Procédure de calibration de la VPA par la technique de LaRec et Shepherd (1983). Pour chaque groupe d'âge a, les capturabilités sont calculées par année et par flottille avant d'être combinées grâce à des moyennes pondérées. Le choix des poids w_y permet d'accorder moins d'importance à des données peu fiables. Une mortalité terminale est estimée pour chaque flottille f. La moyenne pondérée de ces estimations estime la mortalité terminale recherchée pour le groupe d'âge a. Le poids de chaque flottille est proportionnel à l'inverse de la variance de Q_{aYf} . Le nombre d'itérations est égal à 10 en pratique. En général, les valeurs des mortalités terminales sont alors stabilisées.

1.6. Application de la VPA à des données réelles: la morue de la mer Celtique.

Le stock de morue de la mer Celtique est évalué annuellement par un groupe de travail du CIEM. La description des données se trouve en annexe. Les résultats de la VPA appliquée à ce stock sont constitués par les estimations des F_{ay} et N_{ay} (*annexe données*), respectivement représentées sur les *figures 1.7* et *1.8*.

L'intensité globale de la pêche augmente sensiblement à partir de 1981 (*fig. 1.7a*). Lorsque la mortalité naturelle est plus élevée, on constate une diminution corrélative des mortalités par pêche à rapprocher des remarques portant sur l'hypothèse 1 (§ 1.3). Cet effet est d'autant plus fort que l'estimation de F_{ay} est faible (voir l'écart entre les estimations de F_{1y} en (a) et en (b)). Ce point sera analysé dans le chapitre 2.

Pour ce qui est des effectifs, le niveau de mortalité naturelle ne modifie guère les estimations, c'est pourquoi seuls les résultats avec $M=0.2$ sont reportés (*fig. 1.8*). La décroissance exponentielle des effectifs est très visible sur les deux cohortes grisées. Par ailleurs, ces résultats montrent la variabilité des estimations VPA du recrutement, *i.e.* les N_{1y} , en relation avec la variabilité naturelle élevée du recrutement.



Figures 1.7a-b. Estimations des mortalités par pêche appliquées à la morue de mer Celtique pour deux valeurs de M : (a) 0.2, (b) 0.3. Elles sont représentées sur l'axe vertical, les deux autres axes correspondant à l'âge et à l'année.

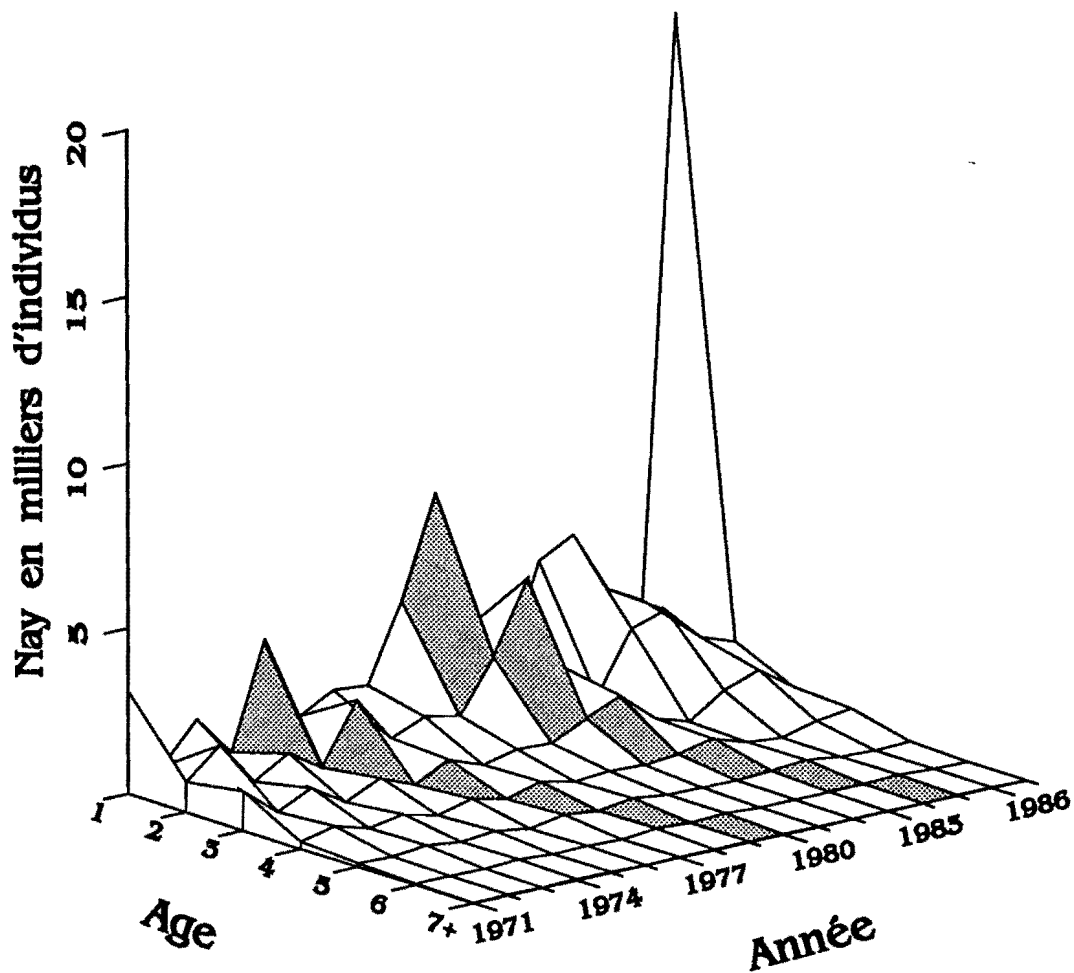


Figure 1.8. Estimations des effectifs du stock de morue de la mer Celtique pour $M = 0.2$. Elles sont représentées sur l'axe vertical, les deux autres axes correspondant à l'âge et à l'année. En matérialisant deux cohortes, on observe nettement l'influence d'un recrutement fort sur le niveau de la cohorte pour les années à suivre.

Finalement, l'évolution temporelle des effectifs du stock est essentiellement le fait de la cohorte, *i.e.* une **dimension mixte âge-année**. Ce sont les trajectoires identifiables sur le diagramme de Lexis (fig. 1.3). En revanche, les mortalités par pêche se modifient **d'année en année**, en liaison avec une certaine stabilité du profil d'exploitation (composante capturabilité dans l'équation de séparabilité [1.14]). En effet, l'évolution des mortalités par pêche sur ce stock consiste surtout en une augmentation de l'intensité de pêche (composante effort dans l'équation [1.14]).

2. Les prévisions.

En gestion des stocks exploités, la VPA *stricto sensu* ne produit que des résultats intermédiaires. En fait, les estimations des mortalités par pêche et des effectifs ne sont pas utilisables directement, d'abord parce qu'elles sont structurées en âge alors qu'il faut un indicateur synthétique de la situation de la population et de la pêcherie. Ensuite, la production, *i.e.* le poids de poisson pêché⁷ au cours d'une période donnée, est une quantité de premier intérêt pour les pêcheurs. Enfin, des quantités pondérales telles que la production et la biomasse sont préférables à des captures et des effectifs exprimés en nombre d'individus, car elles prennent en compte la croissance individuelle jusqu'ici laissée de côté.

En effet, la diminution des effectifs en nombre n'est compensée que par le recrutement (en l'absence d'autres phénomènes comme l'immigration). Par contre, la production et la biomasse dépendent à la fois du recrutement et de la croissance. Etant donné une structure démographique $\{N_{ay}, a=1, A\}$ en début d'année y , la biomasse totale du stock est donnée par:

$$B_y = \sum_{a=1}^A W_{ay} N_{ay} \quad [1.15]$$

où W_{ay} est le poids moyen d'un poisson d'âge a pendant l'année y , en raison de la discrétisation. Par conséquent, la variation intrannuelle du poids des individus est négligée (*Hypothèse 7*).

Similairement, pour un profil d'exploitation F_{ay} , la production pour l'année y s'écrit:

$$P_y = \sum_{a=1}^A W_{ay} C_{ay} \quad [1.16]$$

où C_{ay} est donné par l'équation des captures [1.9].

⁷ On distingue ce qui est pêché et ce qui est débarqué, car pour de nombreux stocks, il existe des rejets, *i.e.* des animaux pêchés, mais rejetés à la mer, souvent à cause de leur trop petite taille. La majorité des rejets ne survit pas. En l'absence d'échantillonnage à bord des bateaux, l'estimation des rejets est quasi-impossible.

La production s'écrit donc:

$$P_y = \sum_{a=1}^A W_a N_{a,y} \frac{F_{ay}}{F_{ay} + M_a} [1 - \exp(-(F_{ay} + M_a))] \quad [1.17]$$

Selon le vecteur de mortalité par pêche utilisé et selon les hypothèses de calcul, les productions obtenues ont une signification différente. Le gestionnaire des pêches est essentiellement intéressé par deux types de production:

- la production prévue à court terme, pour l'année à venir par exemple. Elle permet l'élaboration des décisions politiques concernant le devenir immédiat des pêcheries.
- la production envisageable à long terme pour un profil d'exploitation donné. A but prospectif, elle évalue la réaction à long terme du stock (et donc de la pêcherie) lorsqu'une certaine mortalité par pêche est exercée. Elle aboutit en théorie à définir une régulation de l'effort de pêche.

2.1. Equilibre à long terme: le rendement par recrue.

Le modèle

Une production sur le long terme représente la quantité de poisson capturée lorsque les cohortes en cours d'exploitation auront été épuisées. Elle est exprimée relativement au recrutement pour donner un rendement par recrue. La définition même du long terme est délicate, car elle est étroitement liée à la durée de la phase exploitée de l'espèce (*i.e.* à partir du recrutement). Si les modalités de l'exploitation et le recrutement annuel restent inchangés pendant une période incluant au moins une génération de poissons (*Hypothèse 8*), la pêcherie atteint un état d'équilibre et le poids moyen produit par une recrue, noté conventionnellement Y , devient constant et définit le rendement par recrue à l'équilibre, indépendant du temps par définition.

Considérons en effet un groupe de poissons nouvellement recrutés. En intégrant toutes les captures pondérales réalisées sur toute la période de leur vie où l'on peut les pêcher, Thompson et Bell (1934) ont exprimé le poids total de poisson produit par chaque recrue par:

$$Y_r = \sum_{a=1}^{A-1} \frac{F_a W_a S_a}{Z_a} (1 - \exp(-Z_a)) + \frac{F_A W_A}{Z_A} \quad [1.18]$$

où pour le groupe d'âge a ,

– W_a est le poids moyen d'un individu;

– M_a est la mortalité naturelle;

– F_a définit le profil d'exploitation auquel on s'intéresse;

– Z_a est la mortalité totale exprimée par $Z_a = F_a + M_a$.

– S_a est la proportion de recrues ayant survécu jusqu'à l'âge a . Sa valeur est donnée par:

$$S_a = \exp\left(-\sum_{i=1}^{a-1} Z_i\right) \quad [1.19]$$

Hypothèses et estimation des paramètres

Les paramètres du modèle sont donc la mortalité naturelle, le vecteur de mortalité par pêche et les poids. La **mortalité naturelle** est la même que dans la VPA. Les changements de poids moyens inhérents au niveau global d'exploitation sont ignorés. En effet, un engin de pêche prélève le poisson en fonction de sa taille, et non de son âge. Dans une classe d'âge, les poissons les plus gros ont donc une capturabilité plus grande. Par conséquent, le poids moyen par âge diminue lorsque l'exploitation augmente (Laurec & Le Guen 1981).

Enfin, l'estimation de la **mortalité par pêche** est le résultat de la VPA. Les rendements par recrue correspondant à d'autres vecteurs de mortalités par pêche sont également calculés (voir ci-dessous).

Exploration de changements du schéma d'exploitation:

Lorsqu'un rendement par recrue est calculé pour plusieurs schémas d'exploitation, *i.e.* pour différentes mortalités par pêche, il devient possible de comparer les différentes situations du stock qui en découlent. Le rendement par recrue à l'équilibre permet : i) de faire un diagnostic sur la situation actuelle du stock, ii) de simuler la réponse à long terme du stock à des modifications du schéma d'exploitation. Les mortalités par pêche correspondantes sont définies relativement à la mortalité caractéristique de l'exploitation actuelle, appelée mortalité par pêche de référence. Ce n'est pas celle de la dernière année (sujette aux imprécisions déjà évoquées au § 1.4), mais un vecteur moyen sur plusieurs années. A l'instar de Paulik et Bayliff (1967), et pour simplifier l'interprétation des résultats, les nouvelles mortalités sont écrites sous forme d'un produit:

$$F_a = \mu_a F_a^{ref} \quad [1.20]$$

où pour l'âge a (a variant de I à A):

- F_a^{ref} est la mortalité de référence;
- μ_a est un multiplicateur d'effort ou encore un effort relatif à l'effort de référence.

Cette formulation permet de simuler l'état du stock engendré par une modification de l'effort de pêche spécifique de l'âge, qui implique un changement de sélectivité, par exemple de maillage, d'engin ou de lieu de pêche. Un multiplicateur d'effort indépendant de l'âge se rapporte à une variation de l'intensité globale de l'effort de pêche. Le diagramme d'exploitation, *i.e.* la répartition selon les âges de la mortalité par pêche, est alors constant. L'équation de séparabilité [1.14] montre que dans ce cas, la modification de la mortalité par pêche se porte exclusivement sur E_y . Seuls les changements de ce type seront considérés dans la suite, et μ_a sera simplement noté μ .

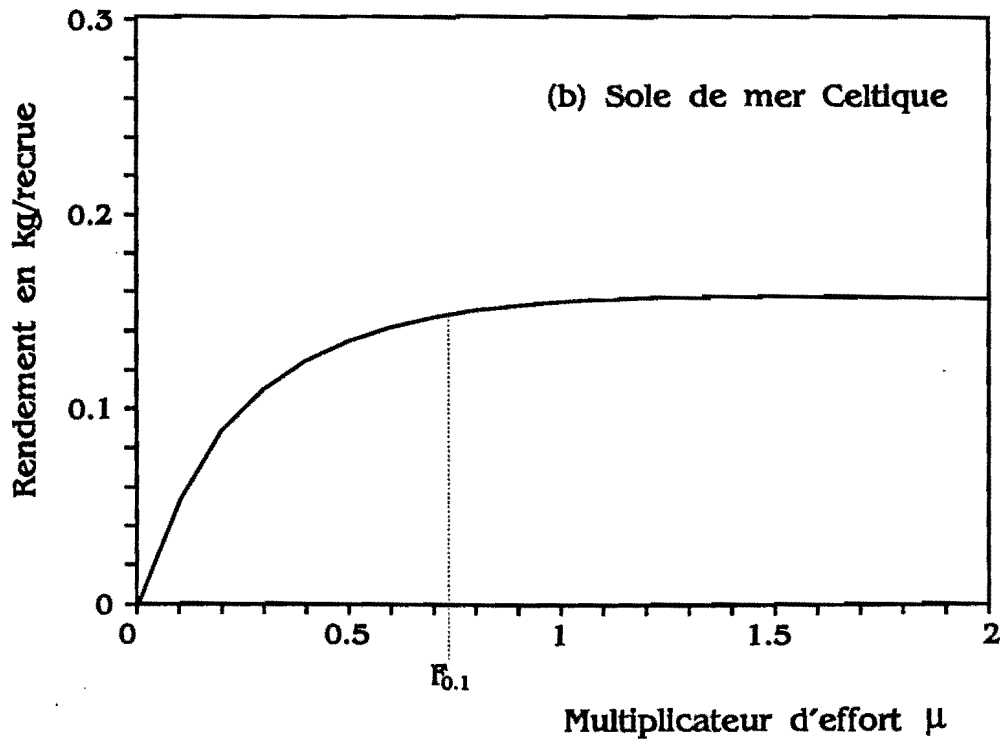
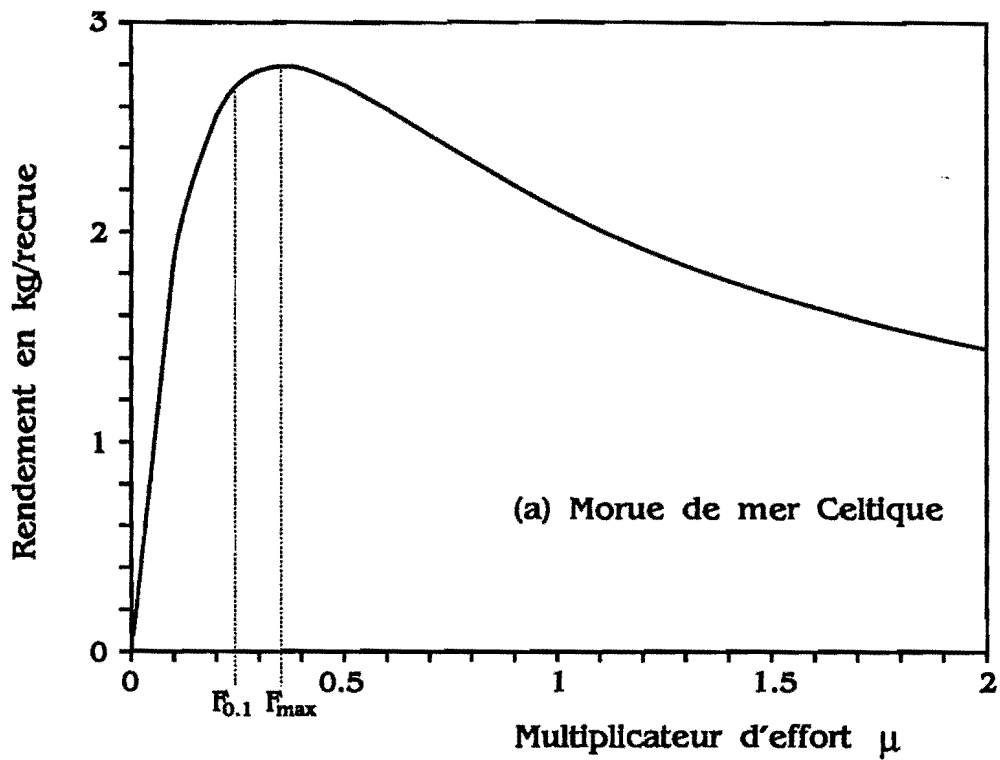
Lorsque des rendements par recrue sont calculés pour une gamme de valeurs du multiplicateur d'effort indépendant de l'âge, il est possible de construire une courbe du rendement par recrue en fonction de ce multiplicateur. Pour évaluer la variation du rendement par recrue induite par un changement d'effort, on définit une fonction de gain-perte par:

$$\Phi(\mu) = 100 \left(\frac{Y_{r\mu}}{Y_{r1}} - 1 \right) \quad [1.21]$$

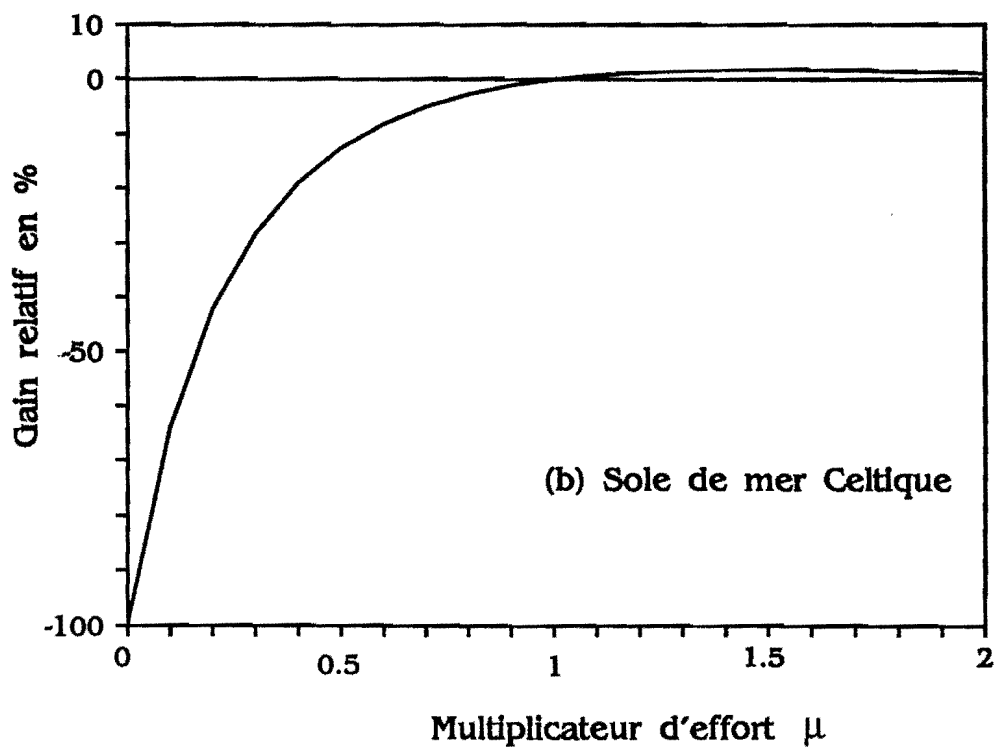
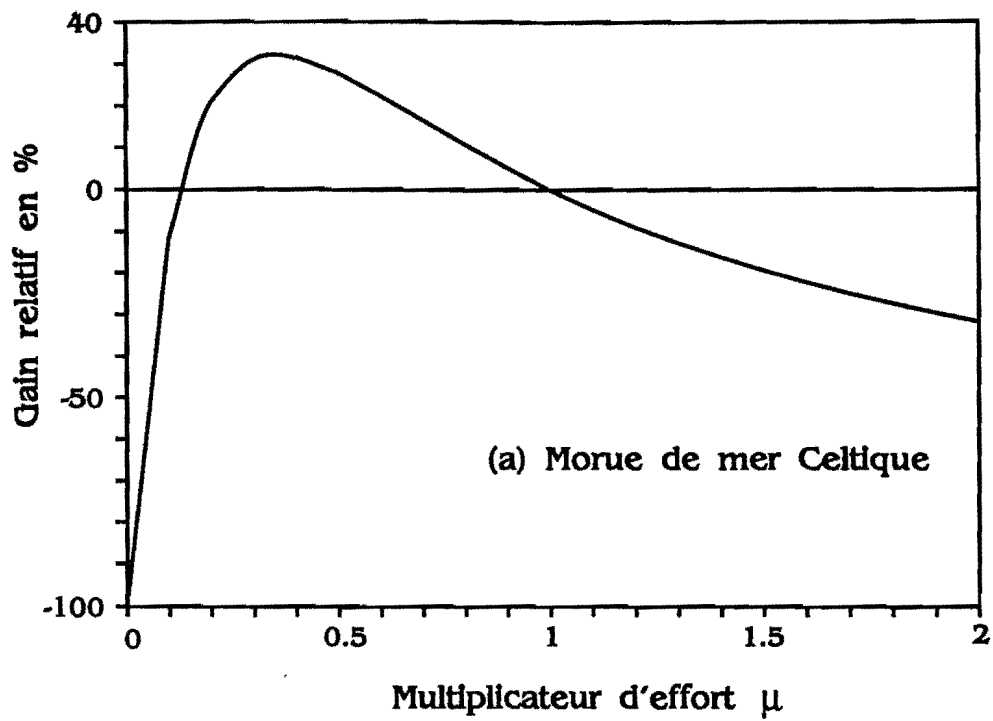
Application

Les courbes de rendement par recrue et de gain relatif ont été construites pour deux stocks de la mer Celtique: la morue déjà évoquée (*figs 1.9a et 1.10a*), et la sole (*figs 1.9b et 1.10b*). Les données relatives à cette dernière sont extraites de Anon. (1987). Pour obtenir la mortalité de référence, la moyenne des mortalités par pêche est effectuée sur les années 1981 à 1987, parce que, d'une part les données antérieures ne sont pas fiables, et d'autre part 1981 correspond à une certaine stabilisation de l'intensité de pêche, comme l'a montré la *figure 1.7* pour le premier stock.

En ce qui concerne la morue, les figures présentent un maximum qui définit F_{max} l'intensité de pêche pour laquelle le stock a une production pondérale maximale *à l'équilibre* compte tenu du diagramme d'exploitation. Ce maximum n'existe pas pour la sole de mer Celtique puisque le rendement atteint un plateau. La sole est en effet recrutée à un âge plus tardif dans la pêcherie de sorte que le stock réagit différemment à une pêche intense. C'est entre autres l'existence de telles particularités qui a conduit à définir $F_{0.1}$. Défini arbitrairement par Gulland et Boerema (1973), ce point correspond, pour un diagramme d'exploitation donné, au point de la courbe de rendement par recrue où la pente est égale à 1/10 de la pente à l'origine, *i.e.* à un gain marginal de 10% par rapport à un début d'exploitation. Les propriétés de $F_{0.1}$ seront revues dans le chapitre 5.



Figures 1.9a-b. Rendement par recrue en fonction d'un multiplicateur d'effort dans les cas de deux stocks de mer Celtique: la morue (a) et la sole (b).



Figures 1.10a-b. Gain relatif associé au rendement par recrue en fonction d'un multiplicateur d'effort dans les cas de deux stocks de mer Celtique: la morue (a) et la sole (b).

L'intérêt de ces courbes est de positionner l'intensité de pêche de référence, appelée F_{sq} (*i.e.* $F_{statu\ quo}$, indiquant que l'intensité de pêche est la même que pour l'état de référence), par rapport à ces points particuliers (surtout F_{max}). La surexploitation, *i.e.* le fait que F_{sq} soit supérieur à F_{max} , apparaît évidente (*fig. 1.9a*). La courbe de rendement par recrue est donc à la fois un outil prévisionnel (simulation de régimes d'exploitation) et diagnostic (évaluation du régime de référence).

Le rendement par recrue peut être calculé par d'autres moyens, notamment selon le modèle de Beverton et Holt (1957). Ce dernier suppose que les mortalités naturelle et par pêche sont constantes, en particulier vis-à-vis de l'âge. La croissance est décrite par une courbe de Von Bertalanffy et une relation taille-poids, en général allométrique, permet d'obtenir l'expression du poids à un instant quelconque. L'intervalle de temps n'est pas discrétisé comme dans le modèle de Thompson et Bell et l'expression littérale de la production est donc intégrée sur tout cet intervalle. Le modèle de Thompson et Bell présente quelques inconvénients quant aux poids (*Hypothèse 7*). Ces problèmes sont en fait liés au pas de temps utilisé et l'emploi d'un pas plus faible en diminue les conséquences.

Par contre, le modèle de Thompson et Bell possède des avantages certains sur celui de Beverton et Holt du point de vue de la flexibilité. Dans ce dernier modèle, le choix de mortalités indépendantes de l'âge est assez restrictif et inadapté en ce qui concerne de nombreuses pêcheries existantes. La mortalité naturelle varie de manière évidente avec l'âge (Vetter 1988). De même, la mortalité par pêche est différente selon l'âge du poisson (sélectivité, pêche saisonnière...). Par ailleurs, les modélisations de la croissance linéaire peuvent devenir inappropriées ou du moins discutables dans certains cas. C'est pour ces raisons que le modèle de Thompson et Bell a été préféré à celui de Beverton et Holt.

Il reste que l'hypothèse d'équilibre de la mortalité par pêche et du recrutement (*Hypothèse 8*) est le point le plus contraignant de ce modèle. Le rendement par recrue est, par définition, indépendant du recrutement dont il ignore par conséquent la variabilité. De même, la dépendance

du stock vis-à-vis du recrutement (relation stock-recrutement) est négligée. Dans une situation de grave surexploitation, une chute des effectifs, voire un effondrement du stock (et corrélativement de la pêche) ne sont pas détectables à partir du rendement par recrue.

2.2. Prévision de captures à court terme: Total Autorisé de Captures (TAC).

Dans le cadre du CIEM, l'évaluation annuelle ou bisannuelle des stocks de poisson exploités se fonde sur des diagnostics et des prévisions de capture à court terme afin d'actualiser les totaux autorisés de captures (TAC). A cet égard, le rendement par recrue représente une prévision à long terme et dans une situation d'équilibre, c'est à dire à mortalité par pêche et recrutement constants. Pour des pronostics à court terme, l'hypothèse d'équilibre ne peut plus être retenue et l'équation [1.16] permet de prévoir la production pour l'année suivant l'évaluation.

Paramètres du modèle

La mortalité naturelle est la même que dans la VPA. Les poids moyens aux âges sont en principe ceux de l'année à venir et en pratique, on prend ceux de l'année courante ou une moyenne sur les années récentes. L'hypothèse 7 est encore posée, mais à une année d'intervalle, sa validité est probablement effective. Excepté pour le premier groupe d'âge, les effectifs par âge en début d'année suivante sont estimés par application de l'équation de survie [1.7] aux effectifs et à la mortalité de l'année courante. L'effectif du premier groupe d'âge, *i.e.* le recrutement, est estimé indépendamment du modèle en utilisant des indices d'abondance (chap. 3). Reste à choisir la mortalité par pêche de l'année à venir.

Mortalité-cible

Selon le diagnostic du rendement par recrue, le stock peut se trouver sous-exploité (c'est la situation où $F_{statu\ quo}$ est inférieur à F_{max}) ou surexploité ($F_{statu\ quo}$ supérieur à F_{max}) (figs 1.9). Les captures sont souvent prévues en fonction d'une mortalité-cible qui correspond à l'intensité de

pêche à laquelle le gestionnaire choisit de gérer la pêcherie. Lorsque le niveau actuel peut difficilement être remis en cause, quelle qu'en soit la raison, la prévision est effectuée pour une intensité de pêche correspondant à $F_{statu\ quo}$. Le chapitre 5 décrit plus particulièrement les critères possibles de gestion des pêcheries. En notant F^{cible} la mortalité cible, la prévision des captures pondérales pour l'année $y+1$ s'écrit:

$$P_{y+1} = \sum_{a=1}^{A-1} W_a N_{a,y+1} \frac{F_a^{cible}}{F_a^{cible} + M_a} [1 - \exp(-(F_a^{cible} + M_a))] + W_A N_{A,y+1} \frac{F_A^{cible}}{F_A^{cible} + M_A} \quad [1.22]$$

où F^{cible} est défini par:

$$\begin{aligned} F^{cible} &= \mu_{\max} F_{stq} && \text{pour une gestion à } F_{\max} \\ &= \mu_{0.1} F_{stq} && \text{pour une gestion à } F_{0.1} \\ &= F_{stq} && \text{pour une gestion à } F_{statu\ quo} \end{aligned}$$

Les projections des captures ont parfois été obtenues à l'aide de modèles régressifs appliqués aux séries chronologiques de débarquements (Anon. 1985). Les captures sont en effet déterminées à la fois par les effectifs préexistants dans le stock, reflétés par les captures des années précédentes; le nombre annuel de recrues (terme $N_{l,y+1}$ dans l'équation [1.22]) constitue une composante aléatoire. Mais, en pratique, c'est le modèle susdécrit qui est habituellement utilisé pour déterminer les TAC qui constituent la base de l'avis scientifique destiné aux instances politiques dans la région du CIEM.

Conclusion du chapitre

Synthèse des modèles utilisés au cours d'une procédure d'évaluation de stock. L'application des modèles décrits dans le chapitre pour la gestion des pêcheries est clairement codifiée dans le contexte des groupes de travail émanant du CIEM. Les étapes intermédiaire et finale sont explicitées ci-dessous (*tableau 1.1*). Le modèle de VPA fournit essentiellement les estimations des paramètres nécessaires aux prévisions. La deuxième étape permet d'abord de faire un bilan de la situation du stock en termes de surexploitation, puis de simuler l'impact de mesures techniques à long terme. Enfin, les projections de captures servent surtout au calcul du TAC pour l'année à venir.

Les paramètres et variables des modèles peuvent être énumérés en relation avec les différentes phases: acquisition des données, estimation à partir des modèles (*fig. 1.11*).

Etape	Produit
VPA calibrée par la technique de Lauec et Shepherd	F_{ay} et N_{ay}
Rendement par recrue et estimations de F_{max} et $F_{0.1}$	courbe de Y_r en fonction de μ , estimations de F_{max} et $F_{0.1}$
Projections de captures et calcul du TAC pour l'année suivante selon trois scénarios : $F_{statu\ quo}$, F_{max} et $F_{0.1}$	TAC($F_{statu\ quo}$), TAC(F_{max}), TAC($F_{0.1}$)

Tableau 1.1. Etapes principales de l'évaluation d'un stock de poissons dans un groupe de travail CIEM. Il existe toutefois certaines variations selon les stocks.

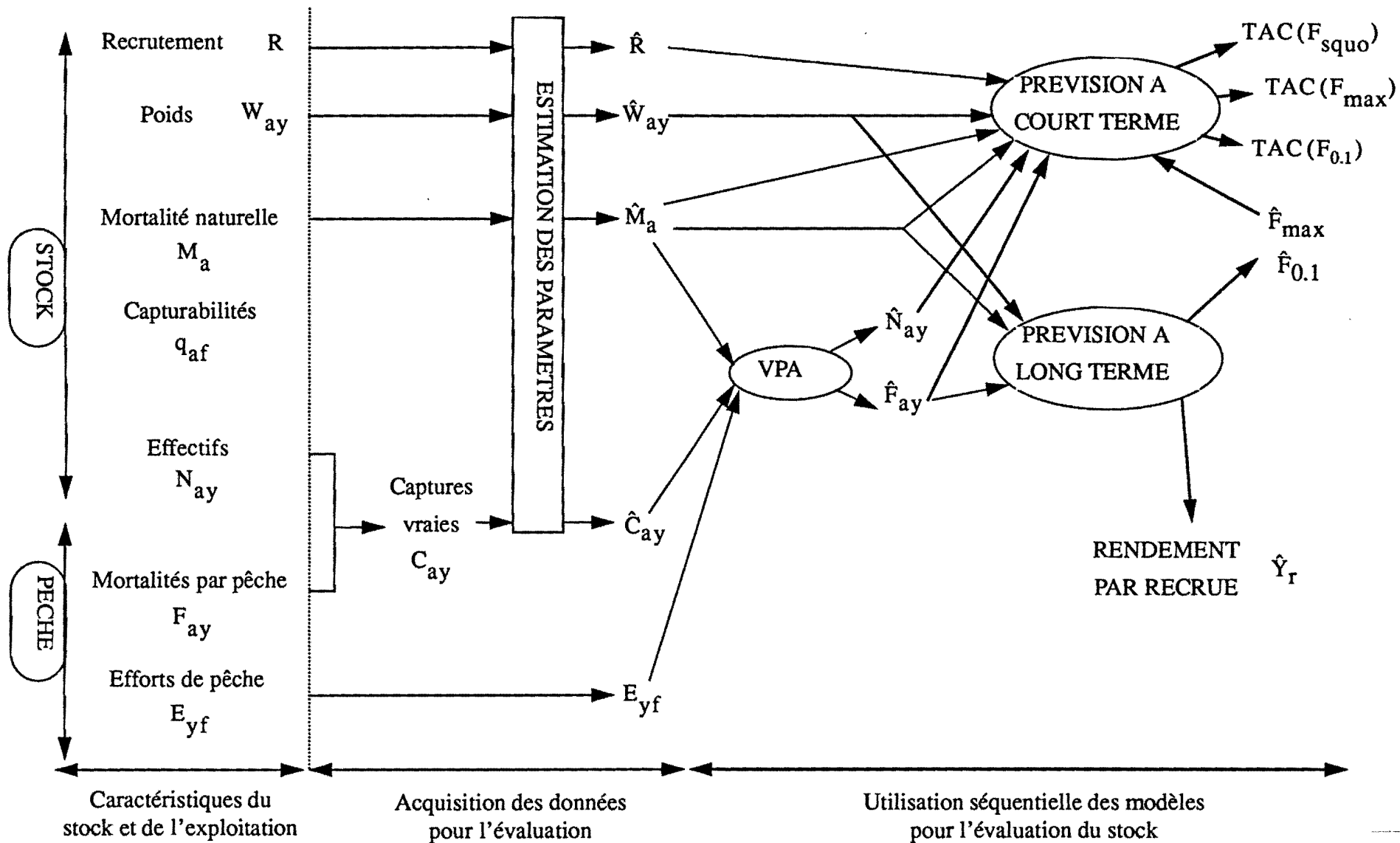


Figure 1.11. Entrées et sorties des modèles utilisés pour les évaluations de stock dans la région CIEM.

Vérification des hypothèses- Validation des modèles. Le modèle de VPA et les prévisions qui en découlent, reposent sur un ensemble d'hypothèses énumérées au § 1.3. Des hypothèses supplémentaires sont requises pour le rendement par recrue. Cependant, la question de leur validité est de moindre importance puisque les courbes de rendement par recrue sont essentiellement utilisées de manière qualitative et conditionnellement à ces hypothèses.

La validité des hypothèses de la VPA ne peut pas toujours être testée. Certains paramètres sont néanmoins estimés indépendamment du modèle et à ce titre, les hypothèses associées sont en théorie testables (Hypothèses sur le recrutement et la mortalité naturelle - quoique cette dernière dépende de l'exploitation-). Mais d'autres paramètres, comme la mortalité par pêche ou les effectifs, sont estimés à partir du modèle uniquement. Aucune expérience ne permet de les estimer par d'autres moyens. La validation du modèle pose donc des problèmes du fait de l'impossibilité d'**expérimentation directe** en général. Il convient de noter que cet inconvénient est le fait de la composante théorique que représente l'équation de survie, qui décrit la dynamique de la population. L'équation des captures permet de faire le lien avec la principale source d'information, mais la population reconstituée n'est que virtuelle. La qualité de la représentation du système par le modèle est difficile à apprécier, et par suite, d'éventuelles faiblesses dans la construction du modèle ne peuvent être détectées.

Néanmoins, la remise en cause du modèle doit être nuancée dans la mesure où la VPA est en quelque sorte validée par la pertinence apparente de ses résultats lors des évaluations de stock. Nous reviendrons sur ce point dans le chapitre 5. Une représentation raisonnable du système nécessite alors une complexité minimale du modèle. Réciproquement, le **caractère opérationnel** requis pour l'évaluation des stocks impose une limite à cette complexité. La structure du modèle est donc choisie sur la base du système (résolution minimale), du problème (évaluer un stock et prévoir des captures), et des données disponibles (résolution maximale)(Jorgensen 1986, p. 17).

Comportement des modèles - Importance des paramètres. Si les erreurs liées à la construction du modèle et aux hypothèses structurelles sont difficilement appréciables, reste l'évaluation *per se*, c'est à dire:

- **L'étude de sa robustesse:** Dans quelle mesure la réponse du modèle dépend-elle des hypothèses structurelles; et corrélativement, quelles sont les implications d'une violation de ces hypothèses ? Des réponses partielles ont été apportées au § 1.3. D'autres résultats seront exposés dans le chapitre 5 et permettront en partie de relativiser l'importance des hypothèses de départ.

- **L'étude de sa sensibilité:** Quelle est la dépendance des résultats du modèle vis-à-vis des valeurs des paramètres d'entrée? Cette étude sera abordée dans le chapitre 2.

Chapitre 2

Sensibilité des modèles

Sensibilité des modèles.

1. L'analyse de sensibilité.	66
2. Etude de sensibilité au premier ordre.	67
<u>2.1. Principe.</u>	67
<i>Coefficient de sensibilité.</i>	67
<i>Mesure globale de la sensibilité.</i>	70
<u>2.2. Sensibilité de la VPA.</u>	72
<u>2.3. Sensibilité du rendement par recrue Y_r.</u>	78
3. Etude de sensibilité par simulations: Application à la VPA calibrée et aux projections à court terme.	81
<u>3.1. Technique utilisée et cas d'application.</u>	81
<u>3.2. Résultats.</u>	82
Conclusion du chapitre.	85
<u>CRITIQUE DES METHODES UTILISEES.</u>	85
<i>Limitations de chaque méthode.</i>	85
<i>Mesure de la sensibilité.</i>	86
<i>Autres méthodes.</i>	86
<u>SENSIBILITE DES MODELES CONSIDERES.</u>	87
<i>Analyse du comportement des modèles.</i>	87
<i>Comparaison des sensibilités des modèles.</i>	88
<i>Identification et classement des paramètres selon la sensibilité.</i>	91
<i>Conséquences pratiques pour l'acquisition des données.</i>	92

1. L'analyse de sensibilité.

L'analyse de sensibilité au sens large vise à quantifier l'influence de variations des paramètres d'entrée sur les résultats du modèle. Elle permet notamment de statuer sur la qualité de l'identification des paramètres d'un modèle (Gentil & Blake 1981; Loehle 1987). En effet, si les résultats du modèle se révèlent insensibles à un ou plusieurs paramètres, il est déraisonnable de vouloir les identifier et la structure du modèle doit alors être remise en cause¹. A l'inverse, Majkowski *et al.* (1981) voient dans l'analyse de sensibilité une sorte de validation interne qui peut conduire à rejeter le modèle si les résultats sont trop sensibles aux variations des paramètres. Sans aller aussi loin, nous y voyons la corroboration de l'importance de tels paramètres dans le modèle. Par voie de conséquence, le deuxième propos de l'analyse de sensibilité est de mettre en évidence les paramètres dont une estimation précise est nécessaire pour obtenir des sorties précises du modèle. Ainsi, concernant les modèles présentés au chapitre précédent, cette analyse permet de définir un niveau d'incertitude acceptable pour les paramètres estimés indépendamment du modèle. Le critère d'acceptabilité est la stabilité des résultats du modèle, *i.e.* les estimations des paramètres mortalités par pêche et effectifs.

Il existe de nombreuses manières d'appréhender l'influence d'un ou de plusieurs paramètres sur le résultat d'un modèle, qui est une fonction plus ou moins complexe de ces paramètres. La plus simple et la plus couramment utilisée est le calcul analytique de coefficients de sensibilité linéaires (Tomovic & Karplus 1963), qui traduisent en fait l'amplification (ou l'amortissement) *via* le modèle de l'erreur du paramètre. Cette méthode fera l'objet du § 2.2. puisque qu'elle a été utilisée dans cette étude. Emlen et Pikitch (1988) ont calculé des coefficients de sensibilité quadratique qui prennent en compte les effets du second ordre. Les autres méthodes, numériques cette fois, se fondent sur des techniques de type Monte-Carlo pour simuler la variabilité des

¹ Ceci ne signifie pas pour autant qu'une solution en théorie identifiable puisse être effectivement trouvée lorsque l'on ne dispose que de données rares et entachées d'erreurs.

paramètres d'entrée. Dans la terminologie anglo-saxonne de l'écologie, ce type d'analyse par simulation est appelé "error analysis" par opposition à "sensitivity analysis" qui correspond à une analyse avec des coefficients de sensibilité (Gardner *et al.* 1981).

Les différences entre méthodes résident surtout dans la mesure de sensibilité du résultat. Souvent, la variation relative du résultat est utilisée, que ce soit en écologie (Scavia *et al.* 1981) ou en halieutique (Pope & Gray 1983; Rivard 1983; Restrepo & Fox 1988). D'autres mesures ont été essayées, notamment un analogue logarithmique du coefficient de sensibilité dans une analyse avec erreurs multiplicatives (Majkowski *et al.* 1981). Gardner *et al.* (1980) ont calculé des coefficients de corrélation partiels et totaux des paramètres avec les résultats, qui indiquent la contribution relative des premiers à la variance des deuxièmes. Pour un système évoluant dans le temps, *ex.* un stock exploité, le temps de retour à l'équilibre après une perturbation quelconque d'un des paramètres peut aussi constituer une mesure de la sensibilité (Horwood & Shepherd 1981). Enfin, Huson (1984) a envisagé une approche toute différente en calculant la proportion de résultats qui tombent en dehors d'un intervalle acceptable.

2. Etude de sensibilité au premier ordre.

Cette section reprend en les approfondissant certains résultats de Pelletier (1990a).

2.1. Principe.

Coefficient de sensibilité

En ce qui concerne la VPA, l'analyse de sensibilité au premier ordre passe par le calcul de coefficients de sensibilité linéaires des résultats, *i.e.* les mortalités par pêche F_{ay} et les effectifs N_{ay} , en fonction des autres paramètres. En effet, ce sont des fonctions implicites des autres paramètres du modèle, à savoir la matrice (selon l'âge et l'année) C des captures, le vecteur (selon l'âge) M de mortalité naturelle et l'ensemble \vec{F}_T des mortalités terminales.

F_{ay} et N_{ay} s'écrivent donc:

$$F_{ay} = F(C, M, \bar{F}_T) \quad [2.1]$$

$$N_{ay} = N(C, M, \bar{F}_T) \quad [2.2]$$

où a et y indiquent respectivement l'âge et l'année; a variant de 1 à A , et y de 1 à Y (équations [1.7] et [1.9]).

Par exemple, le coefficient de sensibilité au premier ordre de F_{ay} par rapport à C_{ij} (i et j représentant respectivement un groupe d'âge et une année quelconques) est défini par:

$$S(F_{ay}/C_{ij}) = \frac{\partial F_{ay}}{F_{ay}} \frac{C_{ij}}{\partial C_{ij}} \quad [2.3]$$

Ce coefficient est aussi appelé, notamment en économie, élasticité linéaire de F_{ay} par rapport à C_{ij} . En première approximation, il correspond au pourcentage de variation de F_{ay} qu'entraîne une variation unité de C_{ij} . Pour de petites variations, on peut en effet poser:

$$\frac{\partial F_{ay}}{F_{ay}} \frac{C_{ij}}{\partial C_{ij}} \approx \frac{\Delta F_{ay}}{F_{ay}} \frac{C_{ij}}{\Delta C_{ij}} \quad [2.4]$$

C'est en quelque sorte un coefficient d'amplification (ou d'amortissement) *via* le modèle de la variation de C_{ij} . Cette correspondance n'est valable que pour des petites perturbations des paramètres d'entrée, parce qu'elle repose sur un développement au premier ordre. Sa validité dépend donc aussi du degré de nonlinéarité du modèle. Des coefficients analogues sont définis pour les effectifs, et vis-à-vis des autres paramètres.

Pour ce qui est des prévisions, seules les prévisions à long terme seront envisagées, mais le principe est évidemment le même pour celles à court terme. Il a été souligné au chap.1, p. 52, que la mortalité de référence pour les prévisions est un vecteur de mortalité F^{rd} moyenné

sur les années les plus récentes. Au contraire de F_{ay} et de N_{ay} , F^{ref} dépend de plusieurs cohortes, mais s'écrit de même:

$$F_a^{ref} = F^{ref}(C, M, \bar{F}_T) \quad [2.5]$$

Le rendement par recrue est de plus fonction de la matrice des poids (*équation [1.18]*).

Pour un multiplicateur d'effort μ donné, il s'exprime par:

$$Y_r(\mu) = Y_r(W, M, F^{ref}) \quad [2.6]$$

et donc:

$$Y_r(\mu) = Y_r(W, C, M, \bar{F}_T) \quad [2.7]$$

et de même, le gain relatif s'écrit:

$$\Phi(\mu) = \Phi(W, C, M, \bar{F}_T) \quad [2.8]$$

Les sensibilités sont par conséquent définies comme pour les estimateurs VPA, mais elles sont de plus calculées par rapport aux poids. L'évaluation pratique des coefficients de sensibilité fait l'objet de l'*encadré [2.1]*.

ENCADRE 2.1. EVALUATION DES COEFFICIENTS DE SENSIBILITE.

Dans la plupart des applications (Rivard 1981; Rivard 1982; Prager & MacCall 1988), les calculs sont fondés sur des approximations numériques des dérivées partielles par différences premières:

$$\frac{\partial F_{ay}}{\partial C_{ij}} \approx \frac{\Delta F_{ay}}{\Delta C_{ij}}$$

Par exemple, une variation ΔC_{ij} est provoquée et la variation résultante ΔF_{ay} est calculée.

Dans cette étude, et à l'instar de Laurec (1986), les dérivées exactes ont été calculées. En effet, la nature des équations permet de trouver des formules de récurrence pour les dérivées partielles des mortalités par pêche et des effectifs. Par ailleurs, la présence d'exponentielles dans les équations facilite le calcul des dérivées. Toutes les formules donnent les dérivées de manière exacte (*annexe chap. 2*).

La mortalité de référence F^{ref} (chap. 1, p. 52) étant une mortalité moyenne sur plusieurs années, ses dérivées s'obtiennent simplement par la moyenne des dérivées des mortalités par pêche correspondantes. Les dérivées du rendement par recrue et du gain relatif s'expriment alors en fonction de celles de la mortalité de référence (*annexe chap. 2*) pour le rendement par recrue.

Mesure globale de la sensibilité

Les paramètres de la VPA sont tous multidimensionnels. De plus, la résolution par récurrence implique que l'effectif et la mortalité par pêche d'un âge donné dépendent également des paramètres relatifs aux âges supérieurs. La sensibilité de ces estimateurs par rapport aux captures et à la mortalité naturelle s'exprime donc par une matrice de coefficients. Afin d'obtenir

des quantités interprétables, des sensibilités globales sont définies pour chaque catégorie de paramètres:

$$S_{global}(F_{ay}/M) = \sum_{i=1}^A |S(F_{ay}/M_i)| \quad [2.9]$$

$$S_{global}(F_{ay}/C) = \sum_i^A \sum_{j=1}^Y |S(F_{ay}/C_{ij})| \quad [2.10]$$

Des coefficients similaires sont obtenus pour les effectifs N_{ay} . Quant au rendement par recrue et aux gains relatifs, les sensibilités globales sont définies identiquement pour M et C, et deux sensibilités globales supplémentaires sont définies par rapport à la mortalité terminale et aux poids.

La sensibilité globale s'interprète aisément en considérant par exemple que les données de capture sont simultanément soumises à une variation unité. Si ces variations induisaient des effets purement cumulatifs sur le résultat du modèle, *ex.* F_{ay} , la variation de ce dernier serait égale à $S_{global}(F_{ay}/C)$ dans la limite de validité de l'approximation. La sensibilité réelle du résultat est donc probablement surestimée puisqu'en réalité, des réponses de signe opposé se compenseraient.

La notion de sensibilité globale a déjà été évoquée en halieutique; en effet, Rivard (1982) avait calculé, pour l'estimateur R_y du recrutement de l'année y obtenu par la VPA, les quantités:

$$I_y^2 = \sum_{\theta} S(R_y/\theta)^2 \quad [2.11]$$

où θ est un paramètre du modèle.

Comme beaucoup de coefficients sont inférieurs à 1 en valeur absolue, l'élévation au carré peut déformer les résultats, par nonlinéarité; c'est pourquoi l'emploi de valeurs absolues a été préféré ici. Toutefois, l'interprétation de cette sensibilité globale est délicate du fait de son expression et il conviendra d'être prudent sur ce point. Reste que la réduction de la dimension des matrices de sensibilité ne passe pas nécessairement par la définition d'un indicateur global. Gentil (1984)

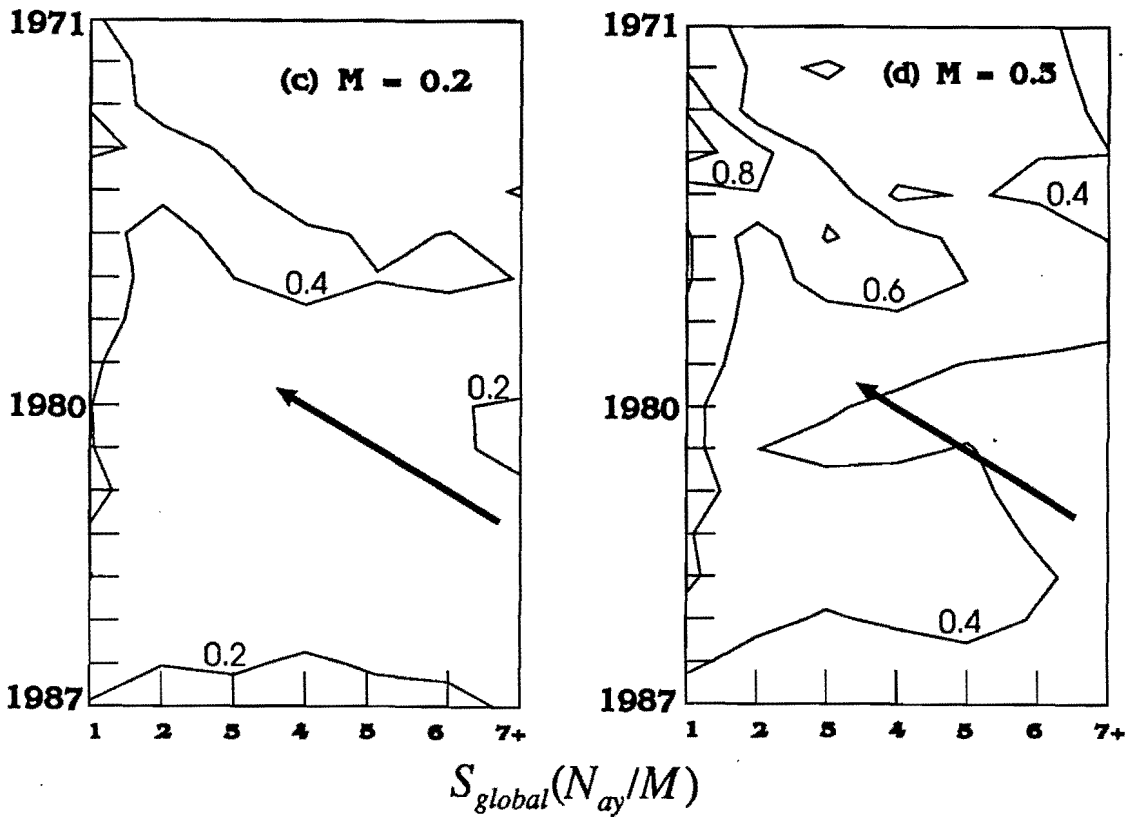
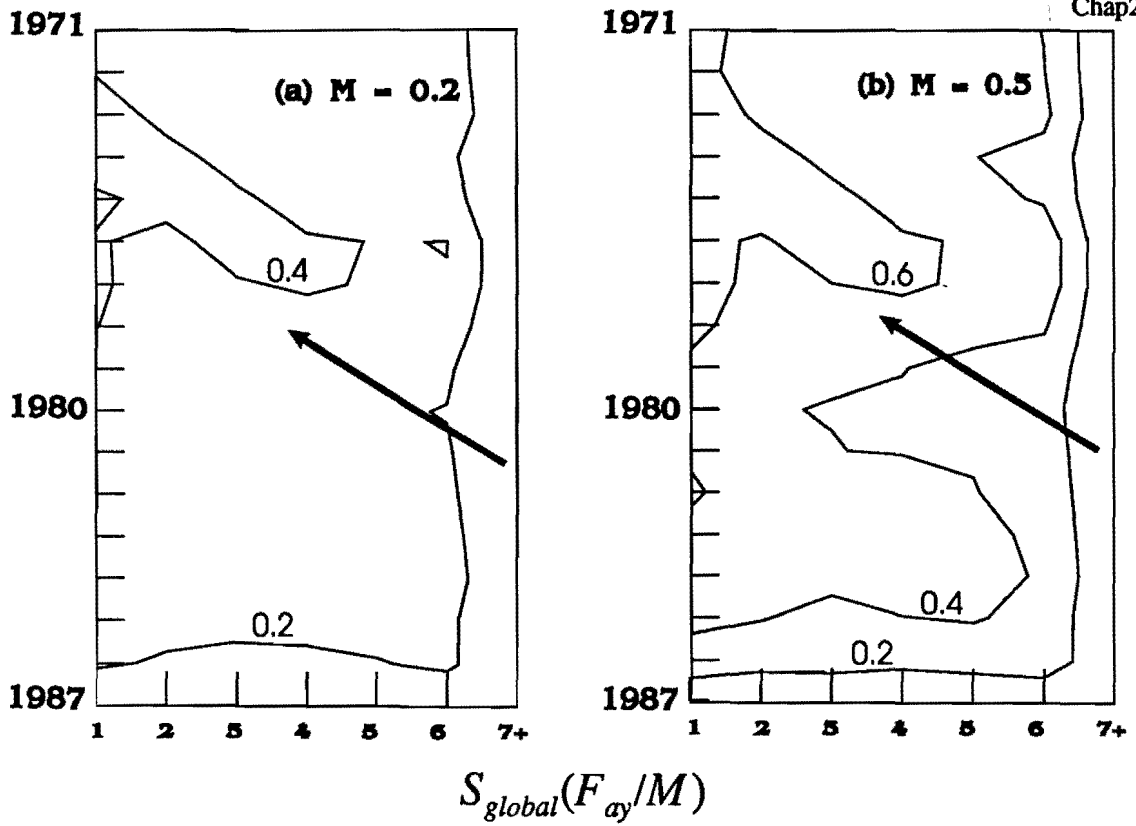
a appliqué l'analyse en composantes principales à une telle matrice. Par analogie avec Huson (1984), on pourrait penser à calculer pour chaque paramètre la proportion de coefficients qui sont inférieurs à une limite tolérable, puis à comparer ces proportions selon les paramètres pour en évaluer l'influence sur la réponse du modèle. Mais, au lieu de fixer arbitrairement une limite de tolérance, de simples histogrammes des valeurs prises par les coefficients de sensibilité ont été construits.

2.2. Sensibilité de la VPA.

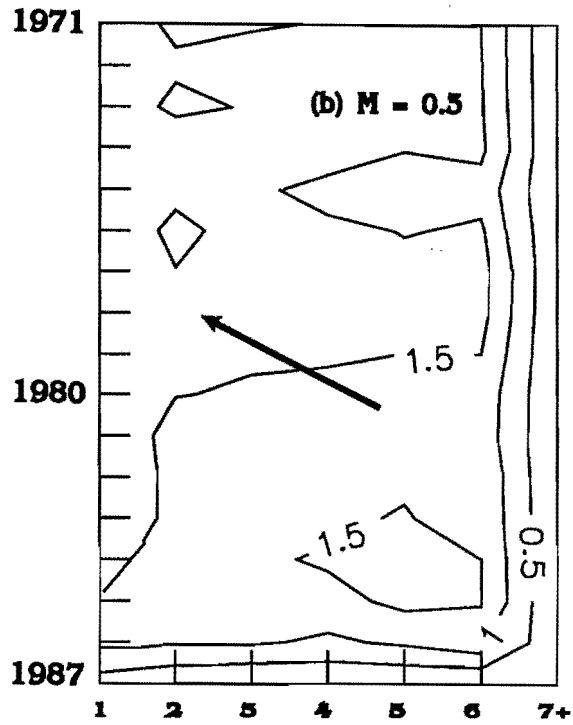
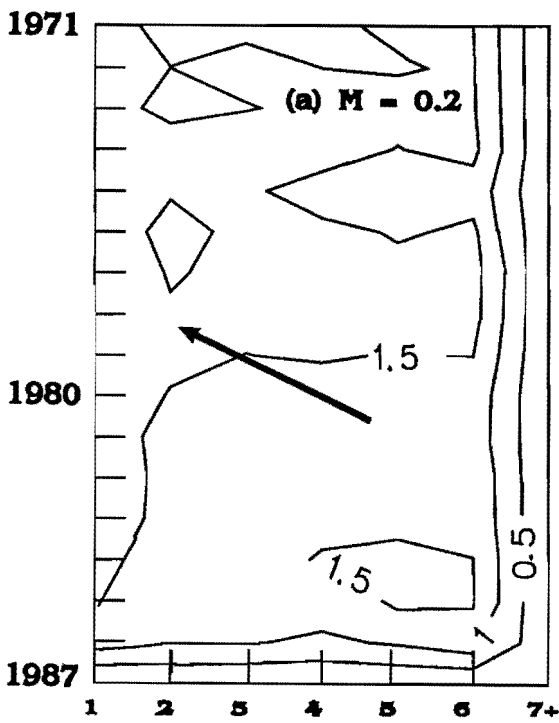
Les sensibilités à chaque paramètre seront étudiées successivement, toujours dans le cas de la morue de la mer Celtique et pour deux valeurs de la mortalité naturelle (constante selon l'âge) 0.2 et 0.3. On trouvera en annexe les tableaux complets des coefficients de sensibilité. Dans ce chapitre, les *figures 2.1 et 2.3* permettent de les visualiser.

Mortalité naturelle et captures. Les sensibilités globales sont reportées sous forme d'isoplètes sur les *figures 2.1 et 2.2* pour chaque paramètre respectivement. Les mortalités terminales, fixées *a priori* sont évidemment insensibles à tout autre paramètre qu'elles-mêmes. Par ailleurs, de nombreuses sensibilités des effectifs par rapport aux captures valent 1; c'est une particularité des équations (Rivard 1982). Bien que l'aspect d'ensemble des courbes soit assez cahotique, les sensibilités augmentent en général au cours de la récurrence² (dont le sens est indiqué sur chaque figure par une flèche): il y a donc accumulation des erreurs au fur et à mesure de la résolution d'une cohorte. Pour la mortalité naturelle, la sensibilité varie selon les valeurs relatives de F_{ay} et M_a : plus la mortalité par pêche est élevée, moins elle est sensible. Et logiquement, lorsque M_a augmente, toutes choses égales par ailleurs, les sensibilités augmentent. En effet, dans la formulation du modèle, ces deux quantités ne sont pas identifiables séparément et les estimateurs correspondants sont donc corrélés négativement.

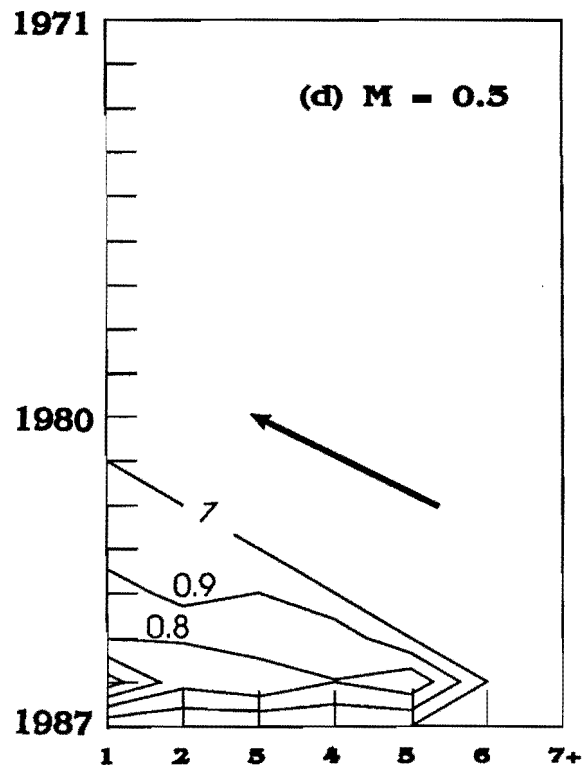
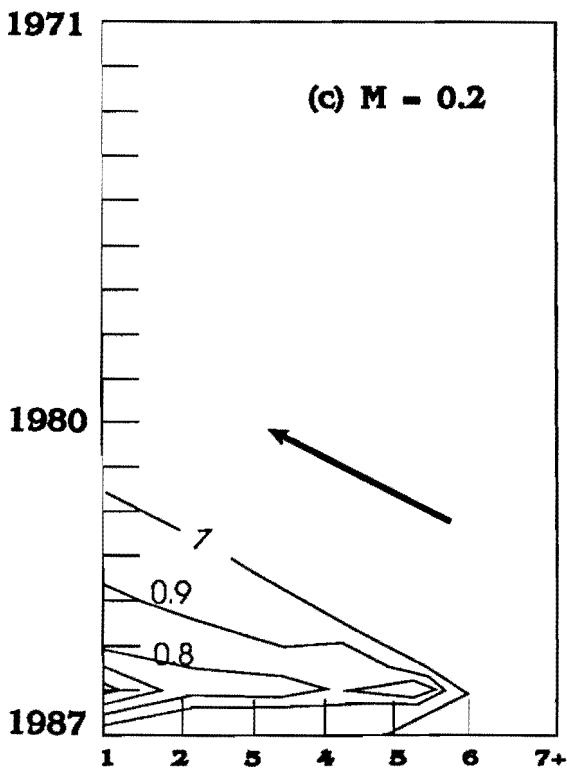
² sauf pour la sensibilité des effectifs aux captures.



Figures 2.1a-d. Isoplètes des coefficients de sensibilité globale par rapport à la mortalité naturelle: (a) et (b) pour F_{ay} , (c) et (d) pour N_{ay} . Deux valeurs de M (0.2 et 0.3) sont employées. La flèche indique le sens de la récurrence et donc la direction d'une cohorte (voir figs 1.3 et 1.4).



$$S_{global}(F_{ay}/C_{ij})$$



$$S_{global}(N_{ay}/C_{ij})$$

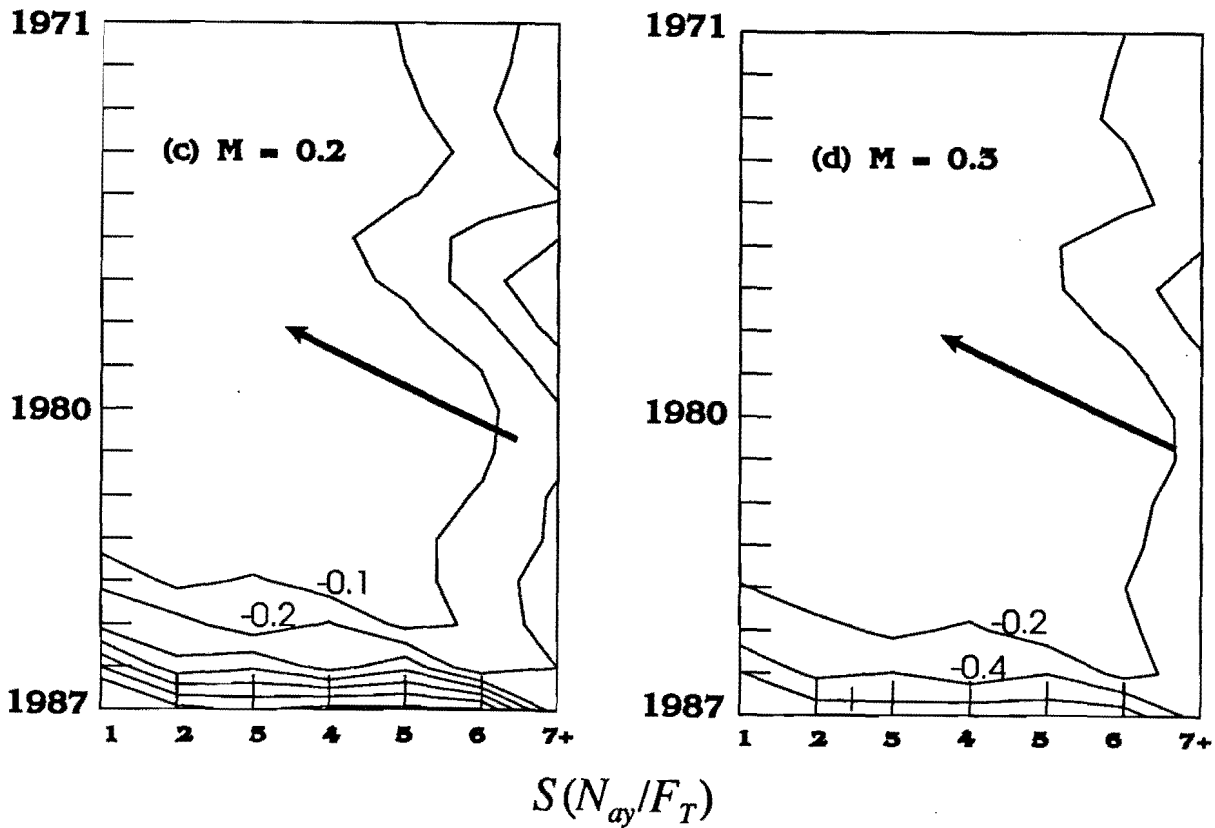
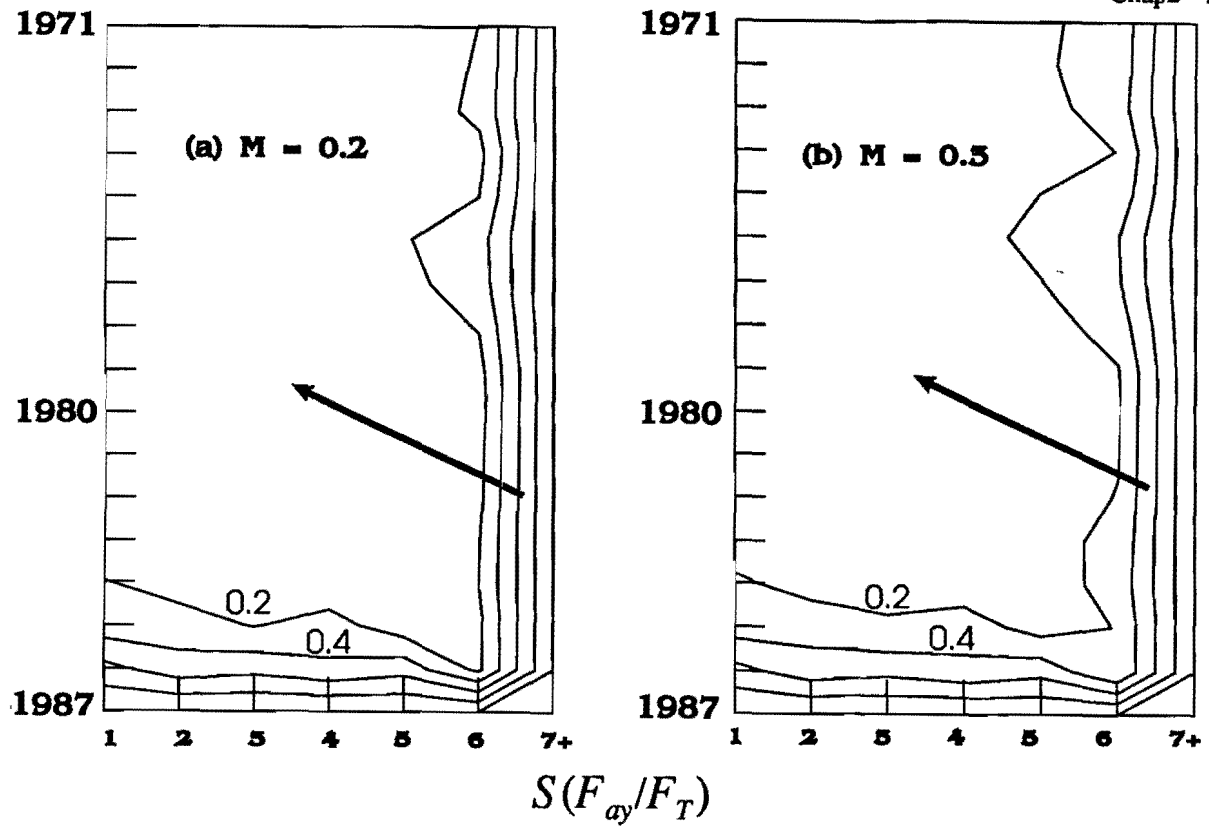
Figures 2.2a-d. Isoplètes des coefficients de sensibilité globale par rapport aux captures: (a) et (b) pour F_{ay} , (c) et (d) pour N_{ay} , dans les mêmes conditions que les figures 2.1. On remarque les résultats particuliers des figures (c) et (d).

Mortalité terminale. Rappelons que chaque estimateur issu de la VPA ne dépend que d'une seule mortalité terminale dans la mesure où les cohortes sont traitées indépendamment. Il lui correspond donc un seul coefficient de sensibilité. Les figures 2.3 représentent les isoplètes des sensibilités.

Les mortalités terminales montrent évidemment une sensibilité égale à 1 par rapport à elles-mêmes. Mortalités et effectifs présentent des sensibilités dans l'ensemble analogues en valeur absolue, mais de signes opposés. Ces deux quantités varient toujours en sens inverses, puisque lorsque la mortalité par pêche augmente, les effectifs diminuent. Par ailleurs, lorsque la mortalité naturelle augmente, les estimations deviennent un peu plus sensibles.

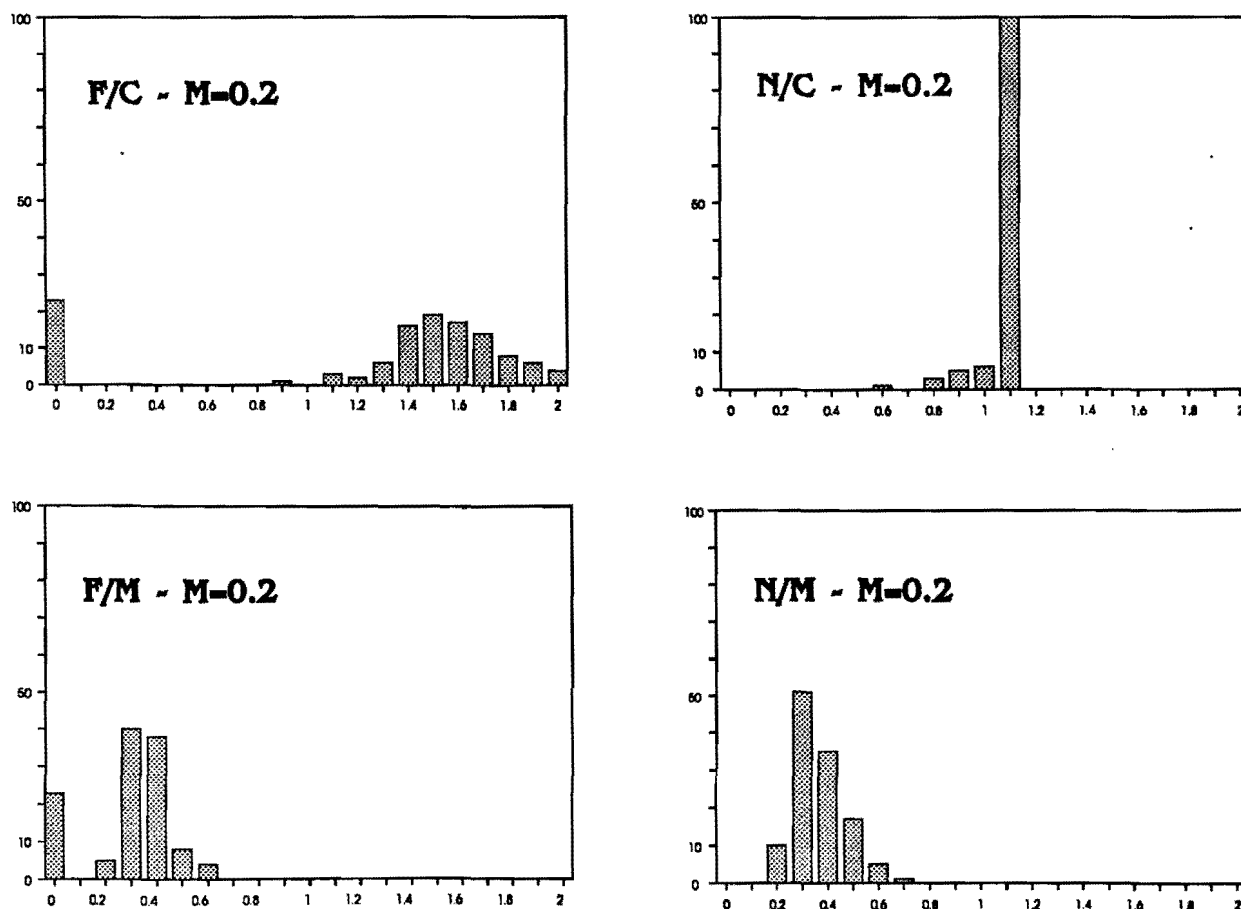
Pour chaque cohorte, on peut noter la diminution rapide de la sensibilité au fur et à mesure de la résolution. La sensibilité devient très faible après deux ou trois récurrences. Cette "convergence" apparaît uniquement lorsque le calcul s'effectue des groupes âgés vers les plus jeunes; elle a été démontrée par Jones (1961) et Pope (1972). Une telle propriété est évidemment intéressante puisque les effets d'une mauvaise estimation des mortalités terminales s'atténuent. Il reste que la convergence n'existe pas pour le dernier groupe d'âge de chaque année³, ni pour les deux dernières années dont l'estimation des F_{ay} et N_{ay} est néanmoins primordiale pour les prévisions à court terme (chap. 1, § 2.2). C'est notamment pour pallier ces inconvénients que des procédures complémentaires, comme la calibration par rapport à des données auxiliaires, sont utilisées (chap. 1, § 1.5).

³ ce qui n'est pas grave pour la gestion des stocks dans la mesure où ce groupe n'a souvent que peu d'importance dans les débarquements.



Figures 2.3a-d. Isoplètes des coefficients individuels de sensibilité par rapport à la mortalité terminale: (a) et (b) pour F_{ay} , (c) et (d) pour N_{ay} , dans les mêmes conditions que les figures 2.1 et 2.2.

Une fois le comportement du modèle en fonction des paramètres explicité, il est souhaitable de pouvoir ordonner ces derniers selon leur influence sur les résultats. Pour ce faire, des histogrammes des valeurs prises par les sensibilités globales ont été construits (figs 2.4). La mortalité terminale est laissée de côté puisque les coefficients individuels ne sont pas comparables aux sensibilités globales. Il apparaît que pour un même estimateur VPA (F_{oy} ou N_{oy}), les captures sont un paramètre plus "sensible", plus influent que la mortalité naturelle. D'autre part, la mortalité par pêche est plus sensible que les effectifs pour ces deux paramètres, alors que c'est l'inverse vis-à-vis de la mortalité terminale (figs 2.3).

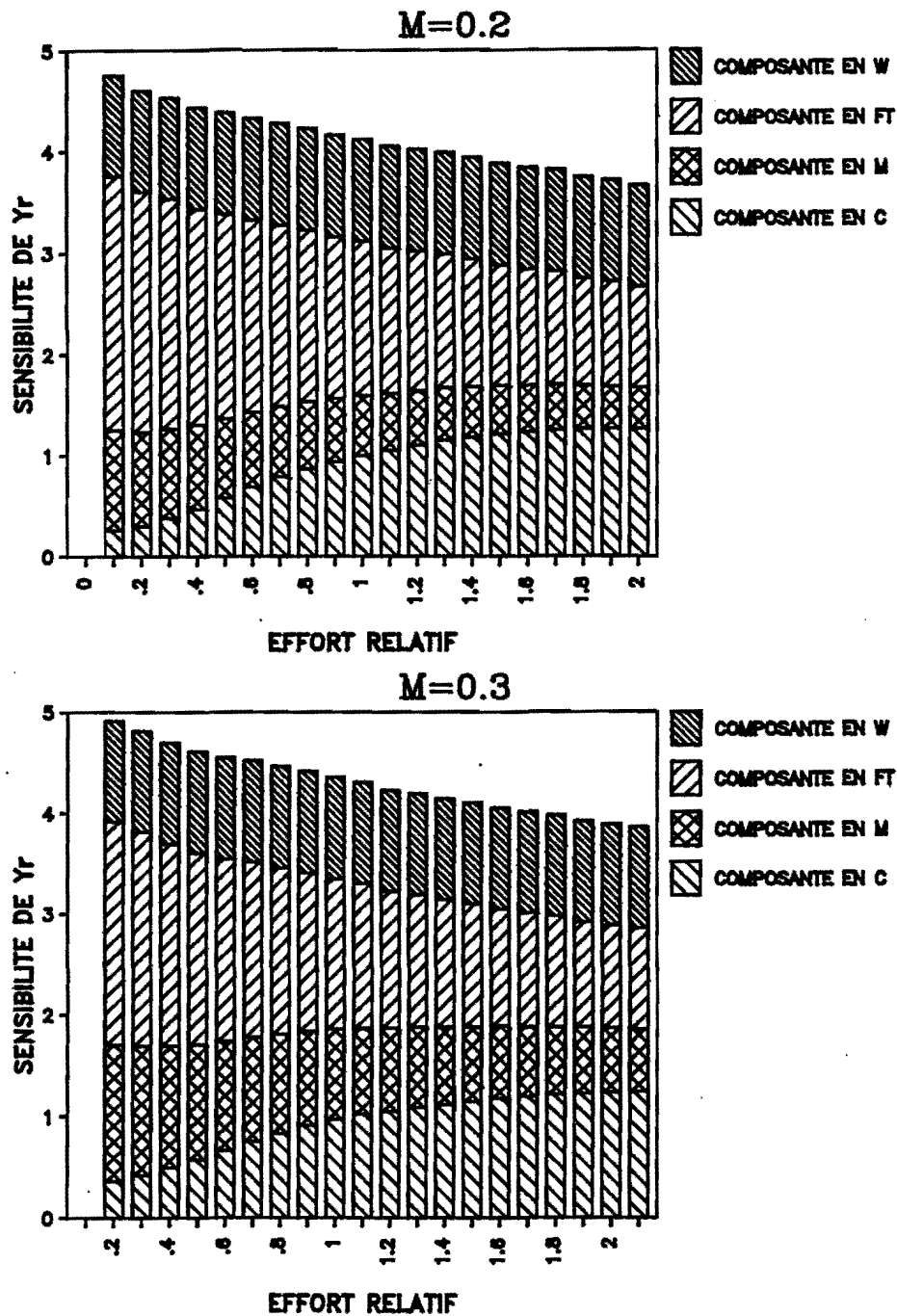


Figures 2.4a-d. Histogrammes des sensibilités globales des estimateurs VPA pour deux valeurs de la mortalité naturelle (0.2 et 0.3): (a) et (b) pour la mortalité par pêche, (c) et (d) pour les effectifs dans le stock. C représente les captures, M la mortalité naturelle.

2.3. Sensibilité du rendement par recrue Y_r

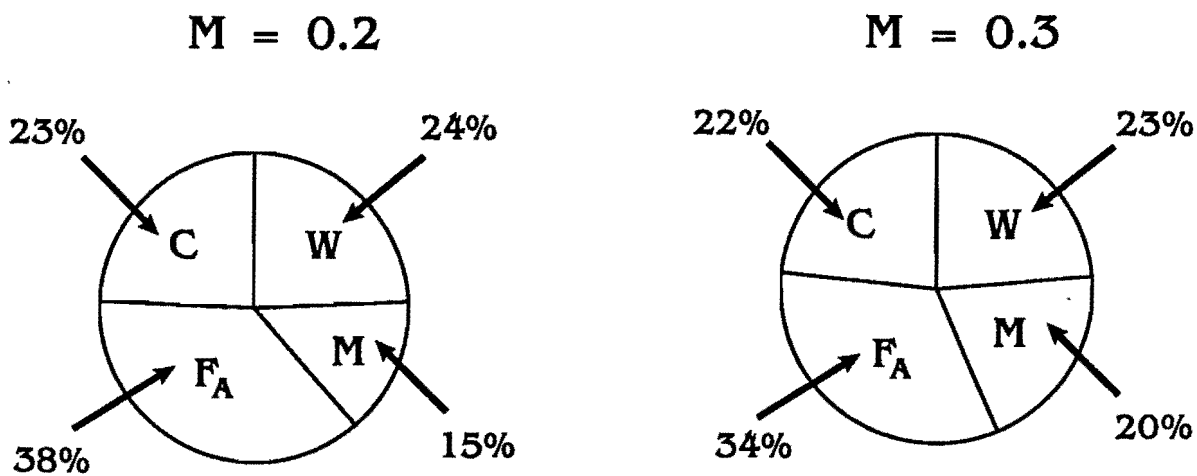
Cette fois, des coefficients globaux sont calculables vis-à-vis de chaque paramètre. En ce qui concerne les poids moyens par âge, ces coefficients valent 1 par construction (proportionnalité entre rendement par recrue et poids, *équation [1.18]*). Pour les autres paramètres, la sensibilité dépend du nombre d'années sur lesquelles est calculée la mortalité par pêche de référence (ici entre 1981 et 1987, voir chap. 1, § 2.1), le sens de cette influence n'est pas prévisible.

Les sensibilités sont représentées sur les *figures 2.5a-b*. Si la sensibilité totale varie peu, les composantes relatives à chaque paramètre dépendent de l'intensité globale de la pêche décrite par le multiplicateur d'effort, et de la mortalité naturelle. Ainsi, mortalités terminale et naturelle deviennent moins influentes à mesure que l'exploitation augmente, et ce, au contraire des captures. Pour la première, Pope (1977) a en effet montré que la convergence est d'autant plus rapide que la mortalité terminale est élevée. Quant à la mortalité naturelle et aux captures, elles sont en quelque sorte antagonistes, puisqu'à un faible taux d'exploitation, la dynamique du stock est hautement dépendante de M_a , *a contrario* des captures. Par ailleurs, les captures n'influencent le rendement par recrue que *via* l'estimation VPA des F_{ay} , alors que la mortalité naturelle apparaît de nouveau explicitement dans l'expression du rendement par recrue. Soulignons que le maximum de sensibilité est dans tous les cas trouvé pour l'effort correspondant à F_{max} (chap. 1, § 2.1). On pourrait penser que c'est une conséquence du maximum assez pointu de la courbe de rendement par recrue de la morue, il n'en est rien puisque les résultats sont identiques dans le cas de la sole de la mer Celtique qui présente une courbe plus aplatie (*fig. 1.9b*). Le gain relatif montre une très grande sensibilité dans l'ensemble (résultats non représentés).



Figures 2.5a-b. Sensibilité du rendement par recrue aux captures (C), à la mortalité naturelle (M), aux poids (W) et à la mortalité terminale (F_T), en fonction de l'effort relatif μ et pour deux valeurs de la mortalité naturelle indépendante de l'âge: 0.2 (a) et 0.3 (b).

L'ordre d'influence des paramètres change donc avec l'intensité de l'exploitation. Dans la mesure où la gestion des stocks dans la zone CIEM ne peut donner lieu à de brusques variations de cette intensité de pêche, le multiplicateur d'effort ciblé se situe autour de 1. C'est pourquoi la sensibilité du rendement par recrue pour des efforts proches de la situation actuelle mérite un intérêt particulier (figs 2.6). Le caractère primordial de la **mortalité terminale** est évident, tandis que les trois autres paramètres engendrent des sensibilités équivalentes. Là encore, l'augmentation de **M** résulte en une sensibilité accrue à ce même paramètre.



Figures 2.6a-b. Composantes de la sensibilité du rendement pour μ dans l'intervalle [0.9, 1.1]. En effet, seules des modifications **progressives** de l'effort de pêche sont envisageables en pratique. Deux valeurs de **M** sont utilisées: 0.2 (a) et 0.3 (b).

3. Etude de sensibilité par simulations: Application à la VPA calibrée et aux projections à court terme.

Indépendamment de toute hypothèse de travail, la principale limitation de l'analyse de sensibilité au premier ordre reste sa difficulté d'application lorsque le modèle est trop complexe et notamment en cas de processus itératif. Or, les évaluations de stocks se fondent en pratique sur des VPA calibrées lorsque les données sont disponibles. La phase de calibration inclut un ajustement par itérations. Pour estimer la sensibilité d'une telle VPA et des prévisions afférentes, il est indispensable de recourir à une autre technique et la simulation est de loin la plus facile à mettre en oeuvre.

3.1. Technique utilisée et cas d'application.

Par définition du modèle, les paramètres d'entrée sont déterministes. Cependant, tout estimateur en est aléatoire et chaque estimation peut être vue comme une perturbation de la vraie valeur inconnue du paramètre. Pour représenter cette perturbation aléatoire, on suppose que chaque estimateur suit une distribution Normale⁴ de moyenne l'estimation du paramètre, et dont la variance correspond à un coefficient de variation fixé (*fig. 2.7*). Puisque les séries de paramètres sont estimées indépendamment, on simule une distribution pour une seule série à la fois. Avec un même coefficient de variation pour tous les paramètres, il est donc possible de comparer les variabilités induites sur les sorties des modèles selon les séries de paramètres perturbées. Deux essais ont été réalisés, l'un avec une petite perturbation de 10% des paramètres, l'autre avec 30%. Les coefficients de variation des grandeurs d'intérêt sont estimés à partir de 200 simulations. Cette valeur offre un compromis entre le temps d'utilisation de l'ordinateur et la qualité de l'estimation des variances.

⁴ Le choix d'une loi Normale est assez classique, mais une loi uniforme, par exemple, eut été tout autant acceptable. Les résultats dépendent évidemment dans une certaine mesure de la distribution choisie.

A la différence du § 2, le modèle reproduit cette fois toutes les étapes d'une procédure d'évaluation proche autant que possible de celle des groupes de travail du CIEM (*tableau 1.1*). Les données de base sont artificielles, mais calquées sur le stock de morue de mer du Nord (voir *annexe données*) pour lequel les séries de données requises pour la calibration de la VPA sont les plus longues.

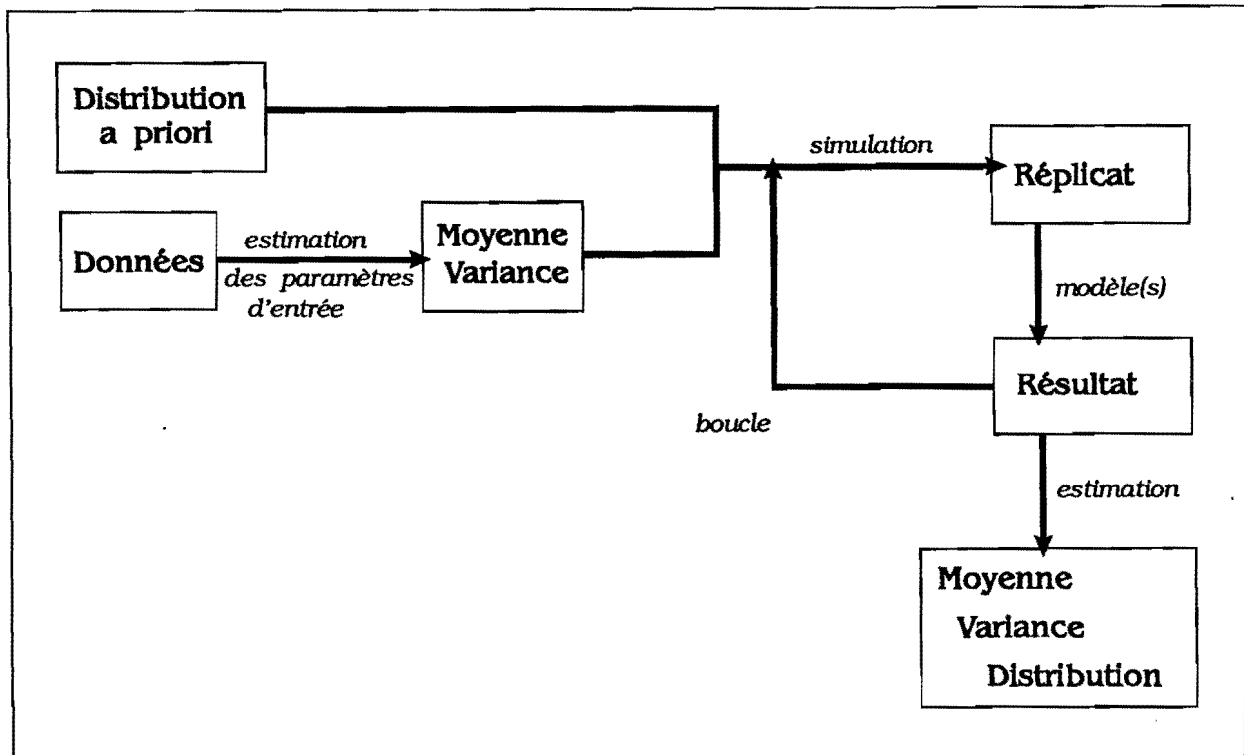


Figure 2.7. Principe de l'étude de sensibilité par simulation d'une distribution perturbant les valeurs des paramètres. La variabilité des résultats induite par ces perturbations est mesurée par leur coefficient de variation.

3.2. Résultats.

Les coefficients de variation (CV) des estimations des variables d'intérêt (*tableau 1.1*) sont rassemblés dans le *tableau 2.1*. Seuls figurent les résultats pour un CV de 30% sur le paramètre d'entrée. En effet, dans le cas d'un CV de 10%, les résultats sont comparables, soit une variabilité résultante environ trois fois moindre.

Paramètre d'entrée	M	C	Tuning	W	R	Tous à la fois
Estimateur						
Mortalité par pêche en général	4	25	2	-	-	28
Mortalité par pêche dernière année	5	30	2	-	-	35
Effectifs en général	4	17	14	-	-	20
Effectifs dernière année	5	11	10	-	-	15
Rendement par recrue	22	3	1	13	-	25
F_{max}	11	4	2	10	-	16
$F_{0.1}$	10	3	1	7	-	13
TAC ($F_{statu\ quo}$)	3	8	8	15	4	18
TAC (F_{max})	9	9	9	21	3	27
TAC ($F_{0.1}$)	9	9	9	20	3	25

Tableau 2.1. Coefficients de variation obtenus par simulation d'une distribution Normale (correspondant à un CV de 30%) pour chaque série de paramètres successivement (sauf dans la dernière colonne): M signifie mortalité naturelle, C captures, Tuning englobe captures par flottille et efforts de chaque flottille, W représente les poids moyens et R le recrutement de l'année à venir, qui sert à calculer le TAC correspondant. Pour les estimateurs VPA, le CV indiqué est une valeur moyenne. Le CV du rendement par recrue s'entend pour un multiplicateur proche de 1 (intensité de pêche courante). La dernière colonne se rapporte à des distributions Normales indépendantes, mais simultanées pour toutes les séries de paramètres (CV de 30% également).

La sensibilité à la mortalité terminale de la VPA classique devient en quelque sorte celle aux paramètres du tuning dans la VPA calibrée. En fait, les autres paramètres de la VPA, *i.e.* M et surtout les captures, interviennent également en raison du caractère itératif du tuning. Par rapport à une VPA classique, l'écart de sensibilité diminue entre années récentes et années plus

anciennes, principalement parce que les mortalités de la dernière année sont *de facto* moins sensibles. Le classement des paramètres de la VPA reste le même qu'à l'issue de l'analyse au premier ordre, à savoir, par ordre de sensibilité décroissante:

- captures, paramètres du tuning, puis mortalité naturelle pour la dernière année,
- captures, mortalité naturelle puis paramètres du tuning pour les autres.

Il n'en va pas de même pour le rendement par recrue, essentiellement sensible à M et aux poids, alors que la mortalité terminale apparaissait cruciale dans la précédente analyse. Les estimateurs de F_{max} et $F_{0.1}$ semblent relativement peu sensibles l'un comme l'autre, et dépendent aussi surtout de M et de W.

Quant aux TAC, ils sont moins sensibles que le rendement par recrue, surtout vis-à-vis de la mortalité naturelle, et leur sensibilité se répartit entre tous les paramètres. On remarque que les TAC calculés pour F_{max} et $F_{0.1}$ sont nettement plus sensibles que le TAC correspondant au $F_{statu quo}$, en partie du fait que F_{max} et $F_{0.1}$ sont eux-mêmes estimés. Par contre, aucune différence de sensibilité n'apparaît dans cet exemple entre les TAC relatifs à F_{max} et $F_{0.1}$. Cette relative stabilité du TAC ($F_{statu quo}$) est en accord avec l'étude de Pope & Gray (1983).

Il est assez surprenant de constater la faible variabilité engendrée par le recrutement, alors que le stock étudié est assez surexploité, et que, par conséquent, les débarquements sont essentiellement constitués d'individus jeunes. Un examen plus précis révèle que la mortalité relative au premier groupe d'âge est toutefois faible; elle devient plus importante à partir du deuxième groupe d'âge. Les poids sont de loin le paramètre sensible pour le TAC dans cet exemple.

Enfin, si l'on fait varier simultanément et indépendamment tous les paramètres (avec des CV identiques), on obtient les résultats consignés dans la dernière colonne du *tableau 2.1*. Les prévisions apparaissent moins sensibles que les estimateurs VPA des années récentes. A noter que ces CV indiquent que les effets des paramètres ne sont pas additifs; certaines variations se compensent, signe qu'il existe des interactions entre les paramètres.

Conclusion du chapitre

CRITIQUE DES METHODES UTILISEES.

Les études de sensibilité réalisées atteignent partiellement ou complètement plusieurs objectifs:

- tester le comportement local du modèle et analyser les influences qualitative et quantitative de chaque paramètre sur la réponse de ce modèle;
- comparer les modèles du point de vue de la sensibilité, dans la mesure où les mêmes paramètres sont en jeu;
- classer les paramètres en fonction de leur influence sur le modèle.

Limitations de chaque méthode. Les performances d'une méthode d'analyse sont limitées par les hypothèses qu'elle requiert. Ainsi, l'étude au premier ordre (§ 2) est un bon outil pour disséquer le comportement des modèles parce que c'est une technique **analytique**, mais les conclusions ne sont valables que pour une petite perturbation isolée d'un paramètre à la fois⁵. Par suite, **nonlinéarités et interactions** entre paramètres sont ignorées. De plus, l'application à des modèles complexes est délicate, quoique peut-être réalisable par le biais de sensibilités calculées numériquement. A l'inverse, les simulations réalisées (§ 3) ne permettent pas d'analyser réellement le comportement des modèles, si ce n'est en termes d'amplification ou d'amortissement des variations: une simulation considère le modèle comme une **boîte noire**. Par contre, leur principal avantage est la prise en compte de la **complexité** des modèles, notamment des nonlinéarités et des interactions. Des perturbations **importantes** des paramètres d'entrée peuvent alors être envisagées.

Les conclusions des simulations ne bouleversent pas le classement des paramètres consécutif à l'analyse de sensibilité linéaire. A plusieurs reprises, les résultats montrent le caractère fortement

⁵ Une analyse au second ordre est possible (Emlen & Pikitch 1989). Toutefois l'analyse de sensibilité multiplicative (et au premier ordre) a été envisagée par Majkowski *et al.* (1981) pour pouvoir considérer des perturbations importantes dont les conséquences peuvent être mal évaluées par l'analyse au premier ordre ici réalisée ("additive").

nonlinéaire des modèles étudiés. Pour ce qui est des interactions, elles n'ont pas été vraiment analysées. Il eut fallu pour cela essayer des simulations pour chacune des combinaisons possibles des CV sur les paramètres, puis examiner les résultats, grâce à une analyse de variance par exemple. Les résultats potentiels ne semblent pas à la hauteur de la complexité de l'étude. Certes, ceci permettrait une investigation poussée des modèles, mais le **classement** des paramètres est facilité par une analyse de sensibilité **séparée** pour chacun d'eux.

Mesure de la sensibilité. L'information contenue dans les résultats est conditionnée par la mesure de sensibilité utilisée. L'analyse au premier ordre engendre une pléthore de coefficients individuels difficiles à synthétiser. Les sensibilités globales ne semblent pas optimales *a posteriori* car d'une part elles amalgament plusieurs phénomènes, et d'autre part elles ne sont pas idéales pour comparer VPA et rendement par recrue. L'analyse en composantes principales des sensibilités individuelles (Gentil 1984) ne semble pas facilement applicable à ces modèles car la récurrence crée des dépendances à l'intérieur d'une cohorte qui ne disparaîtront probablement pas par de simples combinaisons linéaires. De plus, la définition de variables **composites** ne conduit pas nécessairement à classer séparément les paramètres.

Les coefficients de variation sont également individuels et posent des problèmes analogues. Le **signe** de l'impact des variations des paramètres est "noyé" dans le CV. Ainsi, une valeur moyenne a été considérée pour les résultats des simulations.

Autres méthodes. Les méthodes mises en oeuvre sont les plus courantes, mais d'autres sont possibles. On pourrait par exemple contruire une **régression multiple** entre d'un côté un produit de l'évaluation (*tableau 2.1*) comme variable à expliquer, et de l'autre les paramètres d'entrée comme régresseurs (Gardner *et al.* 1980, 1981). Des simulations supplémentaires généreraient les ensembles de données requis pour estimer les coefficients des régressions. Cette approche tient compte des interactions entre paramètres dans une mesure limitée (coefficients de corrélation partiels), mais toujours dans un contexte linéaire. On peut aussi envisager une étude de

sensibilité basée sur des **surfaces de réponse** (Lim *et al.* 1989). Elle procède aussi par ajustement, mais polynomial cette fois, d'où une analyse des nonlinéarités à l'ordre du polynôme. Le rendement par recrue et les TAC seraient alors représentés par un polynôme en fonction des paramètres d'entrée. En fait, ce genre d'analyse nécessite une sélection préalable des paramètres influents, sélection souvent réalisée grâce à une analyse de sensibilité linéaire (Downing *et al.* 1985).

Dans un autre ordre d'idées, pour approfondir la connaissance de la dynamique décrite par le modèle, il est possible de faire appel à des techniques qui ressortissent à l'**analyse des systèmes**. Spear et Hornberger (1980), Fedra *et al.* (1981) classent des combinaisons de paramètres selon qu'elles engendrent un résultat de modèle acceptable ou non. L'idée sous-jacente est l'existence de plusieurs ensembles de paramètres conduisant à une même réponse du modèle; seule l'introduction d'arbitraire, par le biais d'une fonction objectif (paradoxalement) incite à choisir une solution subjective parmi plusieurs solutions tout autant possibles. Une application aux estimateurs VPA des effectifs d'un stock se trouve dans Sampson (1988).

Ces dernières techniques sont certainement attrayantes. Cependant, compte tenu de la **facilité** de mise en oeuvre et du principal objectif visé (**identifier et classer** les paramètres sensibles), l'analyse de sensibilité par **simulations** reste la technique la plus intéressante car elle n'implique ni approximation ni hypothèse restrictive vis-à-vis du modèle.

SENSIBILITE DES MODELES CONSIDERES.

Analyse du comportement des modèles. Les analyses de sensibilité réalisées permettent d'abord de mieux appréhender le fonctionnement des modèles utilisés en halieutique, en relation avec le système décrit. Le déclin d'une cohorte est en effet inéluctable (chap. 1, § 1.2). En ce sens, le signe de l'influence des paramètres sur les résultats est aisément prévisible. La structuration en âges qui induit le caractère récurrent du modèle implique des changements de signe des sensibilités. Ainsi, tout ce qui diminue les effectifs d'un âge donné, ne diminuera pas ceux d'un autre âge et les interactions entre paramètres **décrites par le modèle** se résument comme

sur la *figure 2.8*. Cependant, les relations entre les réponses des modèles et les paramètres sont à la fois gouvernées par des propriétés dynamiques, intrinsèques au modèle, et des propriétés numériques, liées à la résolution des équations. La convergence appartient à la seconde catégorie, du fait que le rétrocalcul n'a aucun sens du point de vue de la dynamique du système. Comme l'analyse de sensibilité passe par des moyens numériques, elle présente des limites en tant qu'outil de compréhension du modèle et *a fortiori* du système.

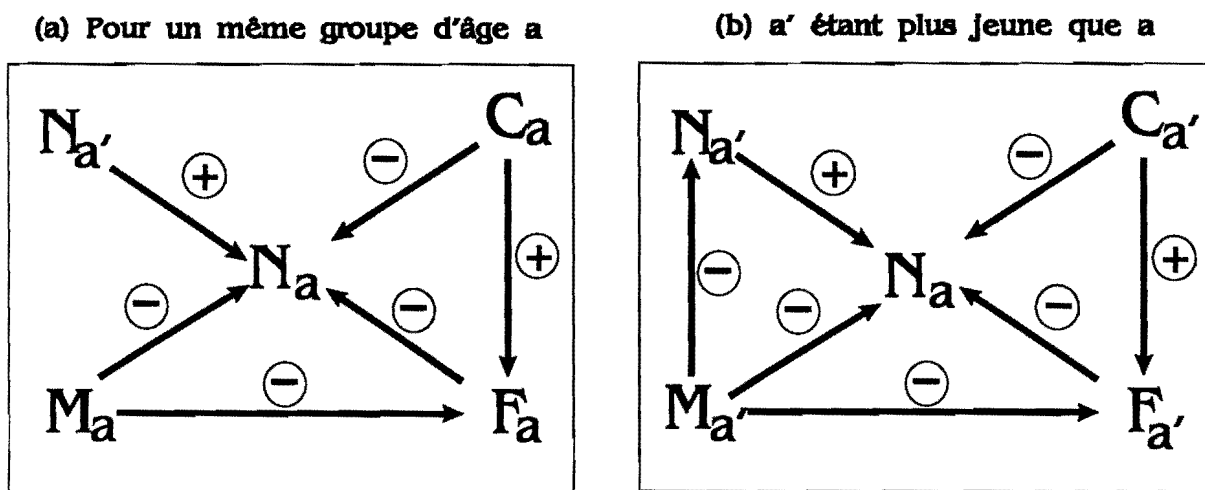


Figure 2.8. Relations entre paramètres d'une même cohorte telles que décrites par le modèle de VPA: (a) C_a , M_a , N_a et F_a concernent un même groupe d'âge a ; (b) $C_{a'}$, $M_{a'}$ et $F_{a'}$ concernent un groupe d'âge a' plus jeune que a . Les flèches indiquent le sens du temps. Les corrélations trouvées entre les estimateurs ne coïncident pas nécessairement avec les relations décrites par le modèle, car la résolution s'effectuant des groupes d'âge les plus vieux vers les plus jeunes (rétro-calcul), les estimateurs VPA pour un âge donné ne dépendent pas du "passé" de la cohorte.

Comparaison des sensibilités des modèles. Le deuxième point a trait à la comparaison des résultats de la VPA et des prévisions qui en découlent, au plan de la sensibilité. Les *tableaux 2.2 et 2.3* illustrent ces différences. Il est toutefois hasardeux de vouloir mettre en correspondance du point de vue quantitatif les deux séries de résultats car les mesures de sensibilité (sensibilités globales pour 2.2, CV pour 2.3) n'ont pas la même signification.

Dans l'ensemble, les prévisions s'avèrent moins sensibles que les estimateurs VPA. Pourtant, elles dépendent de paramètres supplémentaires influents comme les poids (Rivard 1983).

L'influence du recrutement doit être reliée à l'importance du premier groupe d'âge dans les débarquements. En l'occurrence, elle est ici faible, en partie du fait de la mortalité naturelle élevée pour l'âge 1 (0.8). En revanche, une prévision à deux ans se révèle bien plus sensible à ce paramètre.

L'importance de la mortalité naturelle est probablement exagérée dans le deuxième exemple (*tableau 2.3*), en relation avec des coefficients élevés sur les deux premiers groupes d'âge (0.8 et 0.35 contre 0.2 pour le premier cas). Mais, une part de la sensibilité à M semble avoir été négligée dans l'analyse au premier ordre, témoin le changement d'allure de la courbe de rendement d'une valeur de M à l'autre (Pelletier 1990a) (voir également chap.4, *fig. 4.2*). Par ailleurs, la calibration semble apporter un **gain de stabilité** aux résultats en substituant à la mortalité terminale des paramètres de tuning moins "sensibles". Du reste, la prépondérance de F_T pour le rendement par recrue dans le premier exemple est assez surprenante; ceci peut être dû à la définition formelle des sensibilités globales.

Pour tous ces modèles, il est prouvé que les sensibilités dépendent des caractéristiques du stock et de la pêcherie, reflétées par les valeurs moyennes des paramètres d'entrée, *ex.* l'intensité de l'exploitation (relative à la pêcherie) ou la mortalité naturelle (relative au stock). Ainsi, la sensibilité accrue en cas d'exploitation faible et lorsque M augmente doit être reliée à l'hypothèse 6 (chap. 1, § 1.3) de la VPA, selon laquelle la pêche doit être la principale cause de mortalité du stock. En ce sens, les TAC ($F_{0.1}$) et TAC (F_{max}) sont logiquement plus sensibles que le TAC ($F_{statu quo}$)⁶. Cette dépendance témoigne du caractère nonlinéaire des modèles (*ex.* la sensibilité à M dépend de M) et des interactions entre paramètres (*ex.* la sensibilité aux captures dépend de M).

⁶ Intervient également le fait que le calcul des TAC($F_{0.1}$) et TAC(F_{max}) passe par l'estimation de $F_{0.1}$ et F_{max} , alors que celui du TAC($F_{statu quo}$) ne nécessite pas d'estimation supplémentaire.

ANALYSE DE SENSIBILITE AU PREMIER ORDRE					
Paramètre d'entrée	Mortalité naturelle	Captures	Mortalité terminale	Convergence	Poids moyens
VPA (années anciennes)	+++	+++++	+	Oui	-
VPA (années les plus récentes)	++	++++	+++	Non	-
Rendement par recrue	+	+	++	Non	+

Tableau 2.2. Comparaison qualitative des sensibilités de la VPA classique et du rendement par recrue. Les croix représentent approximativement l'ordre de grandeur de la sensibilité trouvée dans l'analyse au premier ordre. La "convergence" se traduit par une moindre sensibilité à l'estimation de la mortalité terminale.

ANALYSE DE SENSIBILITE PAR SIMULATIONS					
Paramètre d'entrée	Mortalité naturelle	Captures	Tuning	Poids moyens	Recrutement
Produit					
VPA (1 ^{ères} années)	+	++++	+	-	-
VPA (dernière année)	+	+++++	+++	-	-
Rendement par recrue	+++++	+	0	+++	-
F_{max} et $F_{0.1}$	+++	+	+	+++	-
TAC($F_{statu quo}$)	+	++	++	+++	+
TAC(F_{max}) et TAC($F_{0.1}$)	++	++	++	++++	+

Tableau 2.3. Comparaison des sensibilités de la VPA et des différents produits d'une évaluation de stock. Les croix représentent approximativement l'ordre de grandeur de la sensibilité trouvée à la suite des simulations, mais ne sont bien sûr pas comparables quantitativement à celles du tableau 2.2.

Identification et classement des paramètres selon la sensibilité. Dans un troisième temps, cette analyse permet de classer les paramètres selon leur impact sur la réponse des modèles. Selon le modèle, les conclusions sont différentes. Dans l'optique de la gestion des stocks, les objectifs finaux sont le rendement par recrue et l'estimation du TAC pour l'année à venir. A la lumière des résultats, les paramètres du modèle de rendement par recrue se rangent par ordre de sensibilité décroissante:

RENDEMENT PAR RECRUE	
Analyse au premier ordre	Etude par simulation
mortalité terminale	mortalité naturelle
poids moyens	poids moyens
captures	captures
mortalité naturelle	paramètres du tuning

Pour le TAC, les simulations amènent à classer les paramètres par ordre de sensibilité décroissante:

TAC
poids moyens
captures et paramètres du tuning
mortalité naturelle et recrutement

Pour compléter le classement des paramètres, il faut souligner que le niveau élevé d'exploitation des stocks étudiés implique que la majeure partie des débarquements repose sur des classes jeunes; logiquement, les paramètres relatifs à ces groupes d'âge économiquement importants (car plus abondants) sont plus "sensibles" que les autres.

L'écart entre les résultats des § 2.3 et 3.2 pour le rendement par recrue s'explique principalement par les techniques différentes (analyse au premier ordre et simulations), mais est aussi le fait de légères divergences dans les caractéristiques des stocks (voir les considérations précédentes sur l'influence de la valeur de la mortalité naturelle et du profil d'exploitation).

Conséquences pratiques pour l'acquisition des données. Finalement, la définition de paramètres "sensibles" des modèles doit conduire à orienter l'"effort d'estimation". Etant donné qu'à l'estimation est nécessairement associé un coût (d'échantillonnage principalement), cette étude se place donc dans une perspective de **rationalisation** de la collecte des données. Les paramètres importants doivent *a priori* susciter une estimation plus juste et plus précise que les autres.

Par ailleurs, les conclusions montrent l'intérêt de sophistications du modèle comme la calibration des VPA qui en quelque sorte remplace un paramètre sensible et difficilement estimable, la mortalité terminale, par les efforts de pêche et les captures par flottille, paramètres moins sensibles et assez facilement estimables.

Reste que les sensibilités sont par nature sans dimension; un paramètre en apparence crucial peut engendrer une variabilité négligeable de la réponse des modèles s'il s'avère être estimé parfaitement. Les études de sensibilité doivent être complétées par la quantification des erreurs d'estimation des paramètres et l'analyse de leur propagation dans les modèles, objets des deux prochains chapitres.

Chapitre 3

Estimation des paramètres des modèles

Estimation des paramètres des modèles

1. Estimation directe par échantillonnage: les captures.	96
<u>1.1. Description et modélisation de l'échantillonnage.</u>	97
<u>1.2. Expression des estimateurs.</u>	101
<u>1.3. Application à la morue de la mer Celtique.</u>	103
2. Estimation des autres paramètres.	110
<u>2.1. Captures et efforts de pêche par flottille - Poids moyens.</u>	110
<u>2.2. Mortalité naturelle et recrutement.</u>	112
Conclusion du chapitre.	115
<i>Collecte des données en halieutique.</i>	115
<i>Estimation des paramètres à partir des données échantillonnées.</i>	116

A la lumière du précédent chapitre, il apparaît que l'expression "paramètres des modèles" recouvre en réalité deux types de variables:

- les paramètres d'entrée des modèles précédents, *i.e.* les captures, la mortalité naturelle, les poids, le recrutement et les paramètres du *tuning* (ou les mortalités terminales, le cas échéant).
- les "paramètres" estimés à partir des modèles, à savoir les mortalités par pêche, les effectifs et les différentes prévisions, qui constituent en fait les réponses des modèles.

Les paramètres d'entrée sont estimés indépendamment des modèles et cette étape du problème fait l'objet du chapitre. Différentes techniques sont utilisées pour chaque paramètre, mais l'échantillonnage des données nécessaires est la base de tous les processus d'estimation. C'est pourquoi l'estimation des captures, fondée uniquement sur l'échantillonnage, est d'abord présentée. Les résultats principaux sont tirés de Pelletier (1990b). L'estimation des autres paramètres, qui implique d'autres techniques, est abordée dans un deuxième temps.

1. Estimation directe par échantillonnage: les captures.

Les modèles décrits précédemment utilisent en fait deux types de données de captures:

- les captures toutes flottilles confondues, souvent réalisées par des bateaux de différentes nationalités. Elles résultent de l'addition, au moment de l'évaluation, des prises effectuées par les divers états exploitant le stock. Ce sont les principales données d'entrée de la VPA.
- les captures par flottille, commerciale ou scientifique, quand elles sont disponibles. Ces données sont utiles pour la phase de calibration de la VPA (chap. 1, § 1.5).

Rappelons que les captures s'expriment en nombre d'individus pêchés par groupe d'âge et par année (et éventuellement par flottille).

Pour chaque pays exploitant la ressource, les captures commerciales sont en général estimées à partir de collectes de données sous les criées. Les plans d'échantillonnage correspondants sont complexes et varient d'un pays à l'autre. L'estimation des captures doit absolument intégrer toute la complexité des protocoles d'échantillonnage. Ce souci a conduit à choisir un stock exploité majoritairement par des flottilles françaises, à savoir la morue de la mer Celtique (*annexe données*). Les débarquements de 1988 s'élèvent à 12000 t dont plus de 10000 capturées par des bateaux français. Ainsi, les données sont collectées par le laboratoire IFREMER "Pêches" de Lorient. De plus, l'essentiel des débarquements se fait sous la criée de Lorient, car le stock est surtout exploité par des chalutiers semi-industriels rattachés à ce port. Le protocole d'échantillonnage de toutes les captures de morue de la mer Celtique est donc parfaitement défini et constant.

La connaissance de ce protocole d'échantillonnage permet de formuler analytiquement les estimateurs des captures et la matrice de covariance associée (Cochran 1977). Le plan d'échantillonnage, les expressions des estimateurs, puis les résultats obtenus pour la morue de la mer Celtique sont exposés ci-après (pour plus de détails, se reporter à Pelletier (1990b)).

1.1. Description et modélisation de l'échantillonnage

Soulignons d'abord que si les débarquements sont rangés par espèce sous la criée, le système de déclarations de pêche par des journaux de pêche (les "log-books"), et surtout la connaissance des habitudes des bateaux permettent d'identifier la provenance des captures. Ce point est important puisque c'est la population et non l'espèce qui représente une entité au sens écologique; le stock, *i.e.* la fraction exploitée de la population constitue par suite l'entité de gestion.

Du point de vue de l'échantillonnage, les débarquements trimestriels d'un stock donné sous une criée donnée forment une population statistique. Les résultats des échantillonnages réalisés sous

la criée de Lorient sont reportés sur des feuilles de relevés (Pelletier 1990b). La *figure 3.1* montre la structuration en unités d'échantillonnage des débarquements lorientais de morue de la mer Celtique.

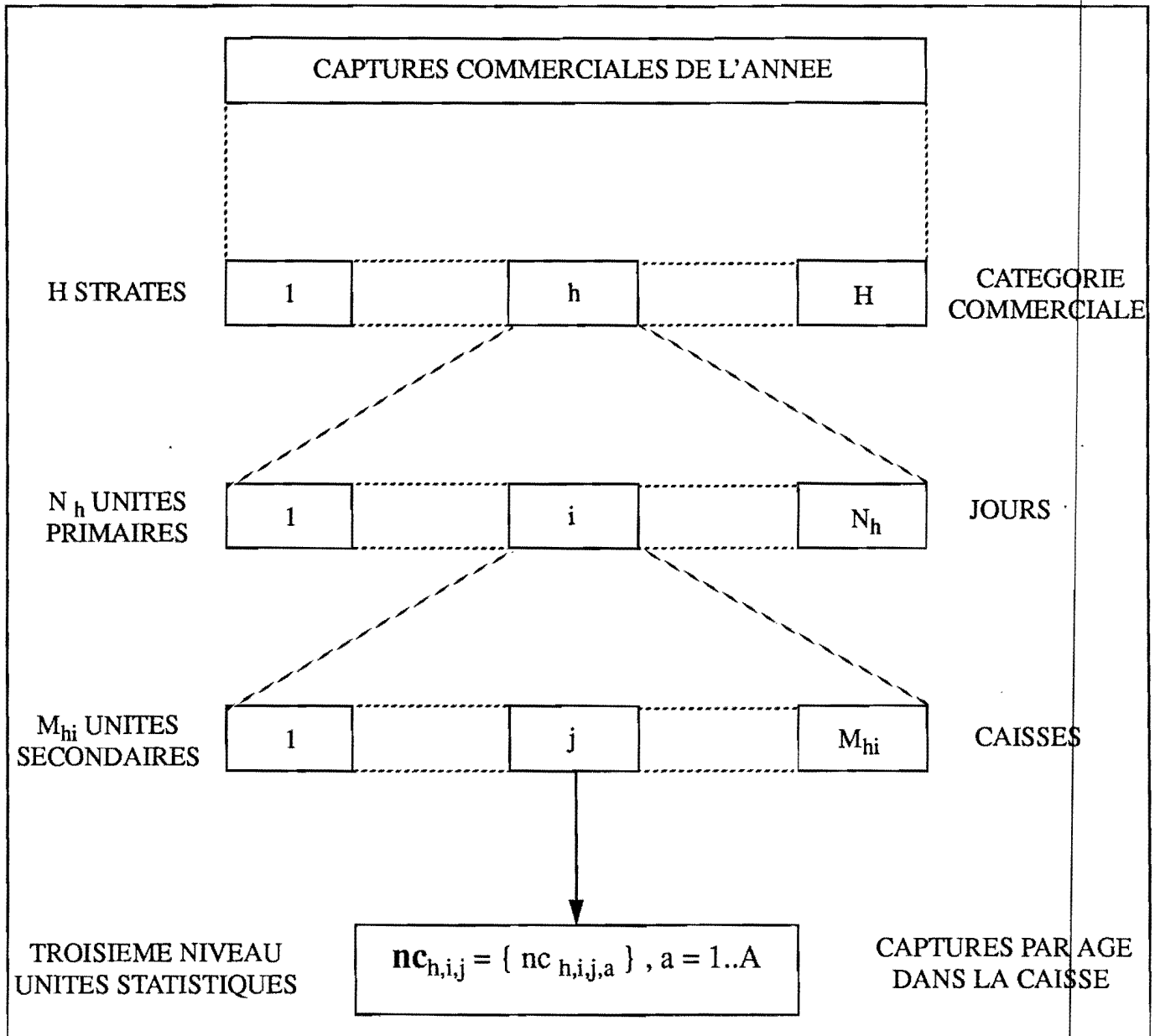


Figure 3.1. Protocole d'échantillonnage trimestriel des débarquements de morue sous la criée de Lorient. Les termes de gauche relèvent du vocabulaire statistique, tandis que la correspondance avec la pratique figure à droite. nc_{hij} est le vecteur des captures par âge de la caisse i du jour j de la catégorie h , c'est la quantité qu'on cherche à estimer.

La définition de catégories commerciales est en relation étroite avec le poids du poisson et donc avec son âge. Cette stratification est *a priori* bénéfique puisque l'on cherche à estimer des captures par âges. Les strates ont la même taille, fixe et égale au nombre de jours possibles de débarquement du trimestre considéré. En l'occurrence, les chalutiers semi-industriels débarquent le produit de leur pêche surtout le lundi et le mercredi, la taille de chaque strate correspond donc au nombre de lundis et de mercredis ouvrables du trimestre.

Pour chacune de ces strates, les jours forment des unités primaires composées de caisses (unités secondaires). Les débarquements varient beaucoup d'un jour à l'autre pour un stock donné, les unités primaires sont de tailles très inégales. Ces débarquements sont comptabilisés au niveau de la criée et les quantités par stock, jour, bateau et catégorie commerciale sont enregistrées sur une base de données. Comme les caisses pèsent environ 50 kg¹ sous la criée de Lorient, ces déclarations peuvent être traduites en nombre de caisses débarquées par stock, jour et catégorie commerciale; on obtient ainsi la taille de chaque unité primaire. Ensuite, à l'intérieur d'une même catégorie commerciale, on considère que 50 kg correspondent au même nombre moyen d'individus par caisse. Ainsi, les unités secondaires sont supposées être de tailles égales.

Finalement, pour chaque catégorie commerciale h , le plan d'échantillonnage du trimestre est un plan à trois niveaux:

- Tirage aléatoire sans remise de n_h jours parmi les N_h possibles.
- Pour chaque jour i précédemment tiré, tirage aléatoire sans remise de m_{ih} caisses parmi M_{ih} possibles.
- Pour chaque caisse j précédemment tirée, tirage aléatoire sans remise de poissons avec un taux d'échantillonnage f_h , dépendant de la catégorie commerciale h . Un otolithe est prélevé sur chaque individu. La lecture de la structure otolithique permet de déterminer l'âge du poisson. Certains otolithes

¹ variable d'une criée à l'autre.

s'avèrent alors illisibles: la proportion d'âges non déterminés peut être importante, surtout pour des individus assez vieux. Cette éventualité est prise en compte en autorisant une dépendance de f_h vis-à-vis du jour et de la caisse: f_{hji} représente alors la fraction réelle d'âges déterminés pour la strate h , le jour j et la caisse i .

Hypothèses simplificatrices

Premièrement, la description de l'échantillonnage comporte une **simplification du protocole réel**. En effet, un premier tirage aléatoire est effectué dans chaque caisse, et les poissons échantillonnés sont mesurés. Ensuite, une fraction des poissons mesurés est elle-même échantillonnée, afin de prélever un otolithe sur chaque individu. Dans la mesure où nous n'estimons pas de quantités par longueur², il a semblé préférable de considérer dans chaque caisse un seul tirage aléatoire de poissons destinés seulement à une lecture d'âge. Le taux d'échantillonnage f_h est alors le produit des taux des deux tirages successifs.

Une deuxième hypothèse, classique cette fois -notamment dans le cas de grandes populations-, a été utilisée: on suppose que le tirage **sans remise** des poissons dans chaque caisse est un tirage **avec remise**. Par conséquent, la distribution des estimateurs des captures par âge dans chaque caisse, *i.e.* l'estimateur du vecteur nc_{hij} de la *figure 3.1*, suit une loi multinomiale de paramètres le nombre de poissons de la caisse et les proportions d'individus de chaque âge dans la caisse.

Troisièmement, la détermination de l'âge est supposée exacte, sans erreur.

² Dans d'autres applications, on utilise des clés taille-âge, *i.e.* des proportions d'âge par classe de longueur. L'estimation de ces clés justifie qu'il y ait des déterminations de l'âge et de la longueur des individus. Ce point sera discuté plus loin.

1.2. Expression des estimateurs.

La théorie classique de l'échantillonnage (Cochran 1977) permet d'exprimer analytiquement les estimations des captures et de la matrice de covariance associées à ce protocole. En cas d'échantillonnage à plusieurs niveaux, trois estimateurs sont possibles: estimateur simple (biaisé), estimateur rapport, estimateur non biaisé (Chevalier & Mesnil 1986). C'est le troisième qui a été choisi, bien que sa variance soit en théorie supérieure à celle des autres estimateurs. En fait, ce sont les erreurs quadratiques moyennes des estimateurs, *i.e.* le carré du biais ajouté à la variance de l'estimateur, qui devraient être comparées. Le détail des calculs se trouve dans Pelletier (1990b). Seule l'expression finale des estimations est rapportée ci-dessous.

Soit $\hat{n}c_{hja}$ le nombre de captures d'âge a dans la caisse i du jour j de la catégorie h . En suivant les notations de la *figure 3.1*, les captures d'âge a pour le trimestre sont estimées par:

$$\hat{C}_a = \sum_h \frac{N_h}{n_h} \left(\sum_j \frac{M_{hj}}{m_{hj}} \sum_i \hat{n}c_{hja} \right) \quad [3.1]$$

où:

$$\hat{n}c_{hja} = \frac{nc_{hja}^{ech}}{f_h}$$

nc_{hja}^{ech} est le nombre de poissons d'âge a échantillonné dans la caisse i du jour j de la catégorie h .

La variance de l'estimateur correspondant est elle-même estimée par:

$$\begin{aligned}
 \widehat{Var}(\hat{C}_a) = & \sum_{h=1}^H \left\{ \frac{(N_h - n_h)N_h}{n_h(n_h - 1)} \sum_j^{n_h} (\hat{n}c_{hja+} - \hat{n}c_{ha})^2 \right\} \\
 & + \sum_{h=1}^H \left\{ \left(\frac{N_h}{n_h} \right) \sum_j^{n_h} \frac{M_{hj}(M_{hj} - m_{hj})}{(m_{hj} - 1)m_{hj}} \sum_{i=1}^{m_{hj}} (\hat{n}c_{hjia} - \hat{n}c_{hja})^2 \right\} \\
 & + \sum_{h=1}^H \left\{ \left(\frac{N_h}{n_h} \right) \sum_j^{n_h} \left(\frac{M_{hj}}{m_{hj}} \right) \sum_{i=1}^{m_{hj}} \left(\frac{1 - f_{hji}}{f_{hji}} \right) \frac{\hat{n}c_{hjia}(\hat{n}c_{hji} - \hat{n}c_{hjia})}{\hat{n}c_{hji}} \right\} \quad [3.2]
 \end{aligned}$$

où $\hat{n}c_{ha}$, $\hat{n}c_{hja}$, $\hat{n}c_{hji}$ sont des estimations de quantités moyennes, et $\hat{n}c_{hja+}$ est l'estimation d'une quantité totale pour h, i, a donnés.

Parallèlement, les covariances entre estimateurs pour les âges a_1 et a_2 sont estimées par:

$$\begin{aligned}
 \widehat{Cov}(\hat{C}_{a1}, \hat{C}_{a2}) = & \sum_{h=1}^H \left\{ \frac{(N_h - n_h)N_h}{n_h(n_h - 1)} \sum_j^{n_h} (\hat{n}c_{hja1} - \hat{n}c_{ha1})(\hat{n}c_{hja2} - \hat{n}c_{ha2}) \right\} \\
 & + \sum_{h=1}^H \left\{ \left(\frac{N_h}{n_h} \right) \sum_j^{n_h} \frac{M_{hj}(M_{hj} - m_{hj})}{(m_{hj} - 1)m_{hj}} \sum_{i=1}^{m_{hj}} (\hat{n}c_{hjia1} - \hat{n}c_{hja1})(\hat{n}c_{hjia2} - \hat{n}c_{hja2}) \right\} \\
 & - \sum_{h=1}^H \left\{ \left(\frac{N_h}{n_h} \right) \sum_j^{n_h} \left(\frac{M_{hj}}{m_{hj}} \right) \sum_{i=1}^{m_{hj}} \left(\frac{1 - f_{hji}}{f_{hji}} \right) \frac{\hat{n}c_{hjia1}\hat{n}c_{hjia2}}{\hat{n}c_{hji}} \right\} \quad [3.3]
 \end{aligned}$$

Les termes de variance et de covariance comprennent trois composantes exprimant chacune la variabilité propre à l'un des trois niveaux de l'échantillonnage:

- composante interjours,
- composante intercaisses,
- composante intracaisse.

Les deux derniers représentent la composante intrajours. Le terme intracaisse vient en diminution de la covariance totale en accord avec le modèle multinomial.

Les captures sont d'abord estimées pour chaque trimestre, en raison de la structure de l'échantillonnage. Des estimateurs trimestriels sont parfois nécessaires lorsque le pas de temps du modèle est le trimestre. Dans le cas qui nous intéresse, la base temporelle est l'année. Dans la mesure où les échantillonnages des différents trimestres sont indépendants, les estimateurs annuels se déduisent par sommation, tant pour les captures que pour la variance associée.

1.3. Application à la morue de la mer Celtique.

Dans un premier temps, le calcul des estimations n'a pas été informatisé (Pelletier 1990b). Les résultats sont toutefois présentés, car ils ont été utilisés dans d'autres applications. L'application des équations [3.1], [3.2] et [3.3] aux données du second trimestre de l'année 1988 conduit alors aux estimations contenues dans les *tableaux 3.1 et 3.2*.

Pour les groupes d'âge prépondérants dans les débarquements (*tableau 3.1*, dernière colonne) le coefficient de variation est de l'ordre de 20%. Les estimations relatives au premier et aux derniers groupes d'âge sont moins précises. L'explication en est donnée par la décomposition de la variance (*tableau 3.3*). Ainsi, pour les derniers groupes d'âge, la faible précision tient à la variabilité intercaisses. En effet, dans la catégorie commerciale correspondante, il y a peu d'individus par caisse. Pour les premiers groupes d'âge, la variabilité est essentiellement attribuable à la composante interjours.

Notons que la variance des groupes 1 et 2 est certainement légèrement sous-estimée car la composante intercaisses ne peut être évaluée (*tableau 3.3*).

Age	Moyenne en nb d'individus	CV en %	Proportion du tonnage des captures
1	37908	39	6
2	434226	23	67
3	14898	21	11
4	8912	21	9
5	2397	52	4
6	2603	53	2
7	0	0	<1
8	24	86	<1
9+	541	69	1
7+	565	65	1

Tableau 3.1. Estimations de la moyenne et du coefficient de variation (CV) (en pourcentages) pour les débarquements du 2ème trimestre 1988 à Lorient. Les individus de 7 ans et plus sont regroupés en un groupe plus (dernière ligne). La dernière colonne visualise l'importance de chaque groupe d'âge dans les captures (en proportions du poids total débarqué). On remarque la forte contribution des groupes 2 et 3 aux captures (environ 80% du tonnage total).

Age	1	2	3	4	5	6	7+
1	39	0	0	0	0	0	0
2		23	3	1	0	0	0
3			21	13	0	0	0
4				21	10	20	14
5					52	20	-11
6						53	25
7+							65

Tableau 3.2. Coefficients de variation et de covariation (en pourcentages) pour les estimations précédentes, une fois le groupe plus formé. Par analogie au CV, le coefficient de covariation vaut $\sqrt{Cov(\hat{C}_{a1}, \hat{C}_{a2})} / (\hat{C}_{a1} * \hat{C}_{a2})$ avec le même signe que la covariance. Les covariances sont petites par rapport aux variances, probablement en raison de la stratification en catégories commerciales, qui sépare assez bien les groupes d'âge.

Age	Interjours	Intercaisses	Intracaisse
1	100	0	0
2	99.99	1E-04	0
3	87.4	11.8	8E-03
4	70.6	26.9	2.5
5	74.9	21.7	3.4
6	93.9	3.5	2.6
7+	7	92.9	0.1

Tableau 3.3. Décomposition de la variance des estimateurs des captures par âge. De gauche à droite et en pourcentages de la variance totale: termes interjours, intercaisses et intracaisse. La composante intercaisses est faible voire nulle pour les groupes 1 et 2 parce que le protocole ne prévoit que l'échantillonnage d'une seule caisse par jour dans les catégories concernées.

Dans un deuxième temps, un programme de saisie et de calcul a été réalisé (*annexe programmes*) qui a permis un gain de temps appréciable. Le calcul a ainsi été étendu à tous les trimestres de 1988 (*tableau 3.4*). Pour le deuxième trimestre, l'écart léger avec les résultats précédents (*tableau 3.1*) est certainement dû à des erreurs dans le calcul initial. Les débarquements en poids et leur composition en âge apparaissent assez variables d'une saison à l'autre. La précision des estimations change également. L'analyse de la décomposition de la variance (résultats non reportés) indique une prépondérance encore plus forte de la composante interjours. Les variances des captures annuelles (*tableau 3.5*) sont globalement plus faibles qu'au plan trimestriel. La précision en est donc raisonnable, si ce n'est pour le premier groupe d'âge.

Age	Moyenne 1 ^{er} tri.	CV en %	Moyenne 2 ^{ème} tri.	CV en %	Moyenne 3 ^{ème} tri.	CV en %	Moyenne 4 ^{ème} tri.	CV en %
1	3475	94	29120	45	156092	75	89885	33
2	238707	11	431106	25	447670	26	132924	24
3	14491	42	15020	19	44323	24	5825	46
4	6976	18	9523	15	13907	20	2838	20
5	1926	14	2575	44	1000	52	1226	44
6	634	44	2351	49	425	66	307	87
7	0	0	0	0	0	0	36	95
8	92	55	0	99	0	0	0	0
9+	0	0	27	28	108	96	0	0
7+	92	55	27	23	108	96	36	95

Tableau 3.4. Estimateurs des captures et coefficients de variation associés obtenus avec le programme STAGIF.

Age	Moyenne annuelle en nb d'individus	Coefficient de variation en %
1	278572	43
2	1250407	13
3	79659	16
4	33244	11
5	6727	21
6	3717	33
7	808	22

Tableau 3.5. Estimations de la moyenne annuelle des captures et du coefficient de variation obtenues à partir des résultats du tableau 3.4.

Discussion-Conclusion

Même s'ils ne se rapportent qu'à une seule espèce et pour une seule année, ces résultats amènent plusieurs conclusions.

Premièrement, la composante intracaisse qui correspond à une distribution multinomiale est négligeable en général. L'existence de plusieurs niveaux introduit des corrélations positives entre les estimateurs, corrélations qui seraient négatives pour un modèle multinomial (équation [3.3]). La simplification qui consiste à considérer une distribution multinomiale des estimateurs entraîne une sous-estimation de la variance d'échantillonnage.

A l'inverse, le terme interjours est largement prépondérant, reflétant la forte variabilité des débarquements dans le temps. Kendall *et al.* (1983) soulignent d'ailleurs l'importance de la variance entre unités primaires pour des protocoles d'échantillonnage multiniveaux. Ces résultats montrent plus généralement que la complexité du protocole d'échantillonnage doit être prise en compte pour estimer les paramètres et l'erreur associée (Kish & Frankel 1974).

Pour ce qui est du plan d'échantillonnage *stricto sensu*, les résultats montrent qu'une meilleure précision des estimations des captures passe par l'augmentation du nombre de jours échantillonnés. Le nombre de caisses tirées et le taux de lecture d'âge ne sont importants que pour la catégorie 1 (individus de 4 ans et plus) pour laquelle les distributions en âge dans les caisses sont très hétérogènes. Cette catégorie ne représente qu'environ 10% des débarquements en poids. Le programme STAGIF (Gigout 1991) réalisé récemment permet de modifier ces caractéristiques du protocole d'échantillonnage pour en évaluer l'impact sur les estimations des captures et leur précision. Il serait ainsi éventuellement possible d'**adapter l'effort de collecte** pour améliorer la précision des estimations. Le temps a manqué pour faire cette étude. La rationalisation des plans d'échantillonnage a par ailleurs fait l'objet d'études particulières (Chevalier, résultats non publiés).

Le problème de la clé taille-âge

Bien que l'estimation directe des captures par âge telle qu'elle a été présentée soit la plus simple, la pratique habituelle en diffère légèrement, car elle s'appuie sur une clé taille-âge (*figure 3.2*). Ainsi, les estimateurs utilisés ne correspondent pas exactement au mode actuel d'estimation des captures.

Les captures par longueur C_l et une clé taille-âge p_{al} sont estimées pour le trimestre, parfois par catégorie commerciale³. Les captures par âge C_a sont donc obtenues en combinant les estimateurs précédents. Dès lors, calculer directement la variance de \hat{C}_a devient difficile du fait de la corrélation entre \hat{C}_l et \hat{p}_{al} . Certains auteurs estiment alors des variances approchées, grâce à la delta-méthode par exemple (Gavaris & Gavaris 1983; Quinn *et al.* 1983). Toutefois, notre protocole d'échantillonnage est bien plus complexe. Il serait intéressant de savoir si la variance *in fine* des estimateurs est plutôt due à l'existence de multiples niveaux d'échantillonnage ou à l'estimation de la clé taille-âge. Quoiqu'il en soit, il semble que le passage par des proportions complique plutôt qu'il ne simplifie l'estimation des captures par âge et de l'incertitude associée. De plus, les estimateurs correspondants sont biaisés. Le programme STAGIF prévoit également le calcul des estimateurs par une clé taille-âge; malheureusement, cette partie de programme n'a pas encore été testée et les résultats ne sont pas disponibles actuellement.

³ Il faut noter que les pratiques ne sont pas complètement standardisées et évoluent parfois en fonction des données disponibles. La pratique courante varie d'un stock, voire d'une année, à l'autre.

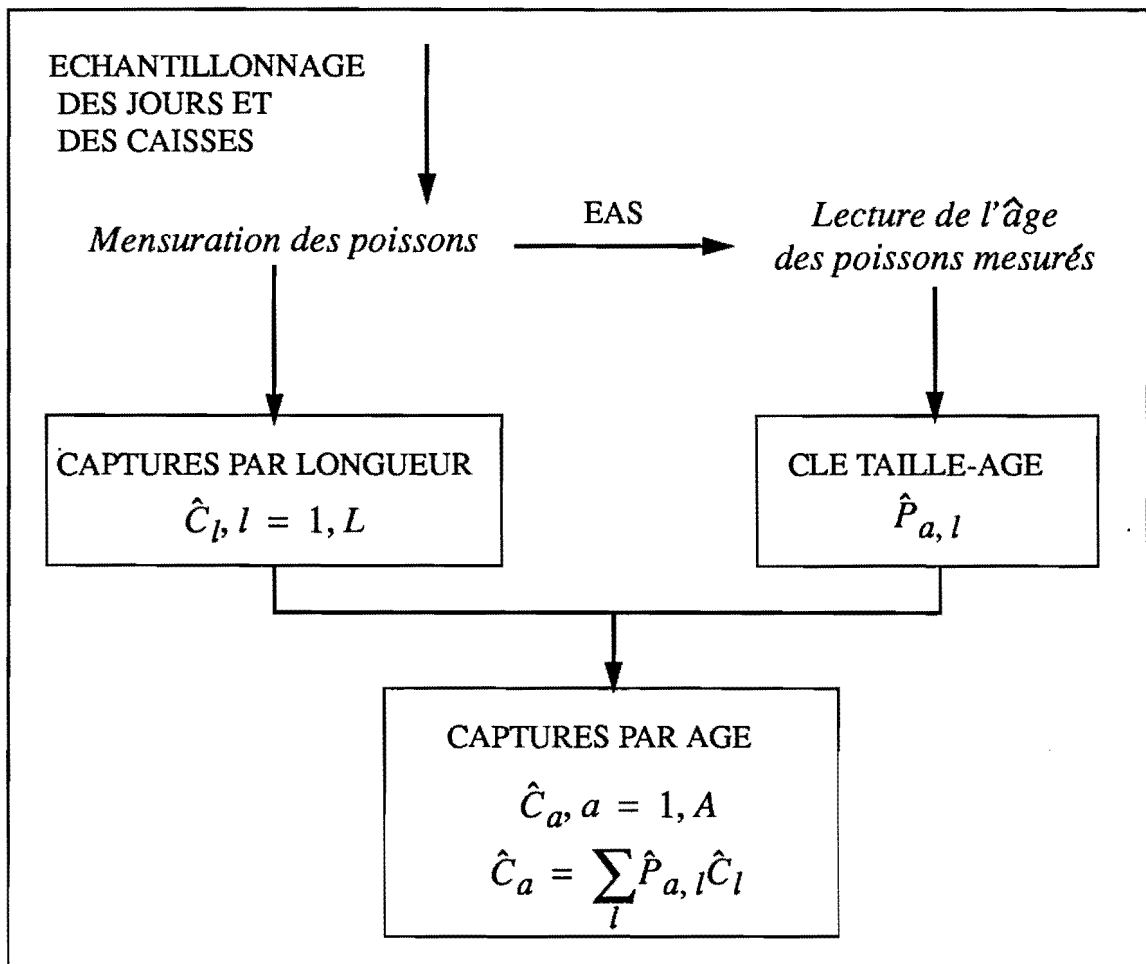


Figure 3.2. Calcul des captures par âge à partir d'une clé taille-âge et des captures par longueur.

2. Estimation des autres paramètres.

2.1. Captures et efforts de pêche par flottille - Poids moyens.

Ces paramètres se rapportent plutôt à l'exploitation: le nombre de prises, leurs caractéristiques et l'effort déployé pour les capturer. Toute cette information est tirée de l'échantillonnage sous les criées et des déclarations des pêcheurs.

Captures et efforts de pêche par flottille. Les captures par flottille sont estimées comme les captures globales, *i.e.* par échantillonnage uniquement. L'estimation des variances est donc analogue, bien que parfois une clé taille-âge par flottille soit estimée (cas de la mer Celtique). On peut penser que l'erreur d'échantillonnage est du même ordre.

Quant aux efforts de pêche, ils quantifient l'"effort nominal" déployé par les pêcheurs d'une même flottille pour réaliser leurs captures. Sa mesure est assez délicate. Pour chaque bateau, on calcule en général le produit du nombre d'heures écoulées entre les dates de départ et d'arrivée (incluant donc les heures de route) par la puissance motrice en kilowatts du navire. Puis, on multiplie par le nombre de navires de la flottille. Cet indicateur est indépendant des caractéristiques de l'engin de pêche. Pour les chalutiers, il est assez représentatif des potentialités du bateau, mais il peut se révéler discutable pour d'autres engins: comment quantifier l'effort d'un fileyeur ou d'un caseyeur par exemple ? Il existe donc un problème de **standardisation** de la mesure de l'effort d'un engin à l'autre. Les stocks étudiés ici sont surtout capturés par des chalutiers. Parfois, on utilise des indicateurs qui prennent en compte la jauge du bateau et le nombre de marées réalisées. En effet, les bateaux de fort tonnage effectuent des marées plus longues.

Quoi qu'il en soit, la mesure de l'effort pose problème; une mesure **relative** est pourtant suffisante pour l'utilisation qui en est faite dans les modèles (chap. 1, § 1.5).

Les renseignements nécessaires au calcul de l'effort de pêche sont fournis par les fiches de pêche ("log-books") que les patrons pêcheurs sont tenus de remplir. Les données sont donc toutes disponibles et on considère que l'effort de pêche est connu de manière exacte pour les flottilles qui nous intéressent.

Poids moyens. Le poids d'un poisson est essentiellement lié à sa taille. Les échantillonnages sous les criées permettent d'estimer la composition en longueurs des captures, assortie d'une clé taille-âge pour chaque trimestre. On définit ainsi une longueur moyenne pour chaque âge. Le poids moyen correspondant se déduit alors de la courbe taille-poids. Cette dernière n'est pas réévaluée chaque année et des valeurs standard des paramètres sont utilisées. Les rapports d'évaluations de stock mentionnent traditionnellement deux tableaux de valeurs pour les poids: les estimations dites "dans le stock" (en fait en début d'année, calculées à partir de la clé taille-âge du premier trimestre) et les estimations dites "dans les captures" (en fait en milieu d'année, calculées à partir de la clé taille-âge du troisième trimestre). Maintenant, la pratique varie d'un groupe de travail à l'autre: en mer Celtique, les deux tableaux sont encore utilisés (le premier pour toutes les quantités calculées en début d'année), alors qu'en mer du Nord, les poids moyens sont calculés à partir d'une clé taille-âge moyenne sur l'année.

Compte tenu du mode de calcul des poids, l'estimation de la variance associée n'est pas triviale. Le temps a manqué pour réaliser ces estimations qui sont à la fois liées à l'échantillonnage et à l'ajustement par les moindres carrés de la courbe taille-poids. Ceci est regrettable étant donné la sensibilité des prévisions (chap. 2) à ce paramètre. A défaut, il est couramment admis que l'estimation des poids moyens est assez précise⁴, encore faudrait-il le prouver.

⁴ Toutefois, l'estimation du poids moyen à partir de la longueur moyenne et de la courbe taille-poids est biaisée.

2.2. Mortalité naturelle et recrutement.

Au contraire des précédents, ces deux paramètres ne sont pas estimables à partir des informations tirées des captures commerciales. Leur estimation requiert des expérimentations particulières.

Mortalité naturelle M. Le coefficient instantané de mortalité naturelle est un paramètre important des modèles de gestion des stocks (chap. 2), mais malheureusement mal quantifié. Il existe en gros quatre types de techniques d'estimation:

- l'analyse de courbe de captures (Ricker 1980) qui consiste d'abord à déterminer la mortalité totale Z en fonction de la mortalité par pêche F (par ajustement linéaire des logarithmes des captures), puis à extrapoler ensuite la valeur de Z pour une mortalité par pêche nulle. Plusieurs hypothèses restrictives sont requises: pas de migration, pas de dépendance de F et M vis-à-vis de l'âge, pas de phénomènes compensatoires.

- l'estimation d'après marquage et recapture (Seber 1982; Hearn *et al.* 1987) qui présente des inconvénients liés aux effets du marquage (modifications de comportement, de mortalité, de vulnérabilité, perte de la marque).

Ces deux techniques nécessitent l'estimation préalable des captures. Elles fournissent en pratique une seule estimation de M pour tous les âges et qui manque généralement de précision (Vetter 1988).

- la mise en relation de M avec d'autres paramètres biologiques (croissance, maturité..) (Pauly 1980; Chen & Watanabe 1989).

- la considération de systèmes multispécifiques intégrant notamment des relations prédateur-proie. M comprend alors la mortalité par prédation, un terme dépendant de la densité (*ex.* mortalité larvaire) et un troisième indépendant de la densité (*ex.* vieillesse, maladie...) (Andersen & Ursin 1977; Daan 1987).

Bien qu'elle soit très attrayante, cette dernière technique est d'application complexe, car elle requiert des données non seulement sur les espèces commerciales, mais aussi sur les autres espèces intervenant dans le système. De plus, quantifier les relations de prédation s'avère délicat. Néanmoins, depuis quelques années, un groupe de travail *ad hoc* du CIEM (Multispecies Working Group) se réunit régulièrement sur le sujet. A la suite de ses résultats, les estimations de M utilisées pour les espèces de mer du Nord et notamment la morue, ont été revues à la hausse pour les jeunes groupes d'âge (Anon. 1987). A partir du modèle de VPA multispécifique, Sparholt (1990) a ainsi réévalué la mortalité naturelle pour les espèces commerciales importantes de la mer du Nord.

En conclusion, l'estimation de M ne procède pas d'une technique unique. De plus, cette estimation n'est pas actualisée systématiquement: les mêmes valeurs sont reconduites d'année en année pour les évaluations de stocks, sauf si une étude importante s'est produite entre temps. C'est pourquoi M ne dépend jamais de l'année en pratique. Dans la suite de l'étude, les valeurs adoptées par les groupes de travail seront utilisées. Dans la mesure où les estimations elles-mêmes sont sujettes à caution, il semble difficile d'associer une variance à cette estimation. Si erreur il y a, elle doit peut-être apparaître en termes de biais. Ainsi, par la suite, on préférera envisager l'impact de plusieurs valeurs moyennes de M , plutôt que de considérer une variance, même arbitraire, associée à une seule valeur moyenne.

Enfin, la mortalité naturelle reste indissociable de la mortalité par pêche dans la formulation des modèles, ce qui est un inconvénient majeur pour son identification. Ainsi Cushing (1981) souligne-t-il qu'"il est quasiment impossible d'arriver à séparer mortalité par pêche et mortalité naturelle, et pourtant, c'est un des problèmes cruciaux de la recherche halieutique."

Recrutement. En vue de calculer les captures de l'année à venir (et donc le TAC), une estimation du prochain recrutement est nécessaire. Des campagnes scientifiques périodiques permettent d'obtenir des indices de recrutement par chalutages. On pourrait essayer de déduire le recrutement

d'évaluations du nombre d'œufs ou de larves. Mais, afin de s'affranchir des mortalités larvaires et post-larvaires qui sont élevées, on essaie de mesurer un indice en temps réel du nombre de juvéniles qui deviennent exploitables, *i.e.* le recrutement par définition. Un tel indice n'en est qu'une valeur relative. Pour toutes les années disponibles, on construit alors la courbe des estimations VPA des effectifs du premier groupe d'âge⁵ en fonction des indices relatifs. L'ajustement d'une relation, en pratique une fonction puissance (régression log-log) permet ensuite de prévoir le recrutement absolu à partir de l'indice relatif de l'année courante (Anon. 1985). Néanmoins, cette procédure varie d'un groupe de travail à l'autre.

Plusieurs campagnes sont généralement menées pour un même stock afin de construire des indices d'abondance. Pour chaque série, une calibration est effectuée, et fournit une prévision de la valeur du recrutement absolu à venir. La moyenne géométrique de ces valeurs donne l'estimation finale de ce recrutement. Par ailleurs, la moyenne géométrique des estimations VPA du recrutement est calculée, ainsi que son écart-type. En effet, le CIEM (Anon. 1987) recommande pour les évaluations de combiner les deux moyennes avec des poids inverses de leur écart-type et ce, afin de diminuer l'influence d'indices très imprécis. Cette suite de calculs est réalisée *via* un logiciel (RCRTINX2) (Shepherd 1987) qui produit de plus l'écart-type de la prévision finale du recrutement. Cet écart-type est uniquement le fait de l'erreur de prévision associée à la calibration. L'incertitude d'échantillonnage n'est absolument pas prise en compte, que ce soit pour les estimations VPA (échantillonnage des captures) ou pour les indices de recrutement (échantillonnages lors des campagnes en mer). La construction de ces indices d'abondance à partir de données de chalutage est d'ailleurs elle-même assez délicate (Anon. 1990).

Il arrive qu'aucun indice d'abondance ne soit disponible lors de l'évaluation, à cause des délais ou par manque d'information; le recrutement est alors estimé par la seule moyenne historique des estimations VPA.

⁵ *i.e.* des estimations du recrutement absolu.

A l'instar des calculs susmentionnés, l'estimation de la variance du recrutement semble assez complexe et ce point est laissé de côté dans cette étude.

Conclusion.

Collecte des données en halieutique

Bien que les paramètres utilisés dans les modèles halieutiques soient évalués de manières diverses, l'échantillonnage des données est la base de toutes ces estimations. Les deux principales sources d'informations sont constituées par les débarquements commerciaux et par les campagnes scientifiques.

Les captures commerciales sont évidemment d'ordre très supérieur aux prises réalisées lors de chalutages sur des navires de recherche, et à ce titre, on peut penser qu'elles contiennent beaucoup **plus d'information** sur le stock. Néanmoins, elles donnent du stock une image liée aux caractéristiques de la pêche exercée (engin, lieux de pêche) : la pêche ne représente pas un échantillonnage aléatoire de chaque groupe d'âge de la population. En particulier, il est fréquent que les groupes d'âge ne soient pas tous représentés et notamment les premiers groupes, non encore recrutés. On rejoint ici le problème des diagrammes d'exploitation, *i.e.* de la capturabilité différentielle selon la longueur de l'individu et donc selon son âge. Cette composante dépend de l'espèce, mais aussi de l'engin de pêche utilisé. De manière moins évidente, elle est aussi liée à la distribution spatiale de l'espèce en fonction de l'âge, en relation avec les lieux de pêche. En effet, les débarquements commerciaux proviennent en principe de zones géographiques où le poisson est abondant.

Au contraire, la zone de chalutage d'une campagne scientifique est stratifiée spatialement et l'échantillonnage est aléatoire dans chaque strate. S'il s'agit de cartographier la répartition d'une population, il est nécessaire de prospecter dans toutes les strates spatiales. Au delà de ce problème d'échantillonnage, certaines informations ne sont simplement pas accessibles par

examen des données commerciales, *ex.*, lorsque l'on désire estimer le recrutement ou étudier des phases prérecrutées. De même, pour certaines études touchant aux relations interspécifiques (quantification des relations prédateur-proie), il est nécessaire de prélever les viscères des poissons, ce qui ne peut être réalisé sur les captures commerciales, préalablement éviscérées.

Finalement, les campagnes scientifiques fournissent des informations plus "**objectives**" -on pourrait dire moins biaisées-, car déconditionnées du facteur exploitation, mais ces données sont plus rares et par conséquent probablement moins précises. De plus, les données commerciales sont la seule source d'information sur l'exploitation *stricto sensu*, qu'il est indispensable de bien connaître pour en appréhender les conséquences sur le stock.

Estimations des paramètres à partir des données échantillonnées

Même si le protocole d'échantillonnage est assez complexe, il est possible d'estimer une fonction assez simple des observations ainsi recueillies et de lui associer une mesure de précision. Lorsque la statistique d'intérêt est une fonction plus élaborée des observations, *ex.* l'ajustement d'une relation taille-poids ou la calibration des indices d'abondance, la précision de l'estimation dépend à la fois de celle des données et de la qualité de l'ajustement. On peut alors recourir à des techniques d'analyse de la propagation de l'erreur. Par manque de temps, il n'a pas été possible de les utiliser pour évaluer la précision des estimations des poids et du recrutement, mais certaines d'entre elles sont appliquées aux modèles de gestion des stocks dans le chapitre 4.

Enfin, se pose le problème de la mortalité naturelle. Outre le fait qu'elle est indissociable de la mortalité par pêche, la situation actuelle des connaissances ne permet pas d'estimer correctement ce paramètre. L'incertitude correspondante relève plus du biais (défaut de justesse) que de la variance (défaut de précision). Elle résulte d'une méconnaissance de la dynamique interne du stock. Par certains côtés, l'estimation du recrutement en pâtit également. Les mécanismes de régulation du stock et les relations entre le stock et l'environnement (climat, hydro-

dynamisme, voire pollution) sont à l'heure actuelle non élucidés pour la plupart des espèces. Tant que la perception de ces systèmes ne progressera pas, il sera difficile de réduire les incertitudes afférentes.

Malgré tout, la connaissance d'un système ne peut devenir exhaustive, et la dynamique du stock comportera toujours une part d'imprévisible. Par ailleurs, même s'il est possible d'améliorer l'échantillonnage afin d'augmenter la précision des estimations, la collecte des données sera toujours confrontée à des problèmes de coût (Chevalier, résultats non publiés). Il apparaît donc nécessaire d'évaluer l'impact d'incertitudes liées aux paramètres sur les résultats des modèles de gestion des stocks, et par conséquent sur la gestion *stricto sensu*.

Chapitre 4

Propagation de l'erreur dans les modèles

Propagation de l'erreur dans les modèles

1. Techniques d'étude de la propagation de l'erreur.	122
<u>1.1. La delta-méthode.</u>	122
<u>1.2. La simulation de distributions <i>a priori</i>.</u>	124
<u>1.3. Le bootstrap.</u>	125
2. Propagation d'une incertitude liée à l'échantillonnage - Intérêt du rééchantillonnage.	127
<u>2.1. Analyse par la delta-méthode.</u>	127
<u>2.2. Comparaison des méthodes d'estimation de la variance.</u>	129
<i>Application du bootstrap à un cas d'échantillonnage complexe.</i>	130
<i>Mise en oeuvre des techniques</i>	132
<i>Résultats</i>	134
<i>Discussion - conclusion</i>	141
3. Propagation d'autres erreurs d'estimation.	143
<u>3.1. Principe de l'analyse.</u>	143
<u>3.2. Impact d'incertitudes aléatoires sur plusieurs paramètres.</u>	144
<u>3.3. Conséquences d'un biais dans l'estimation de la mortalité naturelle.</u>	147
Conclusion du chapitre.	149
<i>Choix d'une technique d'étude de la propagation de l'erreur.</i>	149
<i>Impact des erreurs d'estimation sur les résultats des modèles.</i>	150

Grâce aux estimations des paramètres et de l'incertitude associée, il est maintenant possible d'évaluer la conséquence de ces erreurs d'estimation sur la réponse des modèles. L'étude de la propagation de l'erreur complète les analyses de sensibilité car elle estime la variance induite de la réponse des modèles, variance qui dépend à la fois de la sensibilité des modèles (chap. 2) et de la valeur des incertitudes sur les paramètres d'entrée (chap. 3).

Les techniques d'étude sont d'abord décrites, puis appliquées aux mêmes exemples que dans les chapitres précédents. La majorité des résultats du chapitre -à l'exception de ceux du § 3 -, ont été publiés dans Pelletier (1990a) (§ 2.1), et dans Pelletier & Gros (1991) (§ 2.2).

1. Techniques d'étude de la propagation de l'erreur.

De même que pour l'analyse de sensibilité, lorsqu'il s'agit d'estimer la variance d'une fonction, il existe des techniques analytiques et d'autres fondées sur des simulations. Trois d'entre elles sont utilisées ici: la delta-méthode (Cramér 1961), la simulation de distributions *a priori* fixées et le bootstrap (Efron 1982).

1.1. La delta-méthode.

A l'origine présentée par Cramér (1961), la delta-méthode est encore appelée méthode de linéarisation lorsqu'elle est appliquée à l'ordre un. Actuellement, elle est fréquemment appliquée à l'ordre 2.

S'il est possible d'exprimer la réponse du modèle en fonction des paramètres d'entrée, un développement limité, au premier ordre dans notre cas, permet de calculer une variance approchée de la réponse (*encadré 4.1*). En effet, les estimateurs des paramètres sont des fonctions de moments de variables aléatoires dont est fonction la réponse du modèle.

ENCADRE 4.1. Principe de la delta-méthode à l'ordre un.

Considérons une statistique G qui s'exprime en fonction des moments empiriques de variables aléatoires X_1, X_2, \dots, X_k , soit X en notation vectorielle. Puisque ces moments empiriques convergent vers les moments mathématiques x_1, x_2, \dots, x_k , soit x en notation vectorielle, il est possible de développer la fonction $G(X)$ au point x :

$$G(X) = G(x) + \overline{(X-x)} \cdot \overline{\nabla G(x)} + O(\|X-x\|) \quad [4.1]$$

où:

$\overline{\nabla G(x)}$ est le vecteur gradient de G au point x . Sa $i^{\text{ème}}$ composante est donc $(\partial G / \partial X_i)_x$.

Comme $E(X) = x$, la variance de $G(X)$ à l'ordre un est alors donnée par:

$$\hat{V}_\Delta(G(X)) = \overline{\nabla G(x)} V(X) \overline{\nabla G(x)} \quad [4.2]$$

où:

$V(X)$ est la matrice de covariance du vecteur X .

Dans le chapitre 2 (équations [2.1], [2.2], [2.7] et [2.8]), les estimateurs VPA ainsi que le rendement par recrue et le gain relatif sont exprimés en fonction des estimateurs des paramètres, à savoir C (matrice des captures), M (vecteur de mortalité naturelle), F_A (mortalités terminales par pêche) et W (poids moyens). Les variances correspondantes sont estimées par la delta-méthode en supposant par ailleurs que les paramètres sont estimés indépendamment, *i.e.* C , M , F_A et W deux à deux indépendants. Notons que dans l'exemple choisi, cette hypothèse n'est pas vérifiée pour M , C d'une part, et F_A d'autre part, puisque les valeurs des F_A ont été préalablement déterminées par calibration (Anon. 1991a).

On obtient alors:

$$\begin{aligned} \hat{V}ar_{\Delta}(F_{ay}) &= \sum_{ij}^A \left(\frac{\partial F_{ay}}{\partial M_i} \right) \left(\frac{\partial F_{ay}}{\partial M_j} \right) Cov(M_i, M_j) + \left(\frac{\partial F_{ay}}{\partial F_A} \right) Var(F_A) \\ &+ \sum_{ik}^A \sum_{jl}^Y \left(\frac{\partial F_{ay}}{\partial C_{ij}} \right) \left(\frac{\partial F_{ay}}{\partial C_{kl}} \right) Cov(C_{ij}, C_{kl}) \end{aligned} \quad [4.3]$$

$$\begin{aligned} \hat{V}ar_{\Delta}(Y_r(\mu)) &= \sum_{ik}^A \sum_{jl}^Y \left(\frac{\partial Y_r(\mu)}{\partial C_{ij}} \right) \left(\frac{\partial Y_r(\mu)}{\partial C_{kl}} \right) Cov(C_{ij}, C_{kl}) \\ &+ \sum_{ij}^A \left(\frac{\partial Y_r(\mu)}{\partial W_i} \right) \left(\frac{\partial Y_r(\mu)}{\partial W_j} \right) Cov(W_i, W_j) \\ &+ \sum_{ij}^A \left(\frac{\partial Y_r(\mu)}{\partial M_i} \right) \left(\frac{\partial Y_r(\mu)}{\partial M_j} \right) Cov(M_i, M_j) \\ &+ \left(\frac{\partial Y_r(\mu)}{\partial F_A} \right) Var(F_A) \end{aligned} \quad [4.4]$$

Pour les effectifs N_{ay} et le gain relatif $\Phi(\mu)$, les expressions sont analogues aux équations [4.3] et [4.4] respectivement.

Les formules des variances utilisent les dérivées déjà calculées dans le cadre de l'analyse de sensibilité (annexe 1 du chap. 2).

1.2. La simulation de distributions a priori.

Dans le chapitre 2, on a eu recours à des simulations pour compléter l'analyse de sensibilité linéaire. Les limitations restent les mêmes pour l'estimation des variances: la delta-méthode aussi implique une approximation des modèles, au premier ordre dans notre cas (équation [4.1]). Le principe de la simulation utilisée au chap. 2 est donc inchangé (fig. 2.7), mais les variances et covariances des paramètres prennent maintenant les valeurs estimées au chap. 3. Puisque des distributions Normales ont été choisies, cette technique sera appelée "approximation gaussienne" dans la suite.

1.3. Le bootstrap.

Le bootstrap (Efron 1979, 1982) est une technique de rééchantillonnage qui permet d'étudier les propriétés d'une statistique complexe T calculée à partir d'un échantillon (fig. 4.1). Il est généralement difficile d'estimer analytiquement la variance d'une statistique complexe; la théorie de l'échantillonnage utilisée au chap. 3 pour estimer les captures ne s'applique que pour des fonctions simples, voire linéaires des données échantillonnées. Les techniques de rééchantillonnage consistent à reproduire des échantillons tirés dans l'échantillon initial; il devient alors possible de calculer la variance des statistiques obtenues pour chacun de ces échantillons (encadré 4.2).

ENCADRE 4.2. Principe du bootstrap.

Le bootstrap consiste à estimer la distribution d'échantillonnage F par la distribution empirique \hat{F} de l'échantillon initial (fig. 4.1), puis à en simuler des répliqués suivant cette distribution (voir aussi Lecoutre & Tassi (1987)). Comme il ne suppose pas de distribution *a priori*, le bootstrap est considéré comme une technique non paramétrique.

L'estimateur \hat{F} est un estimateur non paramétrique du maximum de vraisemblance (Efron 1982) de la vraie fonction de répartition F . Soit T une statistique (fonction des observations x_i). Les estimateurs bootstrap de T et $Var(T)$ sont:

$$\begin{aligned}\hat{T} &= T(\hat{F}) \\ \hat{Var}(T) &= Var(T(\hat{F}))\end{aligned}\quad [4.5]$$

Comme il n'existe pas en général de relation explicite entre \hat{F} d'une part, et \hat{T} et $Var(T(\hat{F}))$ d'autre part, il faut recourir à une approximation Monte-Carlo des estimateurs bootstrap. Plusieurs répliqués sont simulés et on obtient les estimateurs formulés dans la dernière case de la figure 4.1. Si on faisait un nombre infini de simulations, on retrouverait les estimateurs bootstrap de l'équation [4.5].

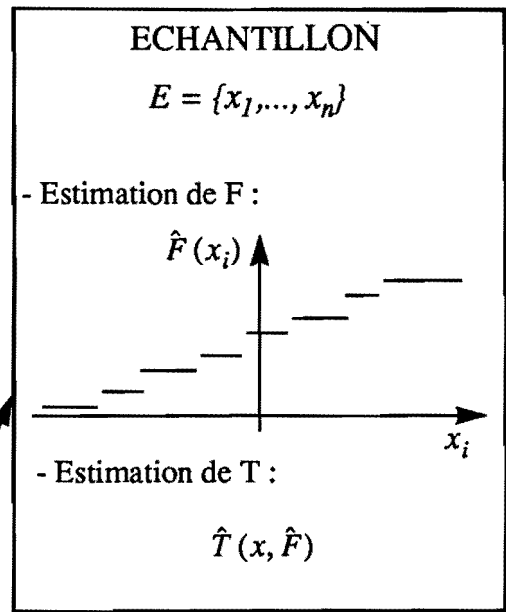
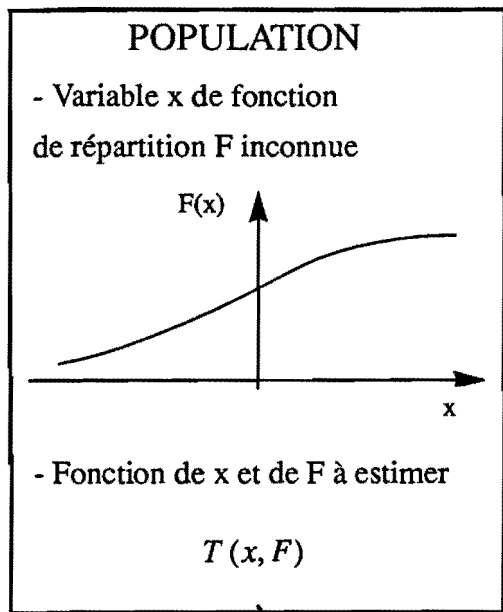
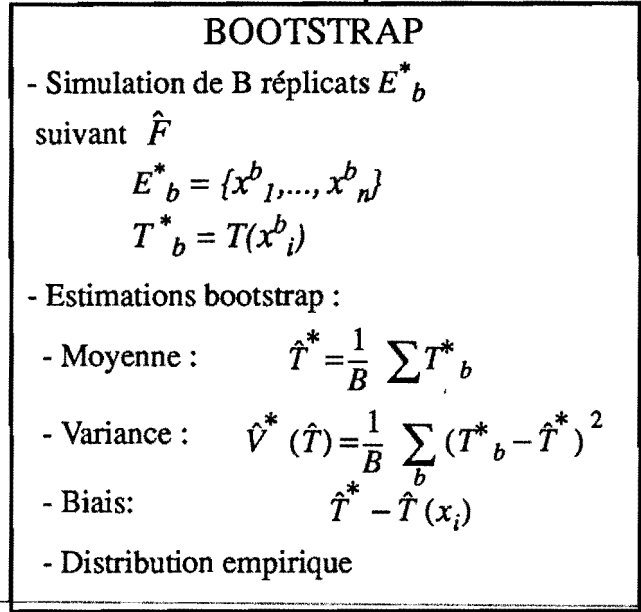
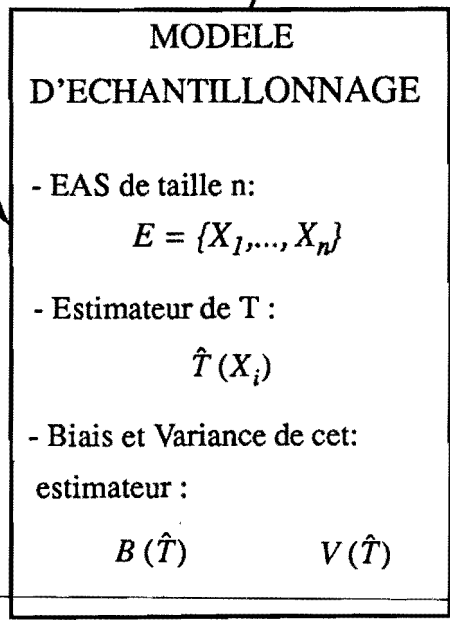


Figure 4.1. Principe du bootstrap.



Sur la *figure 4.1*, l'échantillon est implicitement supposé aléatoire simple. Pour des échantillonnages plus complexes comme ceux envisagés au § 2, la procédure de réplication doit être en accord avec le protocole initial qui a conduit à tirer l'échantillon de référence (Efron & Tibshirani 1986). Dans ce cas, les propriétés du bootstrap n'ont été examinées que pour des échantillonnages stratifiés (Krewski & Rao (1981); Bickel & Freedman (1984); Rao & Wu (1988)). Les protocoles comportant plusieurs niveaux n'ont pas été étudiés à notre connaissance.

2. Propagation d'une incertitude liée à l'échantillonnage - Intérêt du rééchantillonnage.

Dans la mesure où les captures représentent *a priori* une entrée importante des modèles halieutiques¹ et que leur estimation ne pose pas de problème de fond, on a d'abord envisagé l'impact sur la réponse des modèles d'une incertitude associée à ce paramètre. Les trois techniques décrites au § 1 sont utilisées. En accord avec le chap. 3, § 1.1, on a conservé l'exemple de la morue de la mer Celtique.

2.1. Analyse par la delta-méthode.

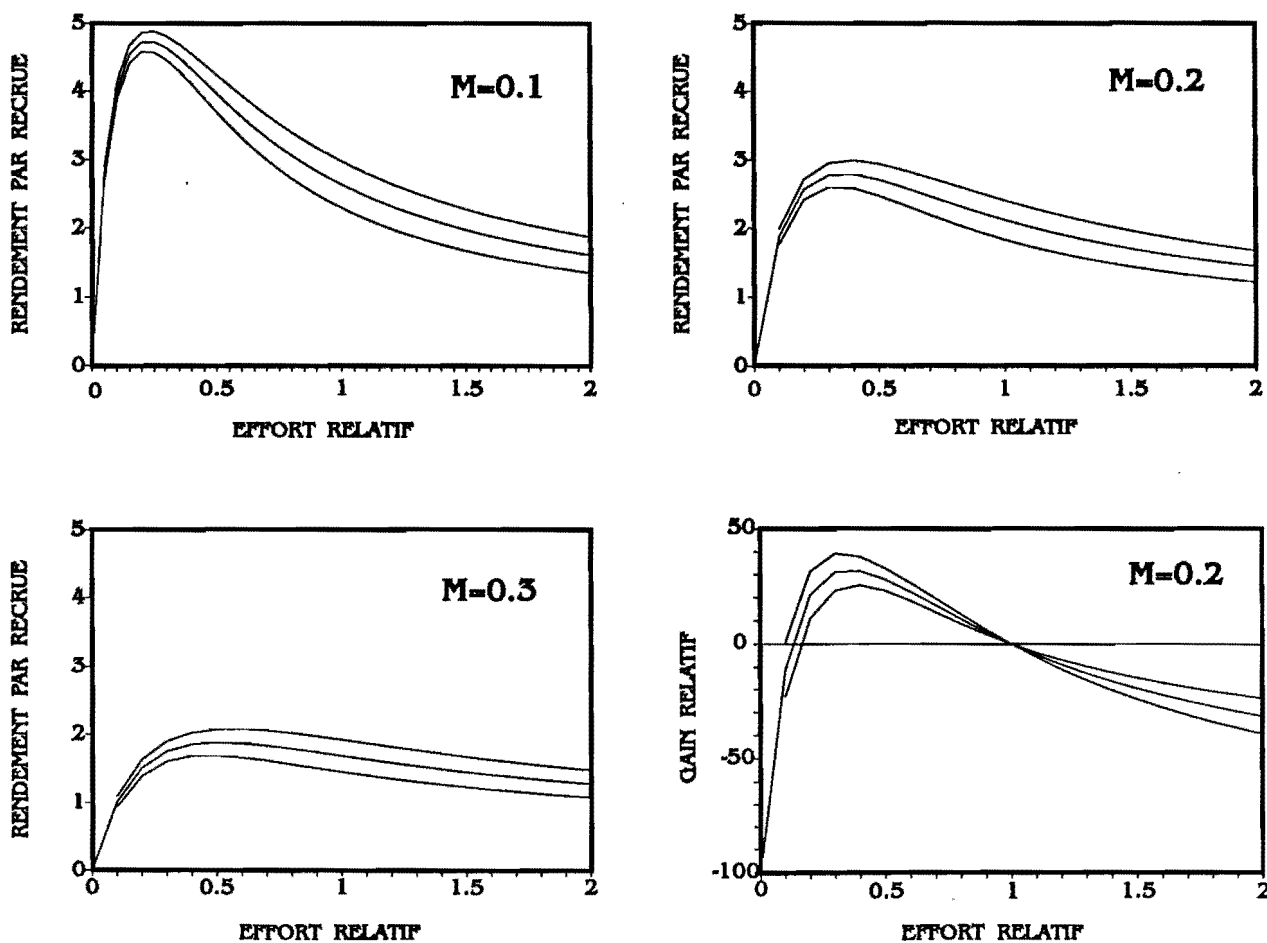
En liaison avec l'analyse de sensibilité linéaire, la delta-méthode est appliquée aux modèles de VPA classique, *i.e.* non calibrée, et de rendement par recrue équilibré (Pelletier 1990a). Bien que la VPA soit effectuée pour les années 1971 à 1987 (*annexe données*), la matrice de covariance des captures associée correspond à 1988. Il est supposé que cette matrice, sous forme de coefficients de variation et de covariation, est la même pour toutes les années.

Les coefficients de variation (CV) des estimateurs VPA ne figurent pas ici (*annexe chap. 4*); les valeurs relatives à une année récente sont indiquées dans le *tableau 4.1*. A titre indicatif, les CV des estimateurs des captures sont également reportés.

¹ Cette idée a été nuancée suite aux analyses de sensibilité.

Age	1	2	3	4	5	6	7+
Captures	39	23	21	21	52	53	65
<i>F</i> année 1986	36	17	17	20	42	57	0
<i>N</i> année 1986	11	13	11	16	28	41	65
<i>Fref</i>	14	7	7	10	14	19	0

Tableau 4.1. Coefficients de variation (en pourcentages) des produits de la VPA, estimés par la delta-méthode. *Fref* est la mortalité moyenne entre 1981 et 1987. L'année 1986 est une année récente, donc potentiellement intéressante pour les prévisions. Les CV des captures sont donnés à titre de comparaison.



Figures 4.2a-d. Rendement par recrue et gain relatif en fonction du multiplicateur d'effort μ . Trois courbes de rendement par recrue sont construites pour trois valeurs de M (0.1, 0.2, 0.3). Pour le gain relatif, le seul cas $M=0.2$ a été représenté (en bas à droite). Les courbes entourant la courbe centrale correspondent aux valeurs moyennes plus et moins deux écarts-types (équation [4.6]).

On constate ainsi que les CV des mortalités par pêche en sont très proches, quelle que soit l'année. Les CV des effectifs sont inférieurs et augmentent avec le groupe d'âge. Pour la mortalité de référence *Fref*, les CV sont plus faibles du fait que c'est un vecteur moyen sur plusieurs années (ici 1981 à 1987). C'est ce vecteur qui est utilisé pour calculer le rendement par recrue et le gain relatif. Les *figures 4.2a-d* montrent des courbes de rendement par recrue (a,b,c) et de gain relatif (d) analogues à celles du chap.1, § 2.1.

Sur les *figures 4.2*, les courbes entourant la courbe moyenne centrale correspondent à l'estimation plus ou moins deux écarts-types:

$$\hat{Y}_r \pm 2\sqrt{\hat{V}_\Delta(\hat{Y}_r(\mu))} \quad [4.6]$$

Les variances des rendements par recrue et des gains relatifs sont assez faibles comparées à celles des estimateurs VPA: les CV sont respectivement inférieurs à 8% et à 15%. Ces résultats corroborent ceux de l'analyse de sensibilité. La variance induite par les captures est élevée pour les estimateurs VPA, mais diminue beaucoup pour les prévisions équilibrées.

2.2. Comparaison des méthodes d'estimation de la variance.

A l'issue de l'analyse par la delta-méthode, il a paru utile d'évaluer les conséquences de l'approximation au premier ordre et plus généralement de comparer les variances des réponses des modèles, estimées par les diverses techniques présentées au § 1. A cet effet, l'intérêt s'est porté sur le rendement par recrue plutôt que sur les estimateurs VPA qui constituent des réponses intermédiaires en évaluation des stocks. Certaines figures sont extraites sans traduction de Pelletier & Gros (1991).

Afin de diminuer le temps de simulation nécessaire, la VPA préliminaire n'est effectuée que pour une seule cohorte. Les valeurs des captures par âge sont les captures de morue de mer Celtique en 1988, utilisées au cours du groupe de travail qui évalue le stock (Anon. 1991a). Ce

vecteur de captures n'est pas caractéristique d'une seule cohorte car chaque groupe d'âge se rapporte à une cohorte différente. Toutefois, l'hypothèse d'équilibre afférente au rendement par recrue justifie cette simplification, car la mortalité par pêche relative à une cohorte équivaut alors à celle appliquée pendant une année donnée. Ceci incite à penser que ce changement n'entre pas en contradiction avec le modèle de rendement par recrue équilibré. L'unique vecteur de mortalité par pêche estimé constitue alors la mortalité de référence.

Application du bootstrap à un cas d'échantillonnage complexe.

Comme il a déjà été souligné, la conformité de la procédure de réplification avec le protocole initial d'échantillonnage garantit la pertinence du bootstrap. La technique exposée au § 1.3 suppose que les tirages des poissons dans les débarquements sont **équiprobables**, ce qui n'est pas le cas ici. Rappelons que les unités primaires (jours) sont de tailles très inégales (chap. 3). Par conséquent, un poisson n'a pas la même probabilité d'être échantillonné selon le jour où il est débarqué. En d'autres termes, le protocole n'est pas **auto-équilibré**.

La simulation de cet échantillonnage complexe implique de connaître les détails de la procédure utilisée, *ex.* la taille des strates, le nombre d'unités primaires, leur composition en âges, ainsi que pour les unités secondaires. Le deuxième niveau correspondant aux caisses est négligé pour des raisons de simplification. Finalement, l'algorithme du bootstrap reproduit la stratification des débarquements par catégorie commerciale et par trimestre, et dans chaque strate, la démarche est la suivante:

- Tirage avec remise de n_h jours parmi les n_h jours déjà tirés dans l'échantillon initial. Les jours sont équiprobables.
- Pour chaque jour précédemment tiré, tirage avec remise d'un nombre $nc_{hi} = \sum_a^A nc_{hia}$ d'individus avec pour chaque groupe d'âge a , la probabilité $\hat{p}_{hia} = nc_{hia} / nc_{hi}$, et ce suivant une loi multinomiale.

Compte tenu du protocole de rééchantillonnage, l'estimateur des captures du groupe d'âge a , pour chaque réplicat bootstrap b , s'écrit :

$$\hat{C}_a^b = \sum_h \frac{N_h}{n_h} \left(\sum_{i=1}^{n_h} nc_{hia}^b \right) \quad [4.7]$$

où nc_{hia}^b est le résultat du rééchantillonnage décrit plus haut.

Enfin, les approximations Monte-Carlo des estimateurs bootstrap s'expriment par :

$$\hat{C}_a^* = \frac{1}{B} \sum_b \hat{C}_a^b \quad [4.8]$$

pour estimer les captures du groupe d'âge a ; et par :

$$Cov(\hat{C}_{a1}^*, \hat{C}_{a2}^*) = \frac{1}{B} \sum_b (\hat{C}_{a1}^b - \hat{C}_{a1}^*) (\hat{C}_{a2}^b - \hat{C}_{a2}^*) \quad [4.9]$$

pour estimer la covariance entre les estimateurs des captures des groupes d'âge $a1$ et $a2$.

B est le nombre de rééchantillonnages de la simulation.

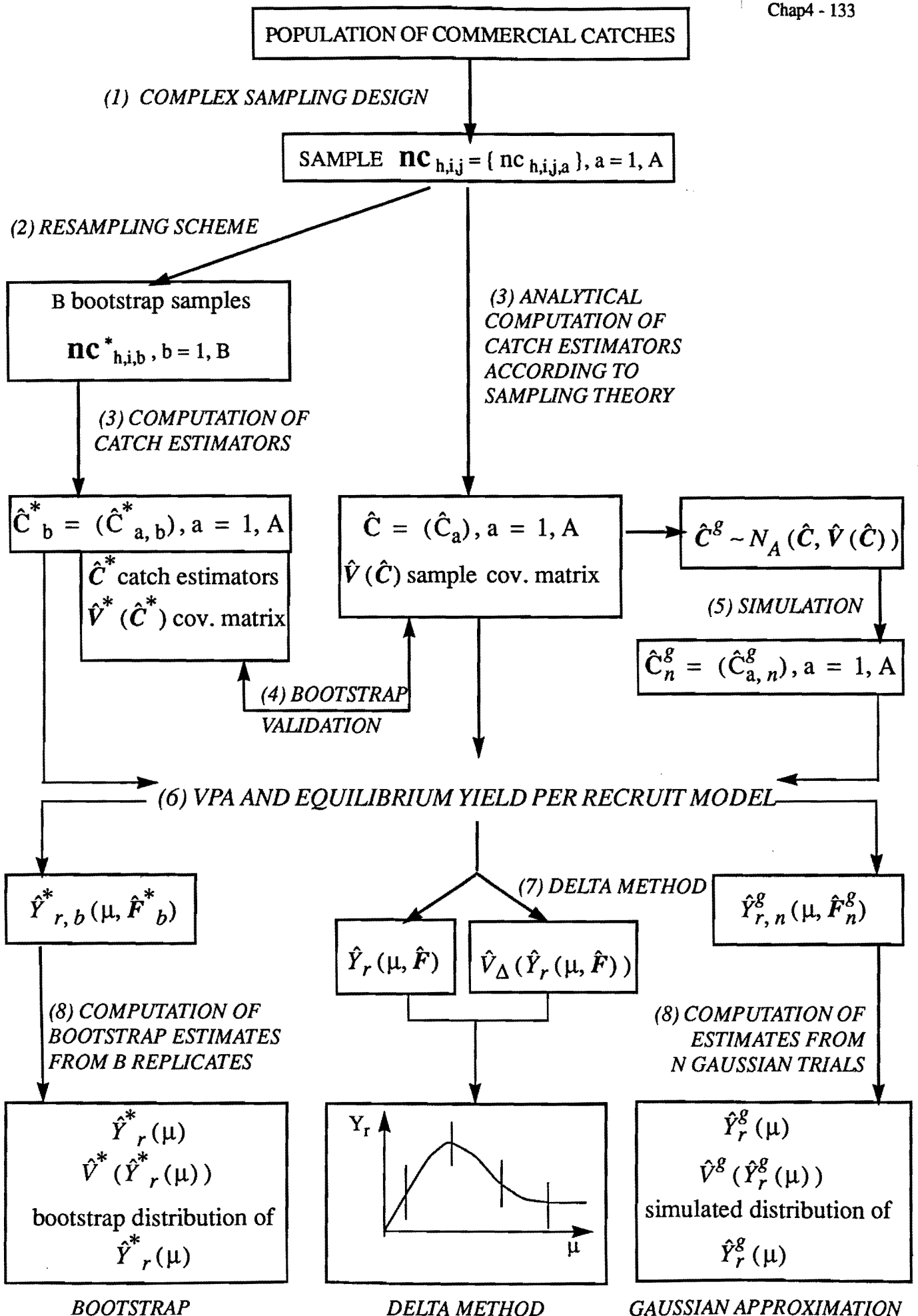
Mise en oeuvre des techniques

Delta-méthode et approximation gaussienne² nécessitent l'estimation des captures et la matrice de covariance correspondante calculées au chap. 3. L'information requise pour le bootstrap est extraite des données fines d'échantillonnage. La *figure 4.3* présente un organigramme illustrant les tenants et les aboutissants, ainsi que les principales étapes de l'analyse.

Les deux techniques basées sur des simulations demandent un nombre conséquent d'itérations; 2000 répliquats sont ainsi créés afin d'être en mesure d'estimer des distributions, en plus des moyennes et des variances. La simulation du rééchantillonnage consomme beaucoup plus de temps que celle d'une distribution théorique. Les programmes correspondants ont été développés sur un gros ordinateur (*annexe programmes*).

Figure 4.3. Organigramme de l'analyse réalisée pour estimer la variance du rendement par recrue. De gauche à droite: bootstrap, delta-méthode et approximation gaussienne. De haut en bas: (1)- Protocole complexe d'échantillonnage des débarquements; h, i et j indicent respectivement les strates, les jours et les caisses. (2)- Rééchantillonnage reproduisant le protocole précédent, excepté pour les caisses; les données dans chaque caisse sont agrégées. Ce rééchantillonnage fournit B échantillons bootstrap. (3)- Estimation des captures par âge, soit à partir de l'échantillon initial (C, au milieu), soit pour chaque répliquat bootstrap (C_b^* , à gauche). La phase de validation (4) compare les estimations bootstrap C^* et $V_b(C^*)$ aux estimations issues des calculs classiques C et $V(C)$. Ces derniers définissent les paramètres du modèle multinormal de la simulation paramétrique (5) qui génère N répliquats C_g . Quelle que soit leur origine, les estimateurs des captures sont entrés dans la VPA et le vecteur F résultant dans le modèle de rendement par recrue (6). La variance de la réponse du modèle $Y_r(\mu, \hat{F})$ est ensuite calculée (7 et 8). Notons que la delta-méthode estime seulement la variance, tandis que bootstrap et approximation gaussienne fournissent en outre une estimation de la distribution de $Y_r(\mu, \hat{F})$.

² Cette technique se distingue du bootstrap paramétrique (Efron 1982) pour lequel l'hypothèse de normalité porterait sur les observations de base (par âge, jour et strate) et non sur les estimateurs qui en sont des fonctions.



Résultats

Considérons d'abord les résultats du bootstrap. Le rééchantillonnage adopté reproduit seulement un plan d'échantillonnage stratifié à deux niveaux. De ce fait, il néglige le niveau caisse du protocole réel (*fig. 3.1*), simplification qui se justifie *a priori* par la faible composante de variance correspondante (variance intercaisses, *tableau 3.4*). Cependant, il est nécessaire de vérifier que la reproduction de la variabilité d'échantillonnage ne s'en trouve pas affectée de manière significative. Cette validation du bootstrap peut être réalisée en comparant les estimateurs des captures et leur matrice de covariance, obtenus d'un côté lors du calcul analytique (chapitre 3, § 1), de l'autre par le bootstrap. Les estimations des captures, présentées sur le *tableau 4.2*, s'accordent de manière satisfaisante puisque l'écart maximal entre les deux techniques est de 7% en valeur relative. Les estimations bootstrap sont généralement inférieures aux estimations obtenues analytiquement. Pour ce qui est des variances et des covariances (*tableau 4.3*), les estimations sont également proches. On trouve des écarts non négligeables pour des groupes d'âge assez rares dans les débarquements (7⁺). Plusieurs termes de covariance "bootstrap" apparaissent non nuls, bien qu'ils concernent des strates distinctes, indépendantes par définition. C'est probablement un artefact de la simulation; en effet, deux variables peuvent être corrélées numériquement³, sans qu'il y ait de dépendance causale entre elles. De toutes façons, ces termes sont petits par rapport aux autres, et non significatifs.

Age	1	2	3	4	5	6	7+
Analytique	1013	4245	234	113	42	17	4
Bootstrap	938	3911	220	108	39	17	4

Tableau 4.2. Estimations (en milliers d'individus) des captures par âge obtenues par le calcul analytique et par le bootstrap.

³ *i.e.* que les corrélations sont estimées à partir d'un nombre fini de mesures.

Age	1	2	3	4	5	6	7+	Analytique
	39	0	0	0	0	0	0	1
1	33	23	3	1	0	0	0	2
2	-4	20	21	13	0	0	0	3
3	-4	-2	23	21	10	20	14	4
4	5	-2	9	25	52	20	11	5
5	8	-6	4	16	50	53	25	6
6	-3	-5	-2	15	33	59	65	7+
7+	-8	6	-8	8	8	0	100	
Bootstrap	1	2	3	4	5	6	7+	Age

Tableau 4.3. Matrices de covariance des captures estimées par bootstrap (valeurs situées sous la diagonale) et par le calcul direct (valeurs situées au dessus de la diagonale). Les valeurs sont exprimées en coefficients de variation et de covariation comme dans le *tableau 3.3*.

Globalement, la comparaison des résultats est satisfaisante, ce qui valide la procédure de rééchantillonnage. A titre indicatif, on a aussi essayé un bootstrap plus simple, qui reproduit un échantillonnage aléatoire simple des captures -donc à partir d'un modèle multinomial-. Les CV des estimateurs des captures se trouvent dans le *tableau 4.4*. Les variances diminuent avec le nombre de captures du groupe d'âge; par conséquent, les CV sont très faibles pour des groupes abondants dans les débarquements. De toute évidence, ce bootstrap "naïf" sous-estime gravement les variances, parce qu'il néglige la complexité de l'échantillonnage, et notamment les multiples niveaux générateurs de variance.

Age	1	2	3	4	5	6	7+
CV	6	2	5	11	18	22	37

Tableau 4.4. Coefficients de variation des captures estimées par un bootstrap naïf, *i.e.* à partir d'une distribution multinomiale. La précision des estimateurs diminue alors à mesure que les individus sont plus rares dans les débarquements.

En plus des moments d'ordre 1 et 2, le bootstrap estime les distributions des estimateurs des captures. Seuls les 4 premiers groupes d'âge sont reportés sur la *figure 4.4*, les suivants contribuant à hauteur de 7% au total des débarquements. Ces distributions ont une allure unimodale et relativement symétrique pour les âges 2,3 et 4 (87% des captures pondérales), mais l'hypothèse de normalité est toujours rejetée lors des tests. Pour l'âge 2, l'histogramme rappelle plutôt une distribution triangulaire. En dehors de ces groupes d'âge, les distributions deviennent dissymétriques, voire plurimodales (âge 1). En regard de ces résultats, les distributions d'échantillonnage des estimateurs des captures ne peuvent être assimilées à des gaussiennes.

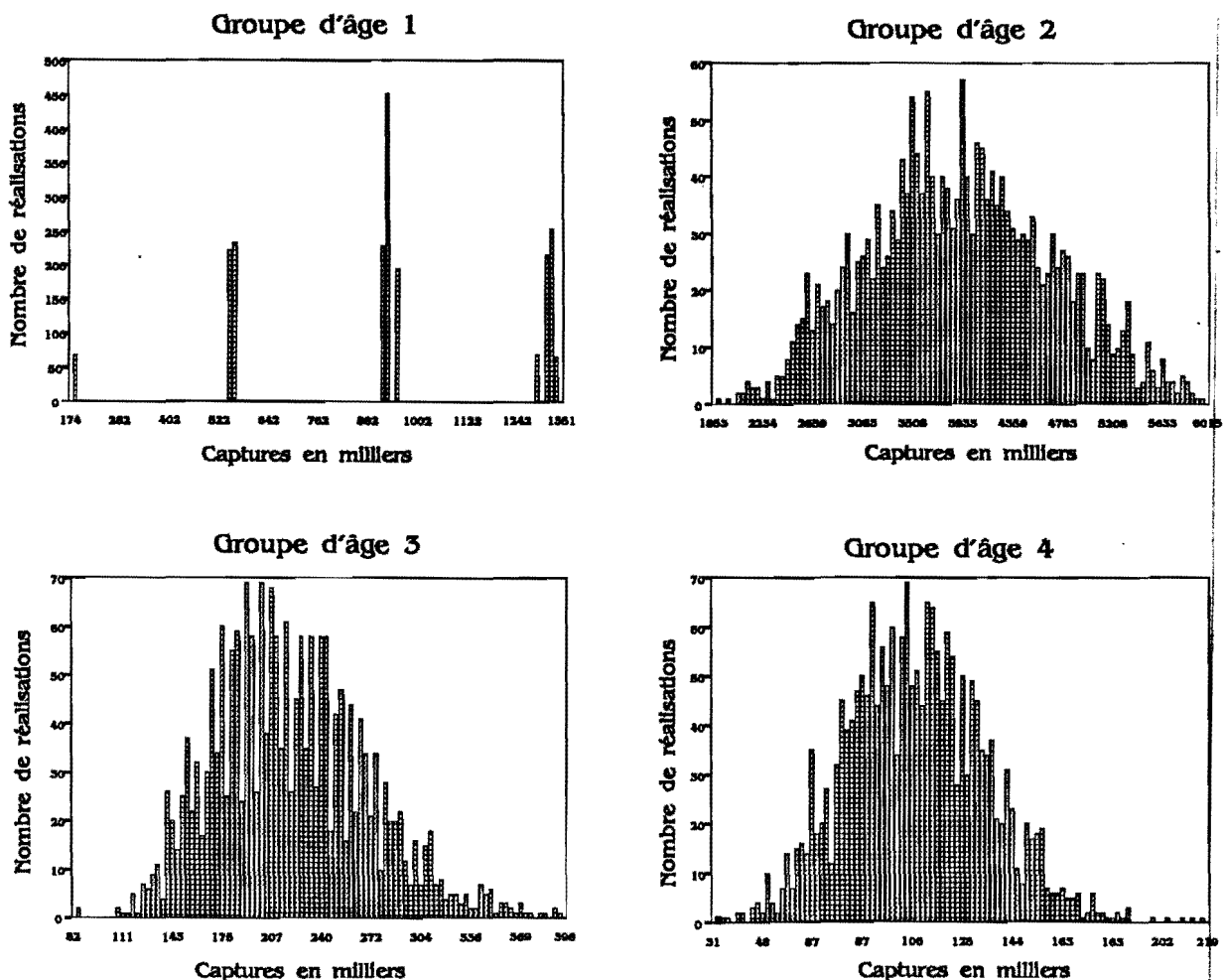


Figure 4.4. Distributions empiriques des estimations des captures pour les groupes d'âge importants dans les débarquements. Ces distributions sont obtenues à partir de 2000 répliqués bootstrap.

Une fois la procédure de rééchantillonnage validée, on peut analyser la propagation de l'erreur *via* le modèle de rendement par recrue, grâce aux trois techniques décrites. Les CV des

estimateurs des rendements par recrue sont reportés dans le *tableau 4.5*. Notons d'abord que les résultats de la delta-méthode diffèrent de ceux de la *figure 4.2* du fait que la VPA préalable est appliquée à une seule cohorte dans cette application.

Quel que soit le niveau d'exploitation reflété par l'effort relatif, la delta-méthode estime des CV supérieurs à ceux des autres techniques. Bootstrap et approximation gaussienne donnent au contraire des résultats proches. Nous reviendrons par la suite sur ces différences.

Effort relatif	Delta-méthode	Bootstrap	Approximation gaussienne
0.1	8	5	6
0.2	8	4	4
0.3	9	4	4
0.4	10	4	4
0.5	12	5	5
0.6	12	5	5
0.7	13	5	5
0.8	13	5	5
0.9	13	5	5
1	12	5	5
1.1	12	5	5
1.2	12	5	5
1.3	12	5	5
1.4	12	5	5
1.5	12	5	5
1.6	13	5	5
1.7	13	5	5
1.8	14	5	6
1.9	15	5	6
2	15	6	6

Tableau 4.5. Coefficients de variation des rendements par recrue respectivement estimés par la delta-méthode, le bootstrap et l'approximation gaussienne.

Comme indiqué sur la *figure 4.3*, le bootstrap est plus riche de résultats que l'approche analytique de la delta-méthode: outre les moyennes et les variances, il produit une distribution du rendement par recrue pour chaque niveau d'exploitation. De telles distributions permettent en particulier la construction d'intervalles de confiance non paramétriques (Efron 1981, 1987). La *figure 4.5* est une image tridimensionnelle du rendement par recrue en fonction de l'effort relatif où sont reportés plusieurs histogrammes (4 seulement pour des raisons de clarté). Il en ressort que la forme de la distribution empirique des rendements par recrue dépend du niveau d'exploitation. Pour des valeurs extrêmes du multiplicateur d'effort, les queues des distributions deviennent importantes et des modes supplémentaires apparaissent, notamment pour le niveau d'exploitation correspondant à F_{max} (à savoir autour de $\mu = 0.3$). Cependant, si l'on s'intéresse à une régulation progressive de l'effort, des multiplicateurs proches de 1 sont souhaitables; les distributions sont alors unimodales. L'existence de distributions bimodales des rendements par recrue pour des efforts très faibles ou très élevés peut être mise en relation avec une dépendance accrue de la production vis-à-vis de groupes d'âge dont les distributions sont elles-mêmes bimodales ou très dissymétriques. On peut par exemple établir un parallèle entre la distribution des captures pour l'âge 1 et celle du rendement par recrue pour $\mu = 1.7$.

Considérons pour finir les distributions issues des simulations paramétriques. La *figure 4.6* est analogue à la précédente. On y remarque l'allure gaussienne des distributions des rendements par recrue, en liaison avec celle des captures. Cependant, une fois de plus, les tests statistiques effectués rejettent l'hypothèse de normalité.

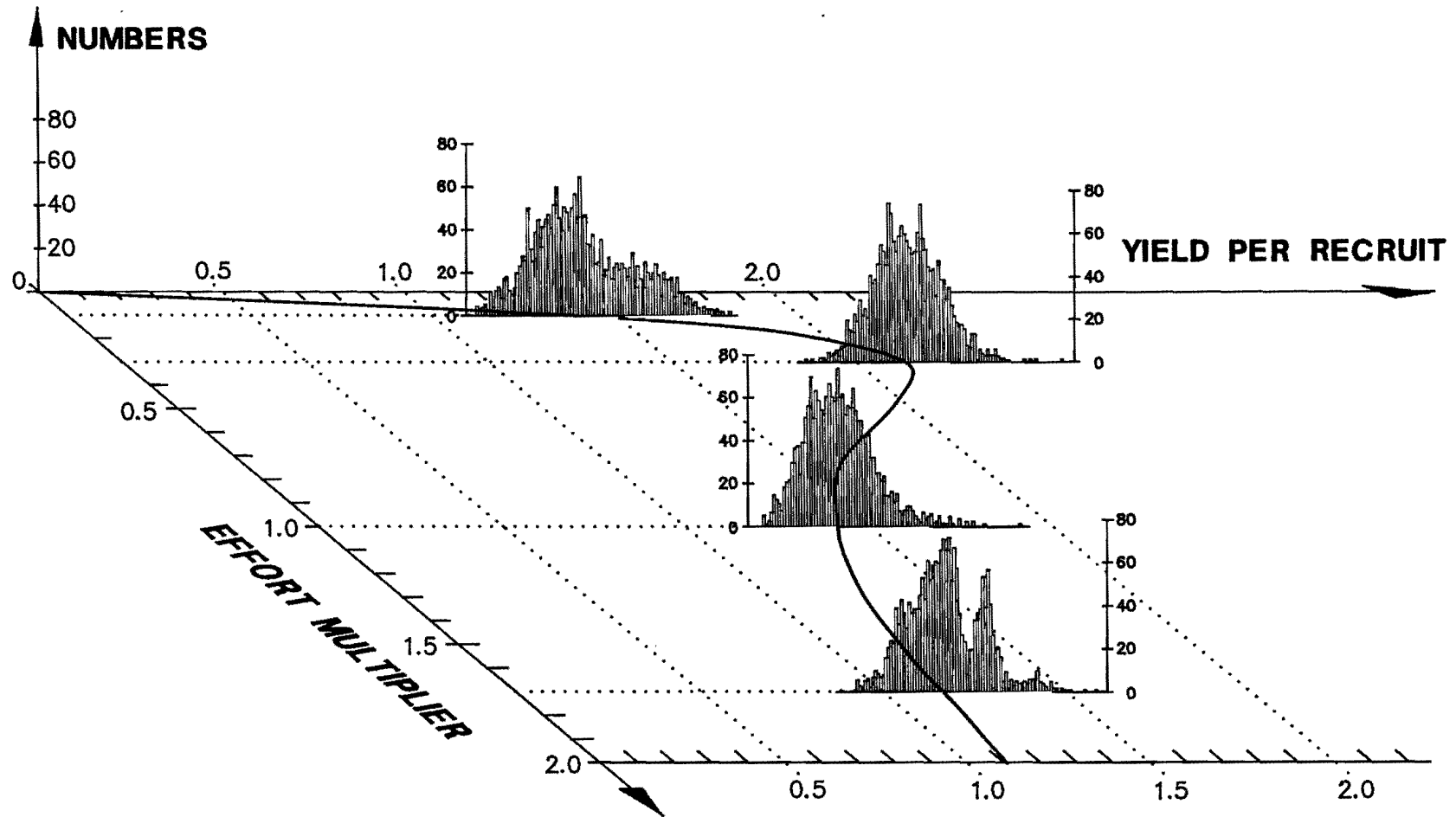


Figure 4.5. Image en trois dimensions des rendements par recrue estimés par le bootstrap. Sur le plan $\langle xOy \rangle$, l'estimation bootstrap des rendements par recrue, *i.e.* la moyenne des valeurs obtenues pour chaque réplicat, est tracée en fonction de l'effort relatif. Les distributions empiriques des rendements par recrue sont figurées pour quatre valeurs de l'effort relatif: 0.1, 0.3, 1, et 1.7. 0.1 et 0.3 correspondent respectivement à des niveaux d'exploitation proches de $F_{0.1}$ et F_{max} .

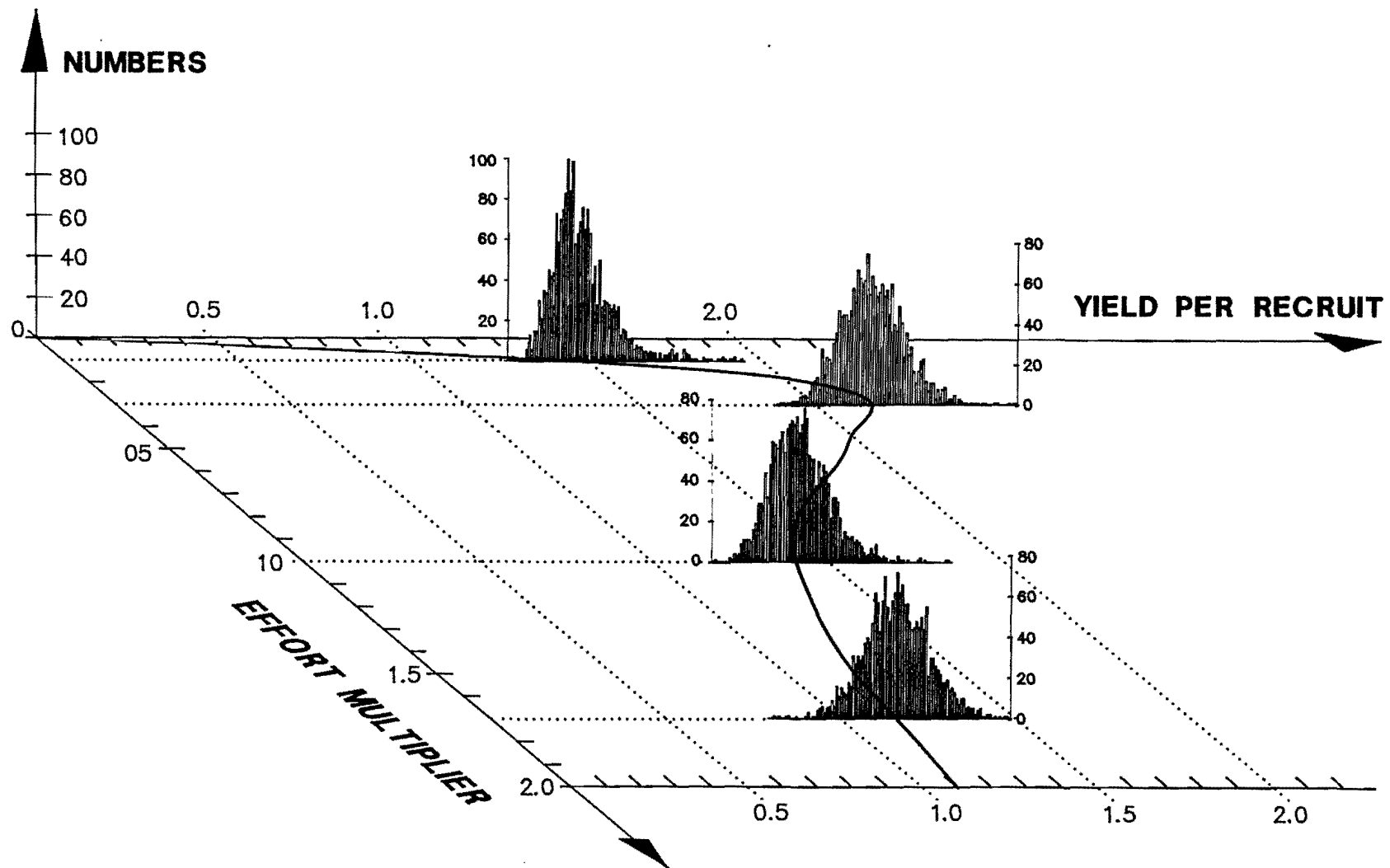


Figure 4.6. Image en trois dimensions des rendements par recrue estimés par simulation d'une distribution multinormale des estimateurs des captures. Sur le plan $\langle xOy \rangle$, l'estimation des rendements par recrue, *i.e.* la moyenne des valeurs obtenues pour chaque simulation, est tracée en fonction de l'effort relatif. Les distributions empiriques des rendements par recrue sont figurées pour les mêmes valeurs de l'effort relatif que sur la figure précédente.

Discussion-Conclusions

Comme le souligne Efron (1981), la delta-méthode et le bootstrap dérivent d'un même principe de base: les observations sont fixées et l'écart type de la statistique désirée est estimé à partir de versions repondérées de la distribution de probabilité empirique. Selon le choix de ces pondérations, différentes techniques de rééchantillonnage peuvent être définies, *ex.* le jackknife. L'idée sous-jacente à l'approximation gaussienne est analogue, mais dans un contexte paramétrique. Malgré un lien théorique étroit, les trois techniques diffèrent en pratique. Nous étudions maintenant ce point, afin de décider quelle technique fournit le meilleur estimateur dans notre contexte.

Hypothèses nécessaires. Les hypothèses relatives à chaque approche sont considérées, de la plus contraignante à la moins contraignante.

Concernant l'approximation gaussienne, la distribution des captures est supposée multinormale, ce qui, de toute évidence, est faux dans le cas étudié (*fig. 4.4*). Toutefois, la question n'est pas celle de la **validité** de cette hypothèse, mais plutôt de la **robustesse** des conclusions vis-à-vis de sa violation. Les estimations issues du bootstrap et de l'approximation gaussienne sont très proches dans cet exemple. Avec un autre vecteur de captures, les variances "bootstrap" étaient un peu inférieures aux secondes (résultats non reportés). Les résultats ne sont donc pas très différents selon que l'hypothèse de normalité est vérifiée ou non.

Appliquée au premier ordre, la delta-méthode approche le rendement par recrue par une fonction linéaire des captures. Ainsi, l'expression de la variance n'est valable que pour de petites variances des captures. Sont ignorés les effets d'ordre supérieur, qui peuvent résulter d'erreurs plus grandes. De plus, l'espérance de la réponse du modèle est supposée égale à celle obtenue avec le vecteur moyen de captures par âge, *i.e.* le biais est négligé. La plupart des modèles d'intérêt halieutique, et plus généralement en dynamique des populations, sont fortement non linéaires. A des fins didactiques, Gardner *et al.*(1981) ont examiné une fonction non linéaire simple: la détérioration de l'approximation linéaire est rapide dès que le CV des paramètres dépasse 30%. Dans notre analyse, les CV des captures sont compris entre 20 et 65%, quoique pour les groupes d'âge

importants, les valeurs sont proches de 20%. La simplification du modèle due au développement en série de Taylor est la principale caractéristique de la delta-méthode. Elle se distingue en cela des deux autres techniques, fondées sur des simulations.

Le bootstrap ne demande aucune hypothèse *a priori*. La distribution des estimateurs des captures est déduite de l'information contenue dans l'échantillon initial et dans le protocole associé. A cet égard, il convient de souligner la dépendance du bootstrap vis-à-vis du protocole d'échantillonnage qui lie la statistique à estimer (les captures dans cet exemple) aux caractéristiques inconnues de la population. L'information nécessaire au bootstrap est entièrement extraite des données et de la procédure qui les génère. En conséquence, si l'échantillon n'est pas obtenu correctement, les résultats du bootstrap n'ont aucun sens⁴.

Estimateurs de la variance. Les techniques analytique et à base de simulation produisent différents types de résultats. La delta-méthode *stricto sensu* ne fournit que des estimations de la variance⁵. Pour construire un intervalle de confiance, il faudrait connaître la distribution des estimateurs \hat{Y}_r des rendements par recrue. C'est pourquoi les domaines délimités autour de la courbe moyenne sur la *figure 4.2* ne sont pas décrits en termes d'intervalles de confiance à 95%, qui supposeraient une distribution gaussienne des \hat{Y}_r . Outre les variances, les deux autres techniques estiment des distributions de \hat{Y}_r .

Dans cette application, la delta-méthode donne les CV les plus élevés, alors que les estimations sont comparables pour les deux autres techniques. Cet écart peut être attribué à l'approximation linéaire. Par ailleurs, dans certains cas, on a observé un écart entre le bootstrap et l'approximation gaussienne. Ceci amène à distinguer les techniques selon un autre critère: d'un côté, le bootstrap rééchantillonne des données détaillées; de l'autre, ces observations sont agrégées en un seul vecteur moyen et une estimation de la matrice de covariance associée, eux-mêmes utilisés tels quels par la delta-méthode et l'approximation gaussienne. Dans le cas d'une distribution multinormale, ces deux statistiques sont exhaustives (Kendall & Stuart 1979) et l'écart entre la

4 Bien entendu, toute méthode donne des résultats sans signification dans ce cas.

5 Au deuxième ordre, elle estimerait aussi le biais du rendement par recrue.

delta-méthode et l'approximation gaussienne est alors le fait de l'approximation linéaire. Quand bootstrap et approximation gaussienne ne sont pas équivalents, *i.e.* en dehors du contexte multinormal, l'écart entre leurs résultats est attribuable à la perte d'information survenue lorsque les données détaillées sont combinées en \hat{C} et $\hat{V}(\hat{C})$.

Enfin, il faut relativiser les conclusions dans la mesure où la valeur réelle de la matrice de covariance est inconnue. Il est donc impossible de savoir quel estimateur de la variance en est le plus proche. Des essais effectués à partir de données artificielles pourraient aider à tester cette hypothèse. Dans le cas d'un modèle de régression multiple, Caron (1988) montre que le bootstrap est plus performant que la delta-méthode tant que l'échantillonnage n'est pas trop complexe et la taille de l'échantillon assez faible. Dans notre exemple, la procédure de rééchantillonnage et par conséquent les résultats du bootstrap ont été en quelque sorte validés par rapport aux estimateurs obtenus analytiquement. C'est pourquoi le bootstrap est certainement plus proche de la réalité.

3. Propagation d'autres erreurs d'estimation.

L'erreur d'échantillonnage n'est malheureusement pas la seule source d'incertitude sur les paramètres des modèles. Par ailleurs, l'analyse de la propagation de l'erreur doit s'étendre à tous les modèles et aux diverses quantités qu'ils produisent. Des simulations (§ 1.2) portant sur le stock "artificiel" de morue de mer du Nord (*annexe données*) permettent d'atteindre ce double objectif.

3.1. Principe de l'analyse.

La démarche ressemble à celle du chapitre 2, § 3, mais cette fois, on tire parti du fait que les caractéristiques de l'exploitation et du stock, *i.e.* les valeurs exactes des paramètres, sont supposées connues (*fig. 4.7* en relation avec *fig. 1.11*).

L'ensemble de ces simulations permet d'évaluer:

- la *justesse* des résultats fournis par les modèles, grâce au calcul de l'écart entre les réponses du modèle obtenues avec et sans bruit sur les valeurs exactes des paramètres.
- leur *précision* à partir de l'estimation de la variance des réponses obtenues avec les valeurs bruitées des paramètres.

La signification concrète du "bruitage" découle des remarques faites au chap. 3. En effet, deux cas de figure sont envisagés successivement: d'abord une erreur aléatoire d'estimation de certains paramètres, ensuite une erreur systématique, *i.e.* un biais dans l'estimation de la mortalité naturelle.

3.2. Impact d'incertitudes aléatoires sur plusieurs paramètres.

En rapport avec le précédent chapitre, on choisit des valeurs calculées ou plausibles des CV des captures (globales et par flottille), des poids et du recrutement (*tableau 4.6*). Les estimateurs des paramètres sont supposés suivre des lois normales indépendantes (approximation gaussienne). Le "bruitage" est donc un bruit blanc *stricto sensu*. Les coefficients de variation des différentes quantités d'intérêt (*tableau 2.1*) sont rassemblés dans le *tableau 4.7*.

Paramètre	Captures globales	Captures par flottilles	Poids	Recrutement
CV	20	20	20	30

Tableau 4.6. Coefficients de variation utilisés pour les paramètres de la pêcherie de morue de mer du Nord. Mortalité naturelle et efforts de pêche sont supposés connus exactement.

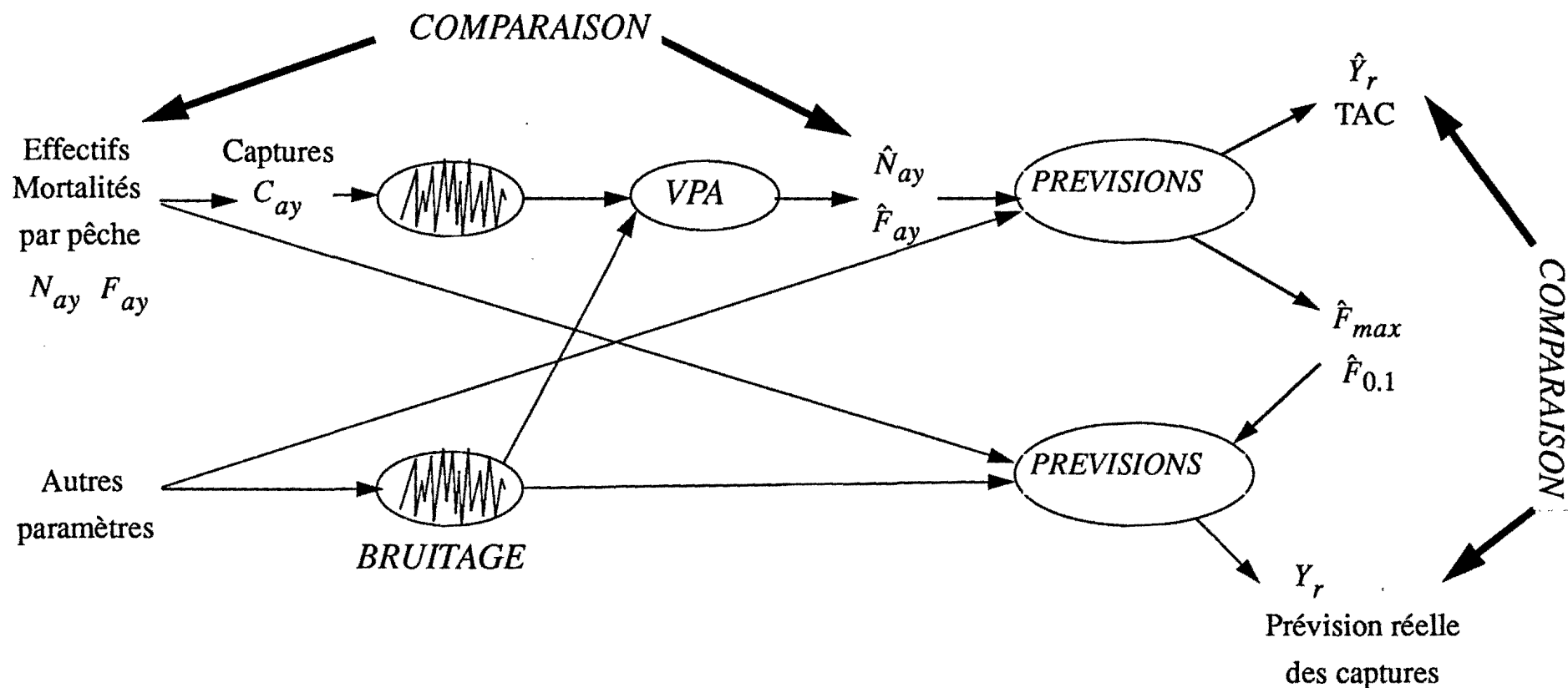


Figure 4.7. Suite des opérations effectuées lors de la simulation de l'évaluation du stock artificiel de Morue de Mer du Nord. En liaison avec la figure 1.8, les caractéristiques vraies du stock et de l'exploitation sont connues. L'estimation des paramètres nécessaires à l'évaluation s'accompagne d'une erreur. Pour reproduire cette incertitude, les valeurs vraies sont bruitées (BRUITAGE). L'évaluation est alors réalisée et produit des prévisions par suite entachées d'erreur. Par ailleurs, les mêmes prévisions sont effectuées avec les valeurs exactes des paramètres, fournissant le diagnostic exact (Y_r) et le tonnage qui sera réellement capturé compte tenu du niveau d'exploitation choisi (F_{max} , $F_{0.1}$, F_{squo}). L'ensemble de ces résultats permet de calculer d'une part, l'écart entre les réponses des modèles et les vraies valeurs, et d'autre part, la dispersion des réponses des modèles, *i.e.* leur biais réel et une estimation de leur variance, tous deux induits par la propagation de l'erreur sur les paramètres d'entrée des modèles.

Estimateur	CV	Biais
Mortalité par pêche en général	17	$-2 < < 3$
Mortalité par pêche dernière année	23	$-2 < < 7$
Effectifs en général	13	$-1 < < 2$
Effectifs dernière année	10	$-1 < < 3$
Rendement par recrue	10	$0 < < 1$
F_{max}	7	0
$F_{0.1}$	5	0
TAC ($F_{status\ quo}$)	13	0
TAC (F_{max})	18	0
TAC ($F_{0.1}$)	16	0

Tableau 4.7. Coefficients de variation et biais relatifs obtenus par simulation de distributions normales indépendantes sur chaque paramètre d'entrée (exceptés la mortalité naturelle et les efforts de pêche). Pour les estimateurs VPA, le CV indiqué est une valeur moyenne. Le CV du rendement par recrue s'entend pour un multiplicateur proche de 1 (intensité de pêche courante).

Les biais relatifs sont tous très faibles, voire quasi-nuls pour les prévisions. La précision des paramètres n'affecte donc pas la justesse des réponses des modèles, qui sont par ailleurs excellentes en l'absence de toute source d'erreur (résultats non reportés).

Les précisions des estimateurs VPA et des rendements par recrue sont en plein accord avec les résultats donnés par la delta-méthode (§ 2.1). Le fait que la VPA soit calibrée ne modifie guère la précision des résultats (*tableau 4.1* contre *tableau 4.7*). Les points F_{max} et $F_{0.1}$ sont estimés très précisément. Quant aux TAC, la précision est bonne, quoique ceux relatifs à F_{max} et $F_{0.1}$ soient plus marqués par les incertitudes. A titre d'illustration, il est possible de construire, sous hypothèse de normalité, des intervalles de confiance à 90% des TAC (*tableau 4.8*). On constate

alors que malgré leur précision, les TAC respectifs sont compris dans une gamme de valeurs assez étendue et qui dépassent de loin la marge de manoeuvre à court terme des décideurs politiques. Par ailleurs, les options de gestion F_{max} et $F_{0.1}$ ne sont pas significativement distinctes à ce niveau. Ces questions seront abordées au chapitre 5.

	Borne inf.	Moyenne	Borne sup.
TAC ($F_{status\ quo}$)	137	186	233
TAC (F_{max})	36	57	77
TAC ($F_{0.1}$)	25	36	48

Tableau 4.8. Intervalles de confiance à 90% des différents TAC (exprimés en milliers de tonnes), en relation avec les CV du tableau 4.7. Ces intervalles sont construits sous hypothèse de normalité et non à partir des distributions empiriques obtenues lors des simulations.

3.3. Conséquences d'un biais dans l'estimation de la mortalité naturelle.

Les problèmes liés à l'estimation de la mortalité naturelle ont déjà été évoqués (chap. 3, § 2.1). L'exemple que nous prenons correspond à une modification des valeurs de M réellement survenue dans le cadre du groupe de travail "Poissons Ronds de la mer du Nord" (Anon. 1986) (tableau 4.9).

Groupe d'âge a	1	2	3	4 et plus
M_a avant GT de 1986	0.2	0.2	0.2	0.2
M_a dès le GT de 1986	0.8	0.35	0.25	0.2

Tableau 4.9. Valeurs de la mortalité naturelle successivement utilisées au cours du groupe de travail (GT). La mortalité d'un groupe d'âge donné est supposée constante d'une année à l'autre.

En posant que les mortalités naturelles adoptées à partir de 1986 sont plus proches de la réalité, les résultats de l'évaluation sont modifiés comme suit (tableaux 4.10 et 4.11).

Groupe d'âge	1	2	3	4 et plus
Mortalité par pêche	+50%	+8%	+2%	0%
Effectif	-48%	-10%	-3%	0%

Tableau 4.10. Ecarts relatifs moyens des estimateurs VPA en fonction de l'âge (valeur calculée avec l'ancienne M - valeur calculée avec la nouvelle M). Les écarts ont à peu près la même importance pour toutes les années.

Estimateur	M pré 86	M post 86	Ecart en %
Rendement par recrue	.96	.49	-98%
F_{max}	.213	.228	+7%
$F_{0.1}$.136	.142	+4%
TAC ($F_{status\ quo}$)	208	186	-12%
TAC (F_{max})	59	57	-4%
TAC ($F_{0.1}$)	39	36	-7%

Tableau 4.11. Estimations obtenues avec les deux séries de valeurs de M, et avec les valeurs biaisées. L'écart relatif figure en dernière colonne. Le rendement par recrue correspond à un multiplicateur proche de 1 (intensité de pêche courante). F_{max} et $F_{0.1}$ sont exprimés en valeurs relatives de la mortalité par pêche de référence. Les TAC sont donnés en milliers de tonnes.

Les estimations VPA des mortalités par pêche et des effectifs montrent des écarts de signes opposés, écarts d'autant plus importants que M_a est fortement modifiée. Les conséquences graves et imprévisibles d'une valeur erronée de la mortalité naturelle sur les résultats de la VPA ont aussi été identifiées dans d'autres cas (Hilden (1988); Bradford & Peterman (1989); Lapointe *et al.* (1989)). La forte augmentation des mortalités par pêche et de certaines valeurs de M_a entraîne une diminution importante du rendement par recrue, comme le laissent prévoir les analyses de sensibilité. Par contre, les estimations de F_{max} et $F_{0.1}$ sont peu affectées, bien que la forme de la

courbe de rendement par recrue change fortement avec M (fig. 4.2). Les TAC augmentent aussi, mais de façon moins significative que Y_r , car les biais des mortalités et des effectifs se compensent dans une certaine mesure. Une exploitation à $F_{status\ quo}$ étant plus inféodée aux groupes d'âge jeunes, le TAC correspondant en est plus affecté.

Conclusions

Choix d'une technique d'étude de la propagation de l'erreur.

Les conclusions qui suivent sont évidemment restreintes aux modèles et aux techniques envisagés.

Lorsqu'il s'agit d'évaluer les conséquences d'une erreur d'échantillonnage, le bootstrap est sans conteste supérieur aux autres techniques évoquées, et ce pour trois raisons:

- Il ne requiert **aucune hypothèse paramétrique a priori**.
- **Aucune approximation** du modèle n'est nécessaire.
- Il fournit des **distributions** des divers estimateurs, qui permettent d'une part de construire des intervalles de confiance, d'autre part, de mettre en évidence des particularités de leur distribution d'échantillonnage.

De plus, la procédure de bootstrap présente ici l'avantage d'avoir été **validée** par rapport aux estimations classiques issues de la théorie de l'échantillonnage. Ceci nous amène à insister à nouveau sur l'indispensable cohérence entre le **rééchantillonnage** et le **protocole initial** de collecte des données. A cet égard, simuler une distribution multinomiale lorsque l'échantillonnage initial n'est pas aléatoire simple conduit à des résultats erronés. Dans cet exemple où le protocole initial comporte plusieurs niveaux, cela provoque une **sévère sous-estimation** des variances.

L'inconvénient du bootstrap réside dans un développement éventuellement complexe. Des données détaillées d'échantillonnage sont en effet indispensables, et des difficultés sont prévisibles au cas où elles proviennent de différentes sources, comme c'est le cas habituellement pour les évaluations de stock.

Pour ce qui est de l'erreur d'estimation en général, *i.e.* essentiellement exprimée sous forme de coefficient de variation, une simulation paramétrique avec une loi Normale donne, et simplement, des estimations de variance tout à fait satisfaisantes. Ce choix est également approprié lorsque le bootstrap ne peut être appliqué.

Impact des erreurs d'estimation sur les résultats des modèles

On a déjà évoqué les lacunes que présente cette étude en matière de quantification de l'incertitude sur les paramètres. Les captures ne sont malheureusement pas le paramètre le plus sensible. Néanmoins, on peut penser que les coefficients de variation adoptés pour les autres paramètres ne sont pas éloignés de la réalité. Enfin, le biais de la mortalité naturelle reproduit un cas bien réel.

Dans la mesure où les modèles ont des sensibilités particulières, leurs réponses montrent des biais et des variances différentes (*tableau 4.12*).

Réponse	Justesse	Précision
Estimateurs VPA	++	+
Rendement par recrue	-	+++
F_{max} et $F_{0.1}$	++++	+++
TAC	+++	++

Tableau 4.12. Précisions et justesses comparées des différentes quantités d'intérêt en évaluation des stocks (d'après les résultats précédents). Le nombre de croix augmente avec la qualité de l'estimation.

L'évaluation des stocks s'intéresse principalement aux prévisions finales, et surtout aux TAC. Les estimations des TAC sont à la fois assez précises et assez justes. Mais, la qualité des évaluations se définit en regard des objectifs de gestion du stock. Ainsi, on a montré (*tableau 4.8*) que la précision atteinte ne permet pas de distinguer les options de gestion F_{max} et $F_{0.1}$. Plus généralement, il est possible de quantifier les risques d'erreur associés à l'imprécision des TAC. De la même façon, adopter le TAC de 208 milliers de tonnes au lieu de 186 milliers de tonnes (*tableau 4.11*), revient à une mortalité cible non pas égale à $F_{statu\ quo}$, mais supérieure de 20%, ce qui constitue un accroissement important de la pression de pêche. La persistance d'un tel décalage peut, on le pressent, induire au fil des années des erreurs de gestion du stock.

Or, ces problèmes potentiels sont consécutifs aux seules erreurs d'estimation des paramètres. D'autres sources de variabilité entrent en jeu dans l'évaluation des stocks comme la variabilité naturelle du stock (due à des facteurs intrinsèques ou extrinsèques): recrutement bien sûr, mais aussi mortalité naturelle et poids des individus. L'activité des flottilles, *i.e.* l'effort de pêche fluctue aussi, *ex.* en fonction des aléas climatiques. L'évaluation des stocks est donc soumise à une série d'incertitudes et d'erreurs, dont certaines peuvent être contrôlées, du moins partiellement (les erreurs consécutives à l'estimation), mais d'autres, inhérentes au stock et à la pêcherie, sont en grande partie imprévisibles en l'état actuel des connaissances halieutiques. C'est pourquoi il est nécessaire d'intégrer toutes ces sources de variabilité au niveau de l'évaluation du stock, et par suite dans la gestion de la pêcherie.

Chapitre 5

Gestion sous incertitude

Gestion sous incertitude

1. Le système actuel de gestion par limitation des captures.	157
<u>1.1. Description.</u>	157
<u>1.2. Qualité des TAC recommandés par le CIEM - Analyse rétrospective.</u>	160
2. Objectifs de gestion et stratégies associées.	166
<u>2.1. Les "points de référence biologiques" en halieutique. Situation de surpêche.</u>	166
<u>2.2. Stratégie de gestion associée à un objectif.</u>	169
<u>2.3. Propriétés des stratégies de gestion en milieu incertain.</u>	170
<i>Impact de la variabilité naturelle du recrutement.</i>	170
<i>Autres sources d'incertitude.</i>	172
<i>Conclusions.</i>	173
3. La gestion sous incertitude.	174
4. Stratégies simples de reconstruction d'un stock surexploité en présence d'incertitude.	177
<u>4.1. Simulation de la gestion d'un stock sur plusieurs années.</u>	177
<i>Modèle et hypothèses de travail.</i>	177
<i>Paramètres d'entrée et incertitudes associées.</i>	179

<u>4.2. Les stratégies de gestion et leur évaluation.</u>	182
<i>Construction à partir des points de référence habituels.</i>	182
<i>Critères d'évaluation des stratégies.</i>	184
<u>4.3. Gestion de la pêche avec des données certaines</u>	186
<u>4.4. Impact des incertitudes selon la stratégie de gestion.</u>	195
<i>Comparaison des stratégies selon les critères.</i>	195
<i>Risques de collapsus du stock et de la pêche.</i>	196
<u>4.5. Influence du degré initial de surexploitation.</u>	200
<i>Stabilité des stratégies.</i>	200
<i>Stabilité et incertitudes sur les paramètres.</i>	203
Conclusion du chapitre.	206
<i>Impact des incertitudes sur la gestion - Intérêt et limitations d'une simulation "intégrée".</i>	206
<i>Propriétés des stratégies étudiées - Choix d'une stratégie de reconstruction.</i>	207

Dans les précédents chapitres, on a analysé l'incertitude potentielle (chap.2) ou réelle (chap.4) associée aux résultats de l'évaluation d'un stock. Sur des exemples ponctuels, certaines conséquences des erreurs d'estimation des données ont pu être identifiées. Ainsi, compte tenu de la précision des réponses des modèles, un TAC "à F_{max} " peut ne pas être "significativement" différent d'un TAC "à $F_{0.1}$ ", ou encore, avec un TAC "à $F_{status\ quo}$ ", l'imprécision peut engendrer une mortalité-cible plus importante que prévue. Après avoir étudié comment ces incertitudes se répercutent sur l'évaluation d'une année, il s'agit maintenant d'en analyser les conséquences sur plusieurs années, et notamment au delà d'une génération de poissons. Quelle est la réponse du système stock-pêche à une gestion fondée sur des évaluations imparfaites ? Il faut notamment analyser ces répercussions selon les objectifs de gestion. Dans un deuxième temps, comment adapter la gestion d'un stock, compte tenu de l'impact attendu des différentes sources d'incertitude ? Peut-on trouver des stratégies de gestion "robustes" vis-à-vis de ces facteurs déstabilisants; la simplicité d'application d'une stratégie constitue alors un objectif supplémentaire *per se*. Commençons par décrire le système de gestion actuel.

1. Le système actuel de gestion par limitation des captures.

1.1. Description.

Le processus d'évaluation d'un stock tel qu'il a été décrit jusqu'ici (se référer notamment au *tableau 2.1*, p. 59 et à la *figure 1.11.*, p. 60) constitue la base de l'avis scientifique formulé au cours des groupes de travail annuels réunis sous l'égide du CIEM. Il concerne seulement un certain nombre de stocks (*fig. 5.1*).

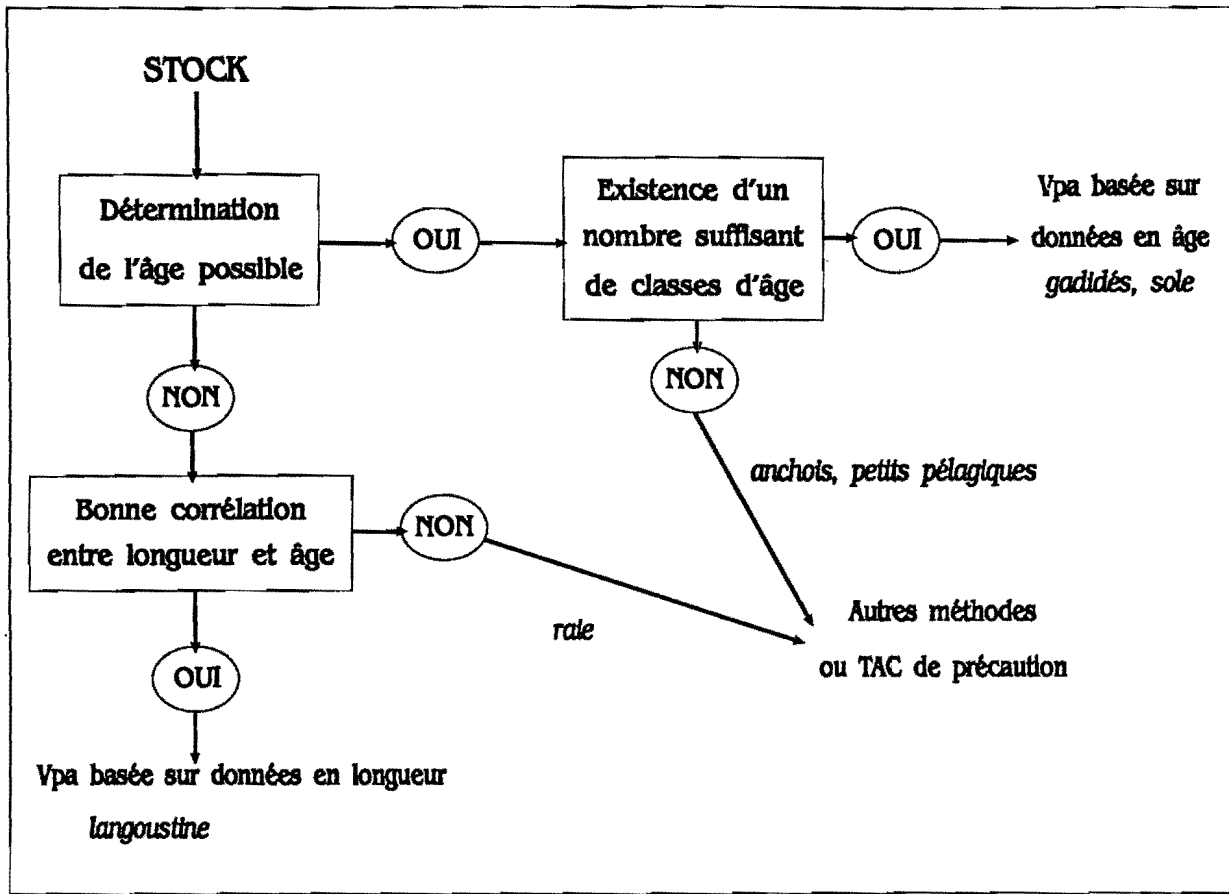


Figure 5.1. Les différents types d'évaluation des stocks pour les espèces gérées par TAC dans la région CIEM. Le cas des stocks démersaux correspond aux modèles étudiés jusqu'à présent. Parmi les autres méthodes, on distingue les indirectes, *i.e.* à partir de modèles, par exemple des modèles globaux (Schaefer, Pella-Tomlinson dans Laurec & Le Guen (1981)) et les directes qui visent une évaluation de biomasse *in situ* (comme les méthodes acoustiques ou celles basées sur la production d'œufs (Smith & Richardson 1977)). Noter aussi qu'une détermination de l'âge possible, mais trop onéreuse, est réshibitoire. Lorsqu'aucune de ces méthodes n'est applicable, des TAC dits de précaution peuvent être conseillés; ils se déduisent de l'évolution temporelle des captures, *ex.* de la moyenne des 5 dernières années de capture disponibles.

La mortalité-cible (chap 1, § 2.2) utile au calcul du TAC est en pratique celle de *statu quo*, pour des raisons sur lesquelles nous reviendrons. Des TAC à *statu quo* sont élaborés pour les trois années à venir. Avec le diagnostic à long terme de l'état du stock, ils forment la base de l'avis scientifique produit par le CIEM en matière de gestion des pêcheries. Cet avis relève donc d'une approche monospécifique de la pêche, grâce à une évaluation de la dynamique de la population exploitée. Le devenir de cet avis, depuis le CIEM jusqu'à la décision politique, et sa mise en application sont illustrés par la figure 5.2 (Gueguen 1988). Ce système existe depuis

1983. Par contre, des avis scientifiques, en particulier des prévisions de captures, sont émis par le CIEM depuis la fin des années 1960.

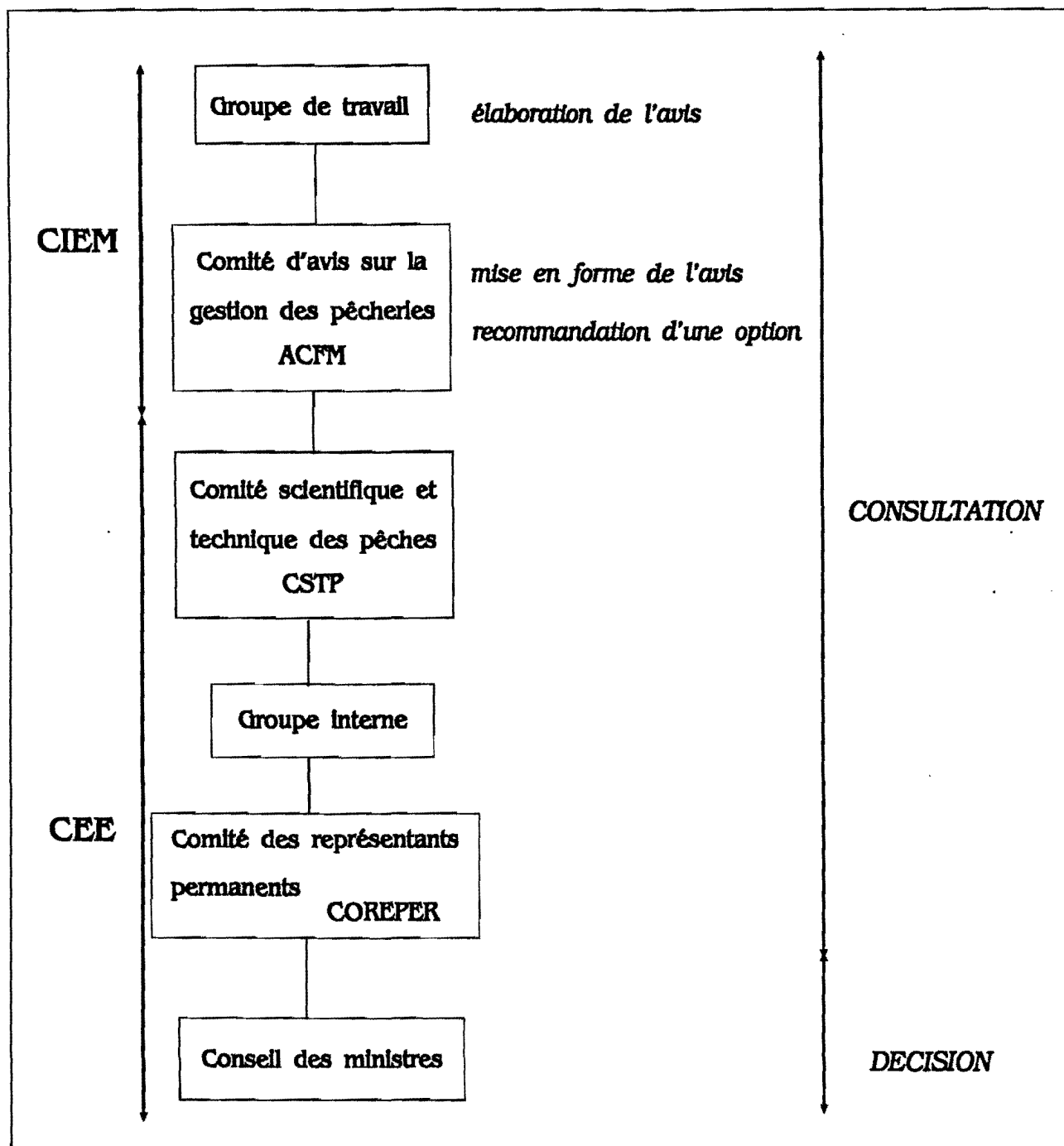


Figure 5.2. Devenir de l'avis scientifique émis par les groupes de travail, via les différentes instances qui interviennent dans la gestion des pêcheres dans la région CIEM et au plan communautaire.

Ce n'est pas le seul moyen de régulation utilisé dans la région CIEM. Dès 1983, l'évidence d'une surcapacité globale de la puissance de pêche (nombre de bateaux, puissance motrice...) a conduit à la mise en place de Plans d'Orientation Pluriannuels (P.O.P.), visant à réduire progressivement cette surcapacité. Le deuxième POP (1988-1991) arrive à échéance, il sera suivi par un troisième (1992-1996), probablement plus draconien et intégrant mieux les particularités locales. Au plan national, des mesures particulières de réduction de la flotte (plan Mellick) ont été décidées afin d'atteindre les objectifs du troisième POP. Ce deuxième type de régulation, bien qu'issu de constats sur l'évolution des stocks, s'attaque au problème de la surexploitation en contrôlant non pas les captures, mais le potentiel d'effort de pêche. Il intègre donc *de facto* des considérations économiques, puisqu'il est illusoire du point de vue de la rentabilité, d'essayer de limiter les captures si la capacité de pêche augmente sans arrêt (Beddington & Rettig 1984).

1.2. Qualité des TAC recommandés par le CIEM - Analyse rétrospective.

Dans la mesure où le système de gestion par contrôle des captures (TAC) est appliqué depuis bientôt une dizaine d'années, il est possible d'en examiner les résultats *a posteriori*. Les groupes de travail construisent parfois des diagrammes de contrôle de la qualité des prévisions (Anon. 1988a). Pour un certain nombre de stocks de mer d'Irlande et de mer du Nord, Brander (1987) compare les débarquements réels aux prévisions du groupe de travail. Comme celui-ci se réunit en cours d'année, les prévisions sont de deux types:

- la prévision réalisée l'année précédente, qui donne directement le TAC;
- l'évaluation effectuée la même année, qui contribue surtout à l'estimation du $F_{statu\ quo}$ et des effectifs. Elle participe donc indirectement à la construction du TAC.

Une comparaison analogue a été conduite pour le stock de morue de mer du Nord de 1977 à 1990 (*tableau 5.1*). La *figure 5.3*. représente l'évolution temporelle des débarquements et des prévisions.

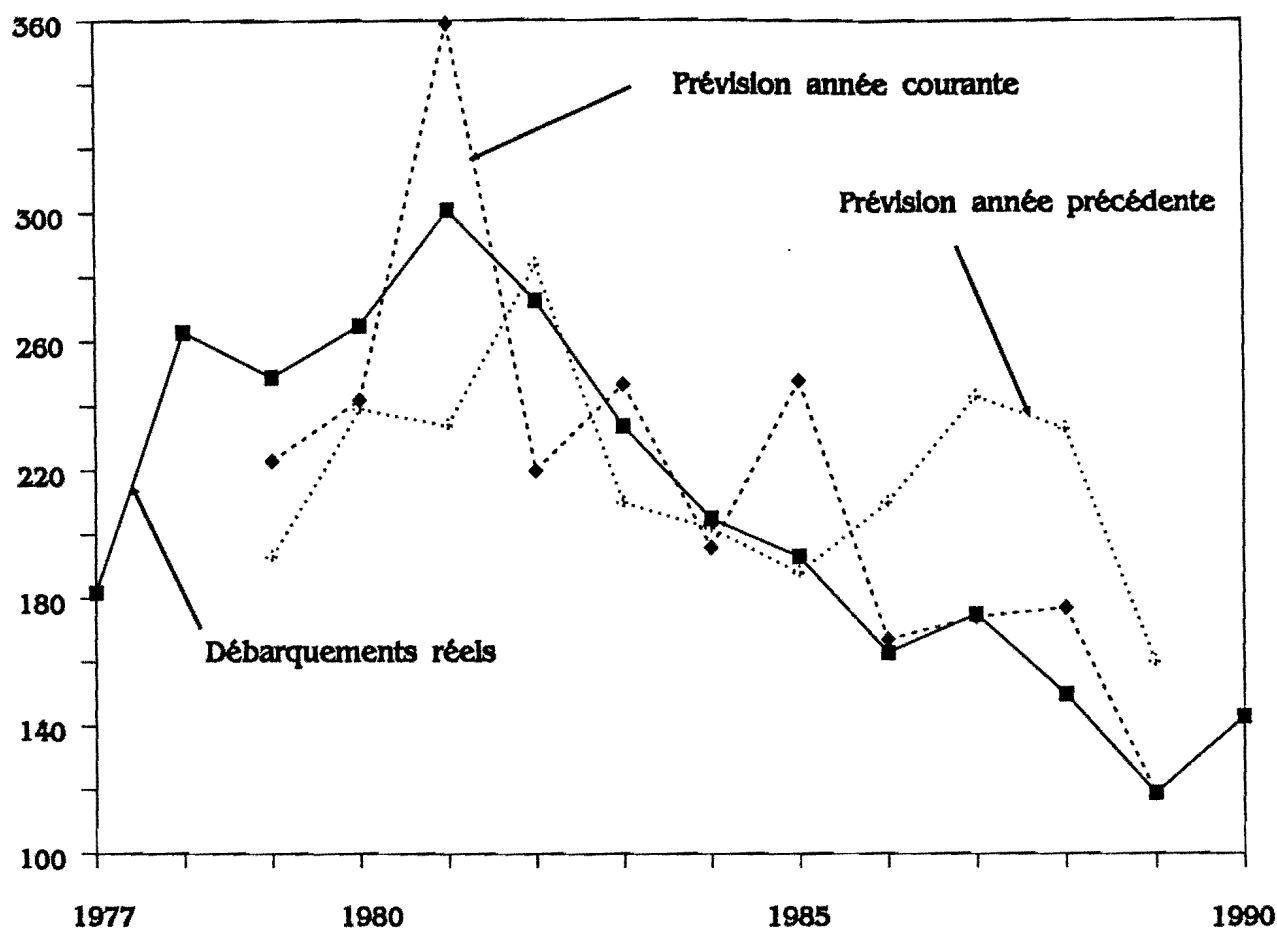


Figure 5.3. Evolution temporelle des débarquements et des prévisions correspondant au tableau 5.1.

L'écart entre les prévisions et la réalité ne va pas toujours dans le même sens. Néanmoins, la prévision de l'année courante est souvent meilleure que celle de l'année précédente. Ceci prouve qu'une estimation en temps réel du recrutement contribue substantiellement à la précision des évaluations. De plus, la connaissance des captures du début de l'année est bénéfique, d'autant que pour les stocks de gadidés, les captures sont plus importantes à cette époque.

Année	Débarquements (en 10 ³ tonnes)	Prévision année précédente (%)	Prévision année courante (%)	$F_{statu\ quo}$
1977	182	-	-	.717
1978	263	-	-	.811
1979	249	-29	-12	.687
1980	265	-11	-10	.785
1981	301	-29	+16	.773
1982	273	+4	-24	.896
1983	234	-11	+5	.892
1984	205	-2	-5	.852
1985	193	-3	+22	.818
1986	163	+22	+2	.858
1987	175	+28	-1	.859
1988	150	+36	+15	.826
1989	119	+26		.862
1990	143			

Tableau 5.1. Prévisions de captures et débarquements réels pour la Morue de Mer du Nord. Dans les deuxième et troisième colonnes se trouve l'écart relatif entre la prévision et le débarquement réel. Le CV interannuel des débarquements vaut 26%. Les chiffres sont repris de Anon. (1988a) et Anon. (1991a). Il faut noter que dans un même rapport, on trouve parfois des valeurs discordantes. En effet, les déclarations de captures sont réévaluées d'année en année.

D'autres exemples conduisent Brander aux mêmes conclusions. Pour certains stocks, la prévision à partir d'un TAC de précaution semble de qualité équivalente à la prévision à *statu quo*. L'auteur souligne l'incompatibilité entre les objectifs de gestion et le niveau de variabilité des prévisions, notamment en cas de surexploitation. Quelques pourcentages de production ou la fermeture de la pêche pour quelques semaines sont importants pour une entreprise, mais la

précision des évaluations est bien inférieure. Brander suggère que les évaluations en cours d'année servent à ajuster les TAC courants. L'analyse est toutefois *conditionnelle* à plusieurs *hypothèses*:

- le TAC calculé est celui qui a été recommandé et entériné;
- la mortalité par pêche est constante pendant l'année courante;
- les débarquements déclarés reflètent la réalité.

Ainsi, il est difficile de savoir si les écarts relevés tiennent aux erreurs systématiques dans les données ou à un biais dû au modèle. Dans une approche analogue, mais pour les stocks de l'Atlantique-Ouest, Rivard et Foy (1987) ont essayé d'identifier les causes probables des erreurs de prévision (estimations provisoires des captures, modèle, etc...). Grâce à des simulations, ils induisent que le recrutement et l'allocation de l'effort de pêche constituent les principales sources d'incertitude, les erreurs de déclaration ayant une influence mineure.

Il est aujourd'hui clair que l'amélioration des évaluations des stocks passe par des bilans critiques des résultats antérieurs. C'est pourquoi plusieurs analyses rétrospectives ont été récemment réalisées (Sinclair *et al.* 1990; Anon. 1991c; Flatman 1991). Elles consistent à reproduire les évaluations passées avec les données les plus **actualisées**. Par exemple, l'évaluation réalisée en 1990 est refaite avec les données jusqu'à 1990, celle réalisée en 1989 avec les mêmes données jusqu'en 1989, et ainsi de suite en remontant dans le passé. Il est alors possible de comparer les résultats relatifs à une année donnée, *ex.* 1980, mais obtenus lors des évaluations effectuées après cette année, et notamment celle de 1990. Disposant des données les plus récentes, on s'affranchit des erreurs de déclaration de captures et de l'erreur de prévision du recrutement. On peut ainsi vérifier si les estimations sont **consistantes** d'année en année. Un éventuel écart peut donc se produire du fait d'erreurs dues au modèle ou parce que la pêcherie se trouve dans une situation non stationnaire, *ex.* évolution temporelle du stock ou de l'exploitation.

Ainsi, les évaluations du stock de morue de mer Celtique ne sont pas tout à fait cohérentes au cours du temps (Flatman 1991)(*fig. 5.4*).

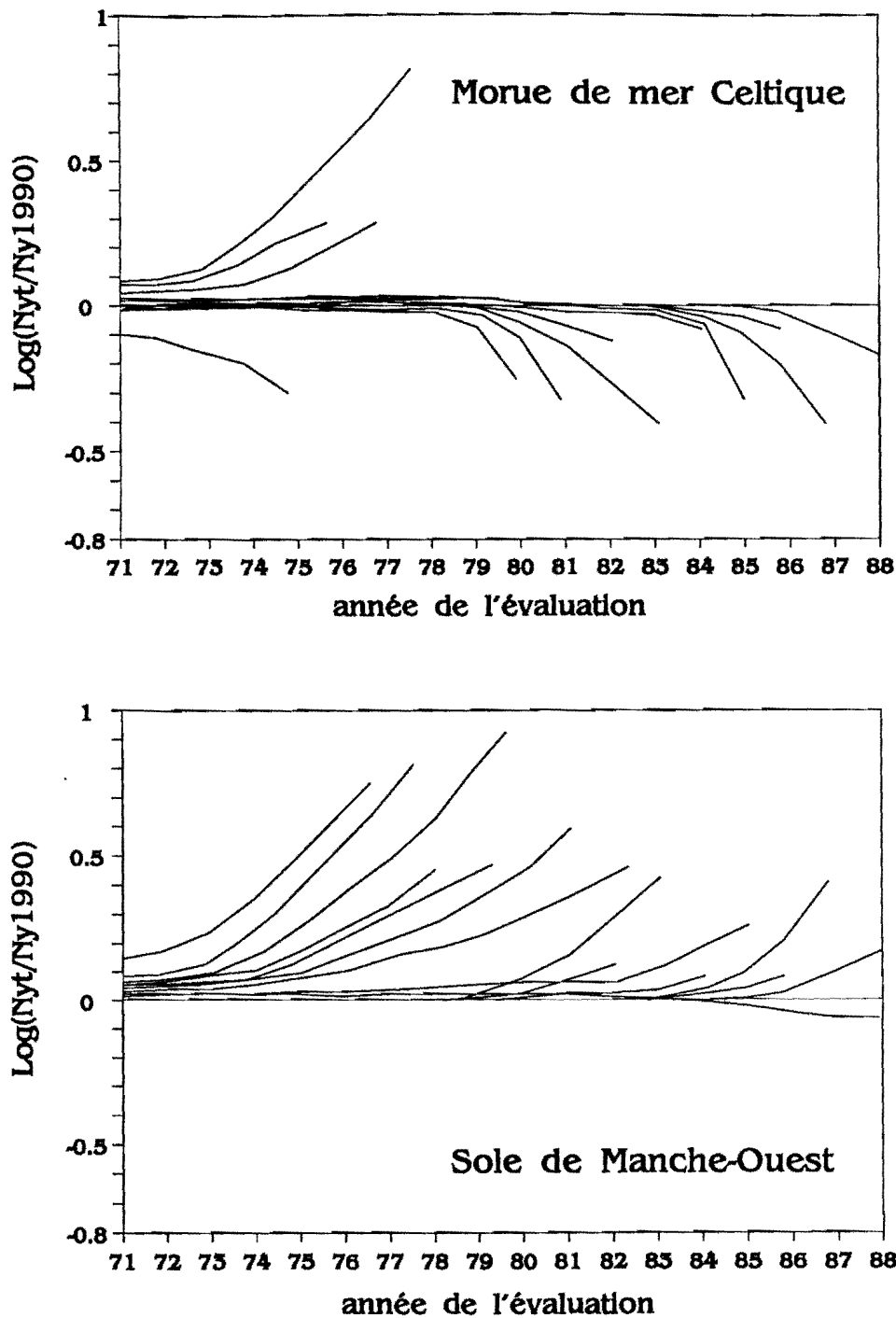


Figure 5.4. (Reproduite avec l'autorisation de S.Flatman). Analyses rétrospectives des évaluations de la morue en mer Celtique et de la sole en Manche-Ouest. L'abscisse correspond à l'année terminale de l'évaluation (t). En ordonnée, se trouve le logarithme du rapport entre N_y^t , i.e. l'estimation de l'effectif de l'année y produite l'année t , et N_y^{1990} , i.e. la même estimation produite en 1990. Si l'estimation était non biaisée, on pourrait s'attendre *grosso modo* à des trajectoires se dispersant au hasard au dessus et en dessous de 0 (suite aux incertitudes aléatoires).

En effet, les estimations des effectifs pour les années postérieures à 1977 sont systématiquement inférieures à celles produites en 1990, alors que c'est le contraire pour les années

antérieures à 1977. L'effet s'inverse pour les mortalités par pêche. Ce biais n'existe que pour les dernières années de l'évaluation. Il est évidemment difficile de savoir quel estimateur est biaisé puisque les valeurs réelles sont inconnues. Pour la sole de Manche-Ouest, l'écart entre estimations passées et actuelles va toujours dans le même sens; l'existence de migration avec le stock de Manche-Est pourrait en être la cause (Flatman, comm. pers.).

Actuellement, les évaluations de stock supposent que toutes les données sont exactes et que le modèle fournit des sorties justes. En conséquence, aucune estimation de la justesse et de la précision n'accompagne le calcul du TAC.

Pour ce qui est de la justesse, les analyses rétrospectives montrent en général des évaluations assez consistantes. Néanmoins, pour certains stocks, un biais peut survenir en raison d'une situation non stationnaire (*ex.* évolution du diagramme d'exploitation et donc des capturabilités) ou d'une particularité du stock (*ex.* migration). Ces phénomènes entrent en **contradiction** avec certaines **hypothèses** des modèles, il n'est donc pas étonnant que la réponse de ces derniers devienne alors inexacte. Par ailleurs, au cours du chap. 4, on a montré que des erreurs systématiques dans les données, *ex.* mortalité naturelle, peuvent gravement fausser les résultats du modèle.

Quant à la précision des évaluations, les résultats du chap. 4 fournissent aussi plusieurs éléments de réponse. Il apparaît que ce qui correspond à une précision raisonnable du point de vue de la dynamique des populations, peut se révéler insuffisant en regard des contraintes de gestion d'une entreprise. En particulier, pour des stocks intensément exploités, une gestion par TAC à *statu quo* génère des prévisions fluctuant avec le recrutement. La sensibilité du TAC aux incertitudes sur les autres données se trouve être différente selon le niveau d'exploitation (chap. 2). Deux voies d'amélioration sont alors possibles:

- un autre système ou d'autres objectifs de gestion. La littérature abonde à ce sujet, nous procéderons à une synthèse.
- une stratégie de gestion par TAC moins sensible aux incertitudes et à la variabilité des données. La construction de telles stratégies sera abordée au § 4.

2. Objectifs de gestion et stratégies associées.

La gestion d'une pêcherie a pour principal objet d'assurer des bénéfices socio-économiques au sens large, tout en conservant le potentiel de production de la ressource. Cette formulation simple recouvre une réalité beaucoup plus complexe, d'abord dans la définition de ce qui est souhaitable du point de vue socio-économique: revenu maximal, revenu stable, éviter le chômage, etc... La deuxième difficulté consiste à définir des critères pour la conservation du stock et son exploitation optimale du point de vue biologique: quels sont les meilleurs indicateurs de l'état du stock? la biomasse totale, la biomasse de géniteurs, le recrutement..? Pour quelles valeurs de ces indicateurs peut-on dire qu'il y a surpêche, voire que le stock est en danger¹? Par ailleurs, quelles sont les caractéristiques de l'exploitation (intensité et diagramme d'exploitation) les mieux adaptées à la dynamique interne du stock, compte tenu des contraintes de fonctionnement des entreprises de pêche ?

Les halieutes chargés des évaluations de stock ont à cet effet défini des "points de référence biologiques" à partir des modèles déjà évoqués.

2.1. Les "points de référence biologiques" en halieutique. Situation de surpêche.

Ces points de référence s'expriment souvent sous forme de mortalités par pêche, en relation avec l'expression du TAC.

F_{max} , déjà largement évoquée, est la mortalité par pêche qui maximise le rendement par recrue à l'équilibre (chap. 1, § 2.1). L'objectif correspondant est la valorisation optimale de la biomasse recrutée: les captures compensent exactement l'augmentation de biomasse due à la croissance. Lorsque le niveau d'exploitation dépasse F_{max} on parle de surpêche de la biomasse recrutée

¹ Un stock de poisson ne peut pas bien sûr être complètement éradiqué du fait d'une surpêche. La notion de stock en danger est subjective: lorsque, malgré l'effort déployé, les captures baissent fortement et deviennent insuffisantes, on parle de collapsus du stock et donc de la pêcherie concernée; le stock est alors en danger (voir l'exemple du hareng de mer du Nord dans l'introduction, fig. 1.1)

(*growth overfishing*). Ceci se traduit en général par un rajeunissement des captures.

$F_{0.1}$ est une valeur arbitraire correspondant à une attitude plus conservatrice pour le stock (chap. 1, § 2.1). Les motivations sous-jacentes sont multiples et parfois non vérifiées :

- marge de sécurité: $F_{0.1}$ engendre un risque de surpêche plus faible² car il est probablement estimé plus précisément que F_{max} qui correspond au maximum d'une courbe. Cependant, dans les exemples traités, F_{max} est aussi bien estimé que $F_{0.1}$ (chap. 4, *tableau 4.7*);
- non-existence de F_{max} , cf. la sole de mer Celtique, (chap. 1, *fig. 1.6*);
- prise en compte de critères économiques...

Pour mieux appréhender le flou qui entoure $F_{0.1}$, il faut introduire la notion de surpêche affectant le recrutement (*recruitment overfishing*) qui se dessine derrière tout objectif biologique de gestion (Sissenwine & Shepherd 1987). Ce phénomène intervient quand un stock a été pêché au point que le recrutement en est affecté (Cushing 1975b). Une telle notion présuppose l'existence d'une relation entre le recrutement et la biomasse de géniteurs (Ricker 1954; Beverton & Holt 1957). Or, le modèle de rendement par recrue équilibré ignore cette dépendance car il ne décrit que la phase recrutée du stock. $F_{0.1}$ apparaît alors comme un compromis entre une production maximale et une moindre réduction de la biomasse de géniteurs. Deriso (1987) a montré comment on peut lier $F_{0.1}$ aux modèles globaux de production *via* une relation stock-recrutement de Beverton et Holt. Pourquoi alors ne pas incorporer ces relations aux modèles de la phase recrutée? Il est en fait difficile d'ajuster une courbe entre la biomasse de géniteurs et le recrutement, et ce pour plusieurs raisons: variabilité des conditions environnementales, erreurs de mesure (Walters & Ludwig 1981), et inadéquation des modèles. Avec l'information et les techniques jusqu'ici employées, l'hypothèse d'un recrutement indépendant du stock n'a pu être rejetée avec un risque d'erreur acceptable (Sissenwine & Shepherd 1987), et l'ambition d'ajuster une relation simple apparaît illusoire. Comme le soulignent ces auteurs, le paradoxe est alors flagrant: pourquoi parler de chute du recrutement due à la surpêche si on ne peut mettre en évidence de relation entre le stock et le recrutement?

² Un risque de surpêche existe au cas où F_{max} serait surestimé.

Indépendamment de tout modèle stock-recrutement, d'autres points de référence biologiques ont été définis par rapport à des niveaux de biomasse de géniteurs (Anon. 1983; Laurec & Maucorps 1981). Les modèles globaux de production qui prennent implicitement en compte une dépendance stock-recrutement ont aussi permis de construire des points, correspondant *ex.* à la prise maximale équilibrée (Maximal Sustainable Yield: MSY) ou à la biomasse équilibrée (Sissenwine & Shepherd 1987).

Toujours est-il que F_{max} et $F_{0,1}$ sont les principaux points de référence biologiques utilisés pour déterminer les TAC. Ainsi, les stocks de l'Atlantique Nord-Ouest (région NAFO) sont-ils "gérés à $F_{0,1}$ " dans la mesure où les contraintes politiques le permettent (Anon. 1990a). Dans la région CIEM, l'objectif théorique est F_{max} , mais les recommandations du Comité d'Avis sur la Gestion des Pêcheries (*fig. 5.2*) comportent en général plusieurs options proches de $F_{statu quo}$. Ce faisant, les instances émanant du CIEM introduisent *de facto* des considérations d'ordre socio-économique. En effet, étant donné la forte intensité d'exploitation de la plupart des stocks concernés, l'application sans détour d'un objectif F_{max} induirait une diminution brutale des TAC à court terme. Passée cette période de reconstruction du stock, les TAC augmenteraient ensuite à nouveau jusqu'à la valeur d'équilibre relative à F_{max} , si tant est qu'un équilibre puisse s'établir compte tenu de tous les facteurs déstabilisants négligés dans le modèle de rendement par recrue: recrutement, exploitation... Nous reviendrons sur ce point. Sans contrepartie, une diminution de grande amplitude des captures n'est pas compatible, même à court terme, avec le fonctionnement d'une entreprise. Elle est susceptible de générer des problèmes économiques et par conséquent sociaux et politiques. En conclusion, les points de référence les plus couramment utilisés présentent des inconvénients:

- ils ne considèrent pas de dépendance entre le stock et le recrutement. Une surpêche affectant le recrutement ne peut donc être détectée par un modèle de rendement par recrue.
- ils décrivent des situations à l'équilibre. Or, aucune système stock-pêcherie n'est équilibré, eu égard aux contraintes déstabilisantes qu'il subit en permanence (conditions climatiques, recrutement, évolution des techniques de pêche, incertitudes liées aux évaluations...).
- par définition, ils concernent des objectifs exclusivement biologiques (sauf $F_{0,1}$, mais dans une faible mesure).

2.2. Stratégie de gestion associée à un objectif.

Pour un même *système* de gestion, en l'occurrence une gestion par TAC, plusieurs *stratégies* de gestion sont envisageables. Il convient de distinguer la *stratégie*, qui est définie par le ou les paramètres de contrôle, de l'*objectif*, qui conduit à préférer une stratégie à une autre. Le *tableau 5.2* montre les stratégies couramment envisagées en rapport avec l'objectif théoriquement poursuivi. Ruppert *et al.* (1984) donnent une formulation synthétique de ces différentes stratégies.

Paramètre de contrôle	Objectif associé	Justification de l'objectif
Captures	- Stabilisation des captures	Stabiliser la valeur de la production
Mortalité par pêche	- Stabilisation de l'effort; - Selon le seuil choisi : éviter le "growth overfishing"	Stabiliser les coûts et le nombre d'emplois embarqués
Biomasse après la saison de pêche (encore appelée échappement)	- Valoriser au mieux le recrutement; - Selon le seuil choisi : éviter le "recruitment overfishing" ou garantir une taille minimale de population viable.	- Augmenter la prise moyenne en profitant des bonnes années; - Préserver la ressource
Proportion de captures par rapport au stock, <i>i.e.</i> taux d'exploitation constant	- Stabilisation des captures; - Eviter le "recruitment overfishing"	- Stabiliser la valeur de la production; - Préserver la ressource

Tableau 5.2. Les stratégies de gestion classiquement envisagées en rapport avec les objectifs *a priori* associés. Les objectifs de stabilité sont essentiellement liés à des considérations socio-économiques. Ils concernent des variations interannuelles. La **taille minimale de population viable** est la taille limite pour laquelle le stock se reconstruit assez facilement (Quinn *et al.* 1990).

Détermination de la valeur du paramètre de contrôle. Si les objectifs énoncés plus haut restent intuitifs, la détermination de la valeur du paramètre de contrôle pour une stratégie donnée passe souvent par l'optimisation d'un critère explicite³. Ce dernier n'est autre que la formalisation mathématique de l'objectif, par exemple la valeur actualisée du bénéfice tiré de la pêche (Deriso 1980; Clark 1985; Lovejoy 1988) ou la production équilibrée (Getz 1985). Toutefois, en gestion des pêcheries, il s'agit bien souvent d'optimiser non pas un, mais plusieurs critères antagonistes. Quinn *et al.* (1990) maximisent une moyenne pondérée de la production et de sa stabilité. Healey (1984) et Charles (1989) tentent d'intégrer des critères bio-socio-économiques pour gérer à partir d'un modèle simplifié. Zuboy (1981) propose une méthode pour obtenir un consensus en cas d'objectifs divergents, de plusieurs pays par exemple. La nécessité d'une approche intégrant tous les aspects de la pêcherie est de plus en plus reconnue (MacGlade 1989); elle débouche notamment sur l'analyse de systèmes complexes (bio-socio-économiques d'une part, et plurispécifiques et multiflottilles d'autre part).

2.3. Propriétés des stratégies de gestion en milieu incertain.

En théorie, toutes les stratégies sont plus ou moins équivalentes à l'équilibre, *i.e.* dans un contexte déterministe et quand l'exploitation du stock est proche de l'optimum biologique (équilibre stable). Qu'advient-il lorsque les incertitudes dans les données sont correctement prises en compte ?

Impact de la variabilité naturelle du recrutement. L'idée d'un système variable est sous-jacente à la plupart des stratégies (*tableau 5.2*) du fait de la variabilité naturelle du recrutement (*encadré 5.1*). Le comportement des stratégies vis-à-vis de cette source de variation a été largement étudié. Hall *et al.* (1988) montrent que dans certaines conditions, une stratégie à échappement constant autorise une capture moyenne plus élevée (car les bons recrutements

³ C'est du moins ce qui ressort des publications. En pratique, les évaluations de stock n'ont pas recours à l'optimisation.

ENCADRE 5.1. Variabilité naturelle du recrutement.

La variabilité du recrutement comprend deux composantes interactives (Getz & Swartzmann 1981; Rothschild *et al.* 1989): relation stock-recrutement et dépendance vis-à-vis des facteurs environnementaux. La complexité des phénomènes mis en jeu rend difficile la modélisation, ce qui se traduit par une estimation généralement peu fiable du recrutement annuel (en précision et en justesse). Pour ce qui est de la variabilité environnementale, Koslow (1989) considère une variation périodique⁴. Par exemple, dans les régions tempérées, la composante saisonnière est souvent déterminante pour la reproduction. Mais la plupart des auteurs représentent cette variabilité de manière stochastique, comme une perturbation de la relation stock-recrutement (Beddington & May 1977; May *et al.* 1978; Ludwig 1981). Cette simplification se rapporte bien sûr aux modèles d'évaluation des stocks; les mécanismes déterminant le recrutement faisant l'objet d'études par ailleurs (Koutsikopoulos 1991).

sont pleinement valorisés) au prix d'une relative variabilité des prises; la stratégie à taux d'exploitation constant possède des propriétés inverses. Quinn *et al.* (1990) proposent une stratégie à biomasse constante, mais où le seuil de biomasse garantit une taille minimale de population viable. Cette stratégie combine les avantages des stratégies précitées en ce sens que la capture moyenne est légèrement inférieure (stratégie plus conservatrice), mais moins variable. Pour un modèle global de production, une stratégie à capture constante engendre une mortalité par pêche variable et réciproquement (Murawski & Idoine 1989). Hightower et Grossman (1985) montrent que pour une stratégie à effort constant, un recrutement aléatoire (log-normal) induit des productions comparables pour une gamme d'effort qui est de 25% à 75% supérieure à F_{MSY} ; ils en concluent que la variabilité "environnementale" du recrutement (en négligeant le reste) est un

⁴Certaines séries temporelles de recrutement (notamment morue, églefin du Nord-Ouest Atlantique) lui apparaissent très autocorrélées en relation avec le spectre de variation des systèmes marins (Steele 1985).

atout pour le gestionnaire, puisqu'elle lui laisse de la marge pour fixer l'effort. *A contrario*, Koslow (1989) pense qu'un phénomène aléatoire n'est pas réaliste; il montre alors qu'une politique à échappement constant est préférable. L'importance des facteurs abiotiques est également jugée prépondérante par May *et al.* (1978): pour 8 relations stock-recrutement différentes, ils obtiennent des résultats qualitativement identiques; par contre, ces auteurs suggèrent que la variabilité environnementale aléatoire conduit à une alternative entre maximiser la production et diminuer les fluctuations et les risques. A l'opposé des opinions précédentes, l'erreur possible associée au choix même de la relation stock-recrutement est primordiale pour Walters (1981) et Getz *et al.* (1987).

Finalement, les avis divergent parfois assez sérieusement, en dépit de modèles assez proches. Toutefois, l'impact de la variabilité naturelle du recrutement amène pratiquement tous les auteurs à plébisciter une stratégie à échappement constant, car elle minimise les risques et optimise l'exploitation des bons recrutements. Il faut cependant noter qu'à l'exception de Koslow (1989) et Hightower & Grossman (1987), la majorité des études se rapportent à des stocks de saumons du Pacifique. Les problèmes de gestion en sont très particuliers, puisque la population recrutée ne comprend qu'une classe d'âge (le saumon du Pacifique est capturé lorsqu'il va se reproduire et peu d'individus survivent à la reproduction) et que la relation stock-recrutement est relativement facile à appréhender. L'importance du recrutement pour de tels stocks explique la focalisation des études sur ce paramètre.

Autres sources d'incertitude.. L'évolution de modèles globaux, où le recrutement est une entrée primordiale, vers des modèles structurés en âge où l'accent est mis sur la description de la phase recrutée, explique aussi que seules certaines publications récentes traitent des autres sources d'incertitude.

Lorsque toutes les sources d'incertitude dans les données sont correctement prises en compte, des stratégies proches présentent des propriétés totalement différentes, même dans une situation d'équilibre (Getz *et al.* 1987). Il arrive que les stratégies soient détournées de leurs objectifs

initiaux (Murawski & Idoine 1989). En plus du recrutement, Koonce et Shuter (1987) se sont intéressés à des erreurs dans les données de capture et d'effort, à un biais dans la mortalité naturelle dû à des erreurs structurelles (oubli d'une relation prédateur-proie, survie larvaire surestimée). Ruppert *et al.* (1985) considèrent une mortalité naturelle incertaine. Enfin, l'estimation du recrutement absolu à partir d'indices relatifs obtenus lors de chalutages (chap. 3, § 2.2) est un des principaux problèmes posés par l'évaluation des stocks (Anon. 1987b; Fried & Hilborn 1988; Anon. 1990b).

Dans tous les cas, une stratégie à effort variable dépendant de la biomasse est plus appropriée quel que soit le modèle, en accord avec les résultats de Ludwig (1981). En général, la prise en compte des erreurs conduit à adopter des stratégies plus conservatrices. Les incertitudes se traduisent surtout par des productions et des efforts plus variables, la production maximale n'étant pas affectée en moyenne (Getz *et al.* 1987).

Conclusions. Dans l'ensemble, objectifs de stabilité et de maximisation de la production s'opposent : pour valoriser au mieux le recrutement (maximisation des captures), il faut une production flexible qui en suive les variations. Pour les mêmes raisons, les stabilisations simultanées du stock et de la production sont incompatibles (Getz *et al.* 1987). En conclusion, les différents objectifs apparaissent largement **conflictuels**, ce qui laisse supposer que des **compromis** sont nécessaires pour une meilleure gestion des stocks.

Les propriétés de chaque stratégie dépendent évidemment de la **dynamique** du stock étudié: la longévité, les taux de croissance et de mortalité, la relation stock-recrutement, déterminent dans une large mesure la réponse du stock et donc de la pêche à une stratégie de gestion (Murawski & Idoine 1989). La dynamique du stock détermine aussi l'**applicabilité** d'une stratégie; ainsi la stratégie à échappement constant est-elle initialement définie pour des stocks de saumons du Pacifique.

La lecture des travaux publiés sur le sujet indique que les stratégies sont souvent construites pour des situations d'équilibre, et que le problème de la **régulation** n'est pas abordé. Le niveau d'exploitation du stock influe considérablement sur la sensibilité des modèles (chap.2), et il est vraisemblable que les propriétés des stratégies s'en trouvent modifiées. Reed (1983) souligne que plus l'exploitation est intense, plus variable est la production et en retour le recrutement, si ce dernier dépend de la biomasse de géniteurs.

Enfin, les analyses portent souvent sur des modèles globaux de population. Les références à des modèles structurés en âge sont rares (Ruppert *et al.* 1984, 1985; Hightower & Grossman 1985, 1987). Il serait intéressant d'étudier les propriétés des stratégies de gestion pour des évaluations correspondant à la pratique réelle qui procède le plus souvent de l'application de modèles structurés en âge (*fig. 5.1*).

3. La gestion sous incertitude.

Quelle que soit l'ampleur des incertitudes, il faut gérer les pêcheries et les stocks afférents. Quelles sont les solutions (critères, stratégies, systèmes de gestion) pour mieux gérer en présence de ces incertitudes ? Depuis une dizaine d'années, le sujet a inspiré et continue à inspirer de nombreuses publications.

Trouver la stratégie la mieux adaptée à une pêcherie sous certaines conditions d'incertitude, peut être considéré comme un problème d'optimisation. Après avoir choisi un critère (§ 2.2) et une période de gestion pour lesquels l'optimisation est désirée, ceci revient à choisir une solution, *i.e.* une stratégie, parmi une infinité de possibilités. Grâce à leur formulation synthétique des principales stratégies (§ 2.2), Ruppert *et al.* (1985) ont cherché une stratégie optimale pour gérer une pêcherie d'alose. Vincent (1987) a recours à une approche déterministe pour maintenir à l'équilibre un système affecté par des externalités incertaines. Afin d'optimiser la gestion sur une période assez longue, plusieurs auteurs passent par un processus de décision markovienne (Mendelssohn 1978,1980) ou par la théorie du contrôle optimal (Mendelssohn & Sobel 1980;

Horwood & Whittle 1986; Cohen 1987; Lovejoy 1988; Horwood 1990). Il s'agit alors surtout de maximiser le bénéfice économique et le système stock-pêcherie est très simplifié, car la résolution de ces optimisations utilise la programmation dynamique stochastique, très gourmande en temps informatique. Hilborn et Sibert (1988) résument bien le problème de l'optimisation en milieu variable: "chercher à atteindre le sommet d'une colline qui bougerait en permanence".

Lorsqu'il s'agit de choisir la solution parmi quelques éventualités, et non plus parmi une infinité de possibilités, la gestion du stock est parfois envisagée comme un problème de décision bayésienne. Walters (1981) est amené à choisir entre plusieurs modèles du recrutement. Fried et Hilborn (1988) disposent d'estimations indépendantes de la remontée de saumons. En gestion des stocks, plusieurs sources d'information indépendantes sont en général disponibles, et il est important d'arriver à les combiner de manière à les valoriser au mieux (Shepherd 1987).

Au lieu de choisir *a priori* une stratégie parce qu'elle satisfait un critère donné, on peut simuler plusieurs options de gestion sur une période assez longue, et comparer les résultats attendus. Sur des exemples concrets, Brown et Patil (1986), Linder *et al.* (1987) procèdent à une analyse du risque à partir d'arbres de décision.

Enfin, un dernier moyen de mieux gérer l'incertitude est de garder une certaine flexibilité aux stratégies (self-correcting strategies dans May *et al.* 1978), en l'occurrence aux TAC (Brander 1987). Ceci permet de les ajuster en cours d'année, une fois disponible une estimation quasiment en temps réel du recrutement (Walters 1989; Fried & Hilborn 1988). L'incorporation d'information en temps réel (Ludwig 1981) est une stratégie adaptative. L'importance des sources d'incertitude dans la gestion des écosystèmes a conduit Walters et Hilborn (1976, 1978) à prôner plus particulièrement une gestion adaptative active, qui tire parti des conséquences des décisions actuelles en les considérant comme des expériences grandeur nature sur le système à gérer.

Pour ces auteurs, les stratégies de gestion se rangent dans deux catégories:

- *systèmes sans action en retour*. Les stratégies à l'équilibre (F_{max}) ou dépendant uniquement du temps présupposent que le comportement du système est parfaitement prévisible, sans bruit, ni perturbation. Cette hypothèse est bien entendu une vue de l'esprit, car à supposer que le système biologique soit entièrement élucidé, reste la non prévisibilité des facteurs environnementaux.

- *systèmes avec action en retour*. La stratégie optimale à un instant donné dépend de l'état du système. Celui-ci n'est pas connu avec certitude, mais caractérisé par une série d'états plus ou moins probables. Il importe donc de disposer de stratégies de gestion adaptatives, mais la souplesse peut entrer en conflit avec des objectifs de stabilité. De telles stratégies se justifient d'autant plus que les sources d'incertitude sont importantes et que le système à gérer nécessite une régulation. Plus précisément, dans une stratégie adaptative *active*, le taux d'exploitation est manipulé afin d'étudier la réponse du stock et de connaître la dynamique du stock dans une gamme plus large de conditions d'exploitation (Walters & Hilborn 1976).

A la suite de cette synthèse, plusieurs remarques s'imposent:

- Les publications sont largement orientées vers les problèmes des stocks de saumons du Pacifique. Par suite, il y a très peu d'études à propos des modèles utilisés dans la région CIEM, à savoir les modèles structurés en âge. En parallèle, les analyses se focalisent sur le problème du recrutement. Or, les chapitres précédents montrent que d'autres paramètres sensibles sont variables ou entachés d'erreur.

- Les solutions proposées pour gérer l'incertitude sont souvent difficiles à développer en pratique. Il existe un net décalage entre les développements théoriques et la pratique effective d'une évaluation.

- La plupart des études considèrent des situations d'équilibre où le niveau d'exploitation est proche de l'optimum biologique. A notre connaissance, aucune étude ne porte sur la régulation de la surexploitation qui pose problème pour plusieurs stocks de la région CIEM. Ce point est abordé dans le § 4.

4. Stratégies simples de reconstruction d'un stock surexploité en présence d'incertitude.

Plusieurs stocks de la région CIEM, notamment ceux de la mer du Nord, subissent une exploitation très intense, bien supérieure à l'optimum biologique. Le TAC correspondant à F_{max} n'est pas adopté, ni même recommandé pour les raisons socio-économiques et politiques déjà évoquées (§ 2.1). La question se pose de définir une régulation progressive, évitant ces écueils, afin de ramener l'exploitation à un niveau plus proche de l'optimum biologique. Ceci revient à proposer une stratégie qui prenne en compte plusieurs critères. La stratégie recherchée doit également être facile à mettre en oeuvre (Gulland & Boerema 1973). Enfin, il faut qu'elle soit adaptée à des données variables et entachées d'erreur. L'étude qui va être présentée emprunte de larges extraits à Pelletier et Laurec (1991, 1992) (se reporter à la deuxième référence pour plus de détails).

4.1. Simulation de la gestion d'un stock sur plusieurs années.

Modèle et Hypothèses de travail

La simulation proposée reproduit la procédure d'évaluation utilisée dans le contexte CIEM pour la plupart des stocks dont on peut structurer les captures en groupes d'âge (*fig. 5.1*). Si l'on excepte la technique de calibration de la VPA, cette démarche est également suivie dans d'autres aires de gestion, *ex.* pour la NAFO. L'évaluation commence donc par une VPA calibrée selon la technique de Laurec et Shepherd (1983), se poursuit par l'estimation de la courbe de rendement par recrue et des points de référence biologiques, pour enfin permettre le calcul des projections de captures et du TAC (*tableau 1.1*).

La gestion du stock est simulée sur une période assez longue de manière à apprécier les conséquences non immédiates de l'application d'une stratégie donnée pour le stock et la pêche. Pour passer d'une année à l'autre, on suppose que le TAC calculé l'année $y-1$ a été entériné et

effectivement consommé en totalité au cours de l'année y . Les caractéristiques de chaque flottille sont supposées stables afin de considérer un profil d'exploitation constant sur toute la période envisagée, *i.e.* seule l'intensité globale d'exploitation est autorisée à varier. Quelle que soit l'option de gestion qui a conduit au calcul du TAC (équation [1.22]), la mortalité par pêche nécessaire à sa consommation totale est la solution de l'équation:

$$TAC_{y+1} - \sum_{a=1}^{NA-1} W_a N_{a,y+1} \frac{F_{a,y+1}}{F_{a,y+1} + M_a} (1 - \exp(-(F_{a,y+1} + M_a))) - W_{NA} N_{NA,y+1} \frac{F_{NA,y+1}}{F_{NA,y+1} + M_{NA}} = 0. \quad [5.1]$$

où :

- y est l'année de l'évaluation, donc $y+1$ est l'année de prévision.
- NA indice le groupe d'âge terminal qui est un groupe plus (équation [1.11]).
- W_a est le poids moyen d'un individu d'âge a , utilisé pour les prévisions. C'est une moyenne sur un certain nombre d'années. Dans l'application, elle est égale à la valeur de la dernière année.

L'hypothèse de constance du diagramme d'exploitation (*i.e.* de proportionnalité entre les vecteurs de mortalité par pêche F_y , quel que soit y) donne, pour chaque groupe d'âge a , la mortalité par pêche de l'année $y+1$:

$$F_{a,y+1} = \mu_{y+1} F_{a,y}^{ref} \quad [5.2]$$

où F_y^{ref} est le vecteur moyen de mortalité par pêche sur les années $y-2$, $y-1$ et y .

si bien que μ_{y+1} est la seule inconnue de l'équation [5.1], résolue par la méthode de Newton.

Conformément à l'équation [5.2], les efforts de chaque flottille pour l'année $y+1$ sont estimés par:

$$E_{y+1,f} = \mu_{y+1} E_{y,f} \quad [5.3]$$

Captures par âge $C_{a,y+1}$ et par flottille $C_{a,y+1,f}$ sont estimées à partir des équations [1.9], [1.13] et [1.14]. Les paramètres biologiques du stock sont supposés inchangés, à savoir les poids moyens par âge restent ceux de la première année d'évaluation; quant à la mortalité naturelle, elle est indépendante du temps par hypothèse. Par contre, le recrutement ne peut être supposé constant; sa relation avec le stock n'étant pas connue, ses variations interannuelles sont décrites par une distribution log-normale (Hennemuth *et al.* 1980).

Moyennant ces hypothèses, toutes les données nécessaires à une nouvelle évaluation pendant l'année $y+1$ sont réunies. Le processus peut ainsi être répété pour plusieurs années (cf. Pelletier & Laurec 1992).

Paramètres d'entrée et incertitudes associées

Les groupes de travail disposent de données entachées d'erreur, si bien que l'évaluation de la pêcherie n'est qu'imparfaite. Pour être à même de quantifier ces imperfections et leur impact sur la gestion, il faudrait connaître les valeurs exactes des paramètres et des données. C'est pourquoi la simulation repose sur un stock et une pêcherie pseudoartificiels définis d'un côté par les effectifs du stock, la mortalité naturelle, les poids moyens, les capturabilités, et de l'autre par les efforts de pêche et les mortalités par pêche. Cet exemple n'est que pseudoartificiel puisqu'il ressemble de très près à celui de la morue de mer du Nord entre 1978 et 1987 (*annexe données*). La courbe de rendement par recrue déduite des valeurs moyennes des paramètres (*fig. 5.5*) montre que la mortalité par pêche actuelle F_{sq} est environ 4 fois supérieure à F_{max} : c'est un stock typiquement surexploité et qui nécessiterait une régulation de l'effort importante.

Les captures "vraies", globales et par flottilles, se déduisent ici aussi des équations *ad hoc* (équations [1.13] et [1.14]). La série sur 10 ans des effectifs du stock à l'âge 1 sert à estimer la moyenne et la variance de la distribution log-normale du recrutement évoquée plus haut. 10 valeurs peuvent sembler insuffisantes, cependant, le coefficient de variation estimé vaut 60%, ce qui n'apparaît pas déraisonnable. Disposant ainsi de valeurs nominales supposées exactes de tous les paramètres, on peut suivre l'évolution "de référence" de la pêcherie.

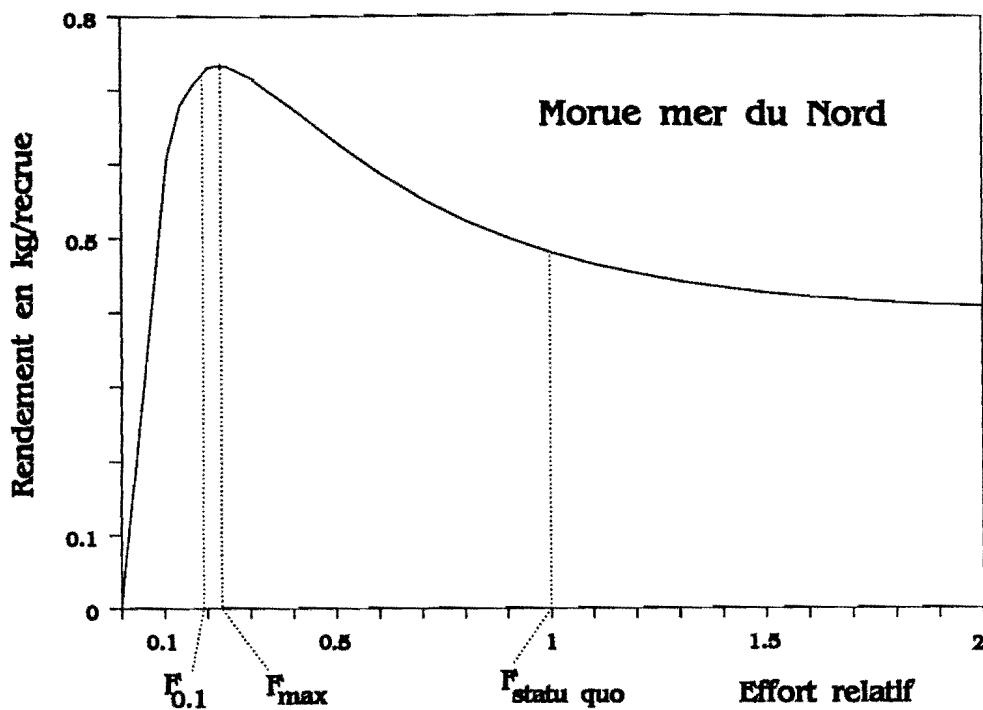


Figure 5.5. Courbe de rendement par recrue pour le stock pseudoartificiel.

Cette évolution est déterminée par des décisions (TAC) déduites de données entachées d'erreur. La formalisation de cette étape est obtenue en bruitant les valeurs nominales des paramètres, afin de reproduire d'une part l'erreur liée aux processus d'estimation -échantillonnage et/ou ajustement, d'autre part la variabilité naturelle éventuelle. On peut ainsi étudier l'écart entre la situation "de référence" de la pêcherie et l'évaluation produite par le groupe de travail. Cette comparaison a été partiellement menée au chapitre 4, en termes de justesse et de précision. Mais, à ce stade, il importe maintenant d'analyser comment ces décisions se répercutent en réalité au niveau du stock et de la pêcherie, au bout d'un laps de temps quelconque. Concrètement, μ_{y+1} est estimé grâce à la consommation du TAC "entaché d'erreur", *i.e.* calculé avec les données bruitées; mais dans l'équation [5.1], les valeurs nominales des autres paramètres sont utilisées pour la résolution en μ_{y+1} . La solution fournit ainsi les mortalités par pêche et les effectifs pour l'année $y+1$, qui représentent la situation réelle engendrée par la mise en oeuvre de ce TAC.

Toutes les données sont supposées entachées d'erreur aléatoire, sauf la mortalité naturelle (chap. 3, § 2.2). L'erreur d'estimation du recrutement, ainsi que celle des poids et des captures est modélisée par une distribution normale avec des coefficients de variation fixés. Un CV constant, donc indépendant de l'âge, sous-entend que la variance est quadratique par rapport à la moyenne. Concernant le recrutement, cette erreur d'estimation se superpose à la variabilité interannuelle. Quand le manque d'information en temps utile ne permet pas d'estimer le recrutement, celui-ci est estimé par la moyenne historique des résultats de la VPA (chap. 3, § 2.2). Quant aux efforts de pêche, ils sont distribués selon une loi log-normale reflétant les variations imprévisibles de l'exploitation et de la capturabilité, qui perturbent la *relation de séparabilité* [1.14]. Là encore, les paramètres de la distribution sont évalués à partir des séries d'effort de chaque flottille. Les distributions des paramètres sont deux à deux indépendantes.

Outre le cas de données certaines, noté (a), deux niveaux de bruit ont été introduits dans les simulations (*tableau 5.3*): le premier, noté (c), se rapporte à des erreurs assez importantes, plausibles pour la plupart des évaluations réelles; le second, noté (b) est un niveau en quelque sorte minimal, qui serait difficile à franchir sans augmentation substantielle des coûts d'échantillonnage.

Ref. par	Niveau d'erreur	Estimation du recrutement	Captures et poids	Effort
(c)	plausible	Moyenne historique	20%	CV historique pour chaque flottille
(b)	minimum	Valeur réelle + CV de 30%	10%	CV historique pour chaque flottille
(a)	pas d'erreur	Valeur réelle	0%	0%

Tableau 5.3. Les différents niveaux d'erreur considérés dans les simulations. Les valeurs numériques correspondent à des coefficients de variation en %.

4.2. Les stratégies de gestion et leur évaluation.

Construction à partir des points de référence habituels

On ne reviendra pas sur les mortalités par pêche $F_{statu\ quo}$ (F_{stq}), F_{max} et $F_{0,1}$, sinon pour insister sur le fait qu'elles se rapportent à des situations parfaitement estimées et à l'équilibre, donc dans un contexte déterministe et stationnaire (exploitation et population). Logiquement, ce n'est pas le cas en période de régulation d'un stock. Le temps de reconstruction, *i.e.* le temps de retour à l'équilibre de la population, dépend de la dynamique de l'espèce et du diagramme d'exploitation (*i.e.* la répartition de la mortalité par pêche selon les âges). Par ailleurs, le recrutement n'étant pas constant, d'autres stratégies que F_{max} peuvent entraîner des prises cumulées supérieures (*ex.* stratégie à échappement constant, § 2.3). De même, la relation entre mortalité par pêche et effort de pêche peut être perturbée. Toute stratégie génère alors une variabilité des efforts aussi bien que des productions. La stratégie à $F_{statu\ quo}$ cherche à stabiliser l'effort *via* la mortalité par pêche. Dès que $F_{statu\ quo}$ dépasse F_{max} , elle implique des captures plus élevées à court terme, mais là encore, ni effort, ni production ne peuvent être stabilisés en présence d'incertitude. Compte tenu des résultats des analyses de sensibilité (chap. 2), on peut toutefois s'attendre à ce que ces incertitudes s'expriment différemment selon la stratégie choisie. Enfin, pour $F_{0,1}$, le critère sous-jacent n'est pas explicite. Il s'agirait plutôt d'un compromis entre plusieurs objectifs: par rapport à F_{max} , une stratégie à $F_{0,1}$ accepte une réduction modérée de la production pour accroître la stabilité des prises annuelles et assurer de meilleurs bénéfices économiques⁵ (Smith 1981). $F_{0,1}$ garantirait aussi une marge de sécurité contre le risque de surpêche affectant le recrutement, en relation avec une possible surestimation de F_{max} .

Les négociations politiques consécutives à la recommandation du TAC aboutissent toujours à un compromis entre les stratégies précédentes, c'est pourquoi nous envisageons des règles de gestion intermédiaires, brièvement mentionnées dans Laurec et Maucorps (1981). En fait,

⁵ dans certaines conditions seulement, à savoir pour un modèle économique statique où l'élasticité des prix est nulle.

elles correspondent à des décisions multicritères. Parmi toutes les possibilités de règles intermédiaires, des options mixtes ont été considérées entre $F_{statu\ quo}$ et d'une part F_{max} , de l'autre $F_{0,1}$. Ainsi, pour une année quelconque, la stratégie composite entre $F_{statu\ quo}$ et F_{max} est simplement donnée par:

$$TAC_{y+1} = \lambda TAC_{y+1}(F_{stq}^{(y)}) + (1-\lambda) TAC_{y+1}(F_{max}^{(y)}) \quad [5.4]$$

où l'exposant (y) indique que F_{stq} et F_{max} sont réestimés à chaque évaluation.

Avec λ variant de 0 à 1, la transition vers F_{max} est plus ou moins régulière, ce qui peut être appréciable pour des stocks fortement surexploités. La mortalité-cible associée au TAC est comprise entre F_{max} et $F_{statu\ quo}$. Les valeurs 0 et 1 pour λ se rapportent bien sûr aux stratégies pures F_{max} et $F_{statu\ quo}$. La règle déterminée par l'équation [5.4] sera notée $F_{max}(\lambda)$ dans la suite.

Une règle composite $F_{0,1}(\lambda)$ est définie par:

$$TAC_{y+1} = \lambda TAC_{y+1}(F_{stq}^{(y)}) + (1-\lambda) TAC_{y+1}(F_0^{(y)}.1) \quad [5.5]$$

On aurait pu tout aussi bien considérer des combinaisons plus sophistiquées, ou adapter λ à l'approche de l'équilibre, *ex.* pour une année donnée λ pourrait dépendre de l'écart entre la mortalité courante et F_{max} . La mortalité-cible correspondant à une règle composite est inconnue, mais de toutes façons intermédiaire entre F_{max} et $F_{statu\ quo}$. D'ailleurs, il est également possible de combiner non pas des TAC, mais des mortalités par pêche.

Il faut noter que toute stratégie où λ n'est pas nul dépendra des conditions initiales à chaque année de la gestion. Ceci est d'autant plus vrai que la mortalité de référence $F_{statu\ quo}$ est une moyenne sur les trois dernières années, ce qui introduit quelque inertie dans la gestion.

Critères d'évaluation des stratégies

Pour pouvoir comparer les stratégies, plusieurs critères sont nécessaires; nous n'avons pas cherché à définir un critère intégré bio-socio-économique, mais à traduire en termes d'effort et de production la réalité sociale et économique (Hannesson 1990). Le problème est de maintenir une production soutenue et régulière, et de garantir la stabilité de l'effort de pêche, durant toute la phase de régulation.

Les objectifs à court terme devront être distingués de ceux à long terme. Des simulations préliminaires montrent qu'une période de transition de 5 ans constitue une base moyenne acceptable. De plus, après 10 ans, la pêcherie est dans la plupart des cas stabilisée; toutefois cela peut demander presque 20 années pour certaines règles composites. Dans la réalité, envisager la gestion au delà d'une vingtaine d'années est sans signification en termes économiques. De même, supposer un diagramme d'exploitation constant sur une telle période est illusoire. Enfin, dans la mesure où les conditions initiales sont définies à partir de 10 années de données, la qualité de la prévision devient probablement mauvaise à long terme. C'est pour ces trois raisons que la période de gestion à long terme est associée aux années de prévision 10 à 20.

Les critères d'évaluation, à savoir productions moyennes, stabilités de la production et de l'effort, sont donc calculées à court terme (années de prévision 1-5) et à long terme (10 à 20). Les indices de variabilité de la production Y s'expriment par:

$$\sqrt{\frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} \frac{1}{5} \sum_{y=1}^5 (Y_{i,y+1} - Y_{i,y})^2} \quad [5.6]$$

$$\sqrt{\frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} \frac{1}{11} \sum_{y=9}^{19} (Y_{i,y+1} - Y_{i,y})^2} \quad [5.7]$$

où i, sht et lgt indicent respectivement la simulation, le court et le long terme.

Pour l'effort, on définit de même:

$$\sqrt{\frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} \frac{1}{5} \sum_{y=1}^5 (\mu_{i,y+1} - 1)^2} \quad [5.8]$$

$$\sqrt{\frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} \frac{1}{11} \sum_{y=9}^{19} (\mu_{i,y+1} - 1)^2} \quad [5.9]$$

Les indices [5.8] et [5.9] doivent être conçus comme des variations relatives du niveau d'exploitation et de l'effort de chaque flottille, puisque pour chaque groupe d'âge, on a:

$$\mu_{y+1} - 1 = \frac{F_{a,y+1} - F_{a,y}}{F_{a,y}} \quad [5.10]$$

et pour chaque flottille⁶:

$$\mu_{y+1} - 1 = \frac{E_{y+1,f} - E_{y,f}}{E_{y,f}} \quad [5.11]$$

Les indices choisis reflètent donc la variabilité interannuelle de la production et de l'effort. Notons que l'année de la première évaluation n'intervient pas dans ces expressions, puisque $y=1$ correspond à la première année de prévision. Par conséquent, l'écart entre ces deux années est ignoré. De manière évidente, on surestime ainsi quelque peu la stabilité des stratégies autres que le *statu quo*.

L'ensemble de l'analyse, y compris modèle et critères, se fonde sur 100 simulations. Les critères [5.6]-[5.9] expriment des propriétés moyennes qui n'offrent qu'une vision partielle du comportement du système; des événements intéressants peuvent être occultés par le lissage dû à la moyenne. On pourrait alors étudier les distributions empiriques des résultats en pratiquant plus de simulations. Pour éviter l'inflation du temps d'exécution du programme, les trajectoires

⁶ avec l'équation [5.3], les flottilles varient toutes dans le même sens et les mêmes proportions.

individuelles ont simplement été examinées et ont révélé quelques rares évolutions déviantes. En tout état de cause, les simulations montrent que les critères proposés caractérisent correctement une stratégie de gestion donnée.

Enfin, il faut souligner que deux séries de critères ont été calculées, la première avec les prises et les efforts effectifs, la seconde avec leurs estimations par le groupe de travail. Ces dernières sont analogues aux analyses réalisables *a posteriori* (§ 1.2) qui ne disposent jamais que des estimations. Pour ce qui nous concerne, les valeurs réelles des critères sont utilisées dans la comparaison des stratégies. Dans tous les cas, ces critères réels, et notamment la variabilité réelle, sont plus pessimistes que les quantités estimées.

4.3. Gestion de la pêche avec des données certaines.

Rappelons que l'objectif est de diminuer la surexploitation subie par le stock de morue de mer du Nord. L'analyse à partir des paramètres de référence produit les éléments de la dynamique du stock et de la pêche, ainsi que leurs réponses théoriques aux diverses stratégies de gestion. Les évolutions temporelles du TAC (ici équivalent à la production réelle) et du niveau d'exploitation sont reportés sur les *figures 5.6* pour trois valeurs de λ : 0 (F_{max}), 1 ($F_{statu quo}$) et 0.6.

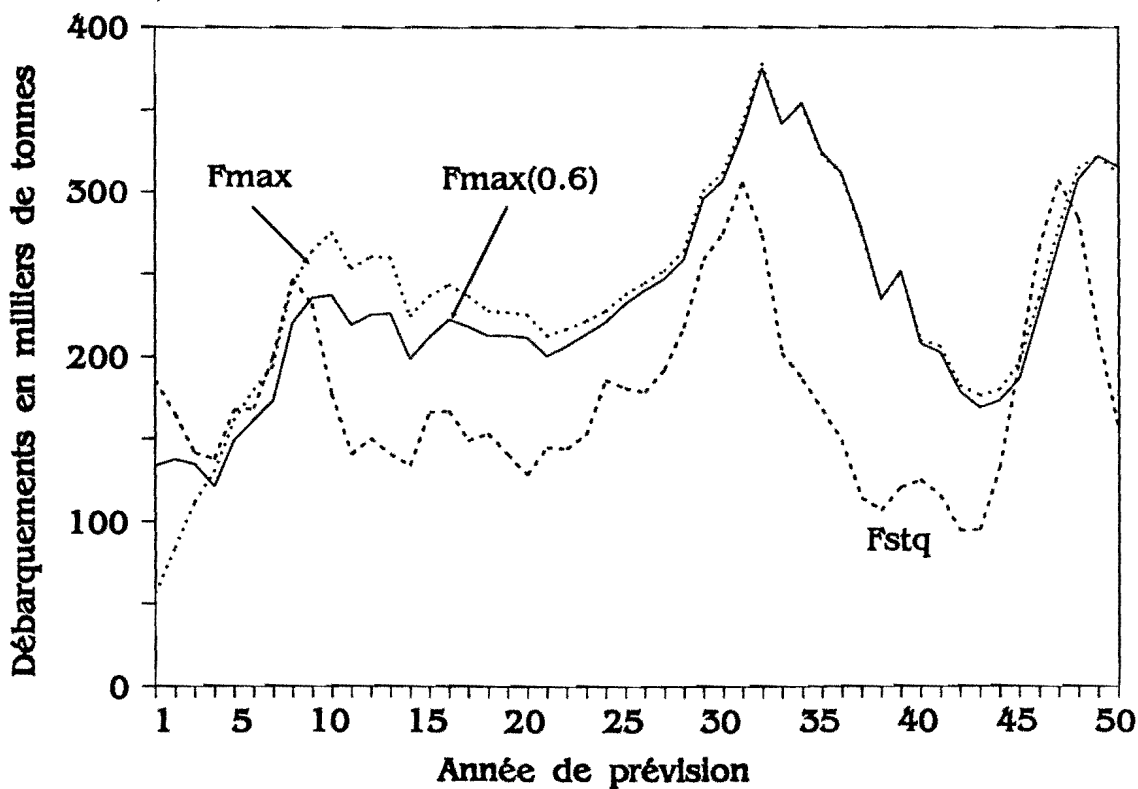
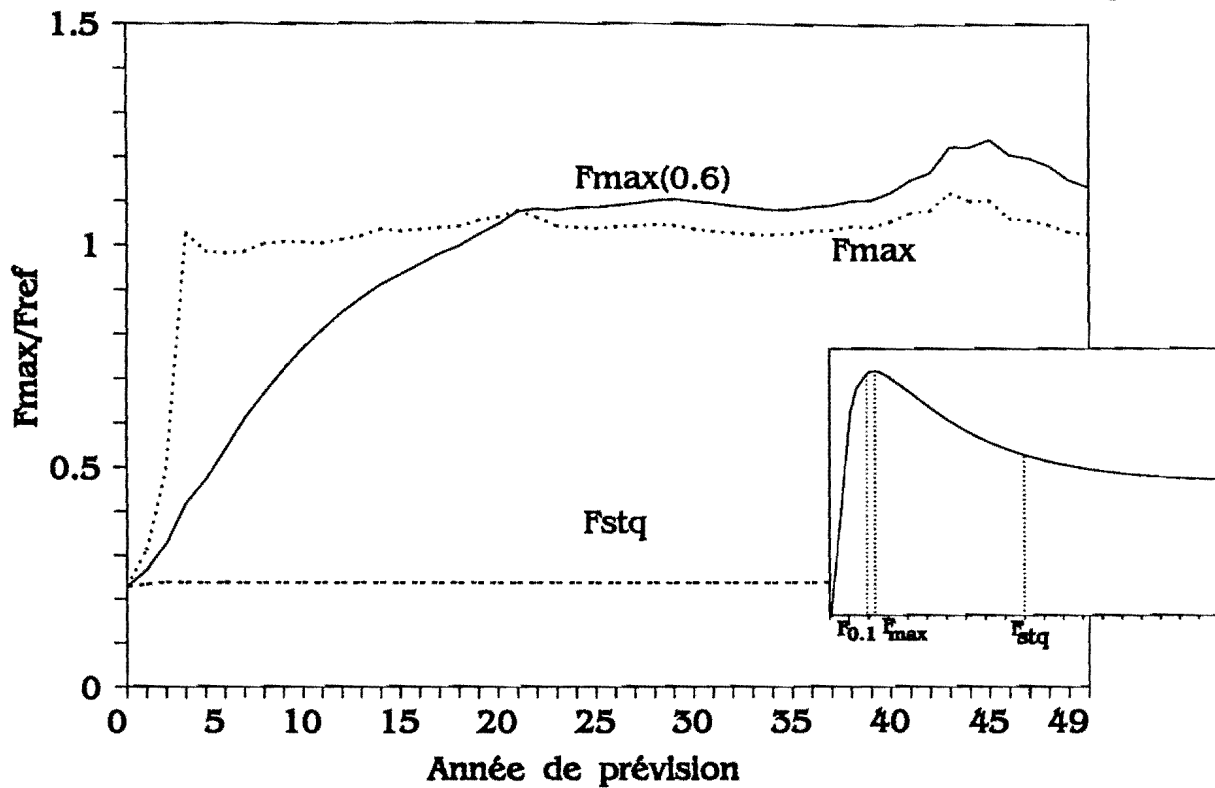
Transition vers la mortalité-cible. Par définition, la stratégie à $F_{statu quo}$ entraîne une mortalité par pêche constante. Avec la stratégie F_{max} , le niveau est atteint au bout de trois ans seulement. En effet, la valeur de F_{max} est calculée à partir du vecteur de référence (chap.1, § 2.1), qui correspond à la mortalité moyenne des trois dernières années et non celle de la dernière année. Les règles de gestion composites impliquent une période de transition de durée variable. La situation n'est pas en toute rigueur stationnaire au bout de 20 ans, mais l'équilibre est très proche, pour $F_{max}(0.6)$, le rapport F_{ref}/F_{max} vaut alors 1.026 (*fig. 5.6a*). Pour une stabilisation absolue, il faut en général atteindre 30 années. Les années 22 et 43 montrent de petites irrégularités dues aux

très bons recrutements survenus 10 ans auparavant⁷, et qui influencèrent les mortalités par pêche. Toutefois, le rapport F_{max}/F_{ref} n'est pas directement lié au recrutement, ce qui explique l'aspect lisse de la courbe (fig. 5.6a) en comparaison de la figure 5.6b qui représente les valeurs de la production au cours de la même période.

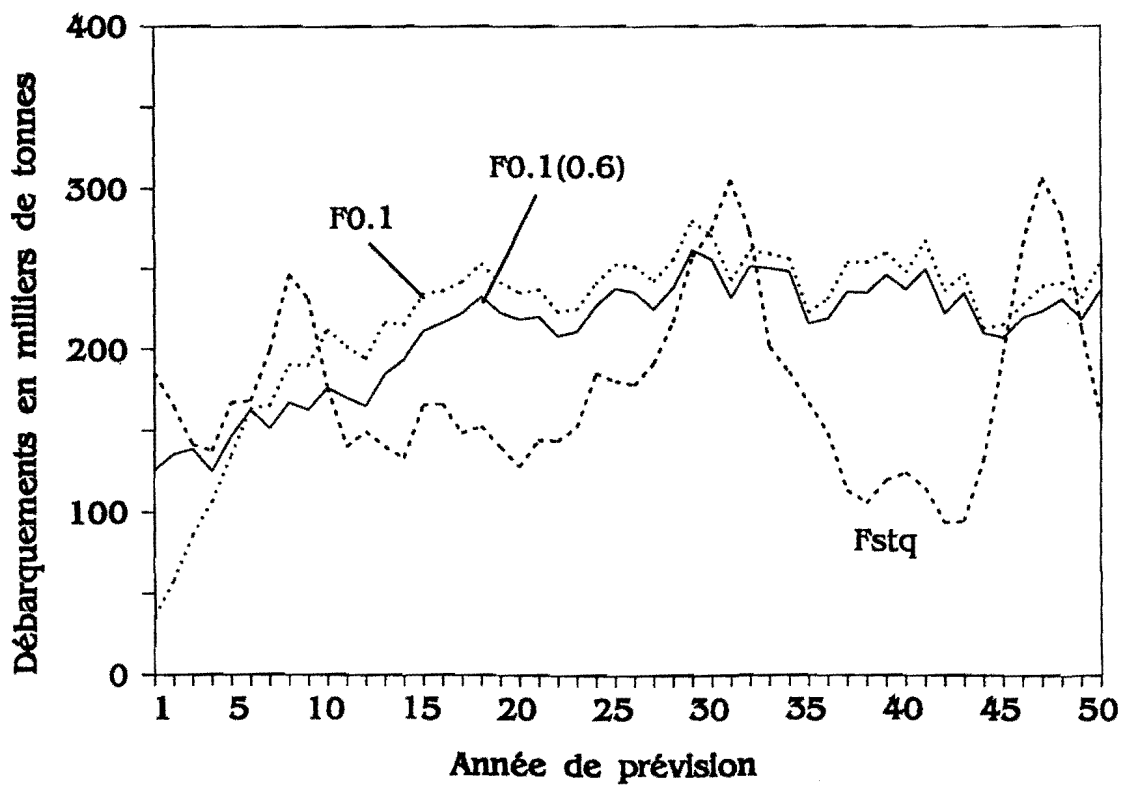
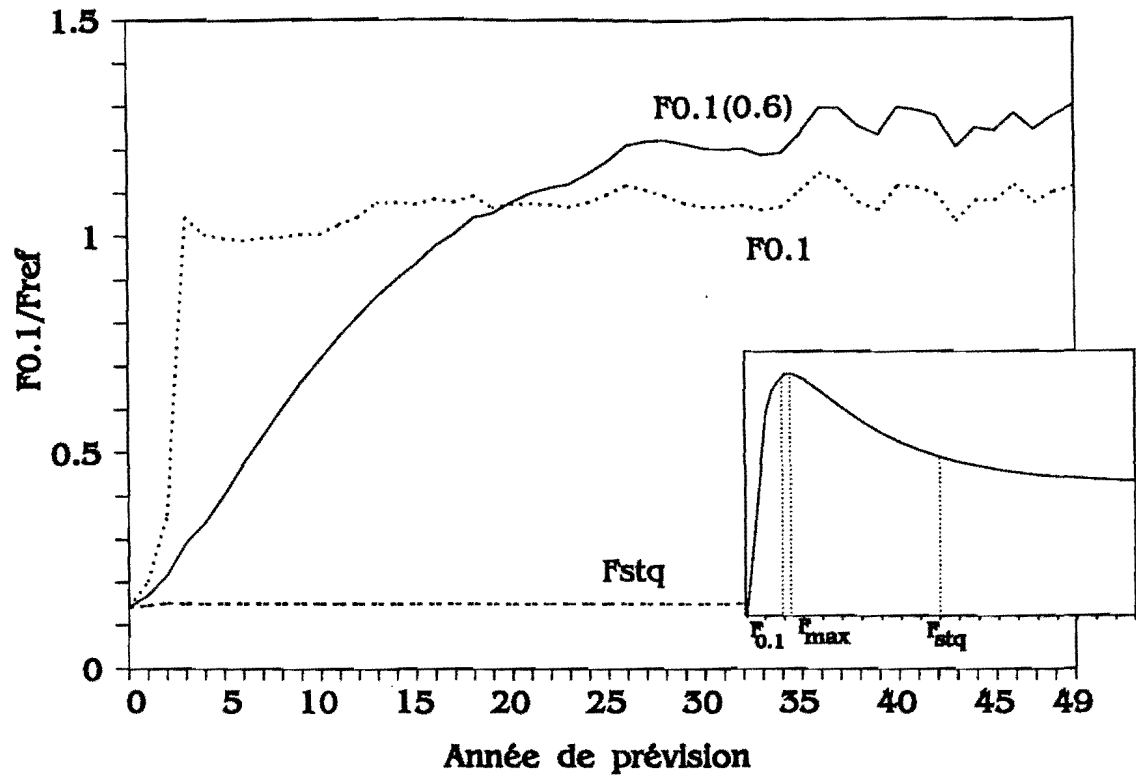
Evolution de la production. Dans tous les cas, la production est éminemment variable à cause du recrutement. La stratégie "pure" F_{max} engendre des gains de production (par rapport à $F_{statu\ quo}$) dès la 4^{ème} année, gain quelque peu retardé quand λ augmente. Le principal avantage de la règle de gestion $F_{max}(0.6)$ consiste en un bénéfice substantiel sur le long terme (productions très proches pour F_{max} et $F_{max}(0.6)$), en contrepartie d'une perte de production modérée sur le court terme.

Stratégies $F_{0.1}(\lambda)$. La même démarche appliquée aux règles $F_{0.1}(\lambda)$ donne les résultats des figures 5.7a-b. La régulation de l'effort vers $F_{0.1}$ a une allure plus linéaire, et sa stabilisation est plus tardive. Par contre, les productions deviennent stationnaires à partir d'une dizaine d'années. Les résultats sont très similaires aux précédents.

⁷ Rappelons que le recrutement réel est aléatoire d'une année à l'autre (§ 4.1).



Figures 5.6a-b. Transitions vers l'équilibre du niveau d'exploitation (a) et du TAC (b) pour trois stratégies $F_{max}(\lambda)$. Pour l'année de prévision y , F_{ref} est l'intensité moyenne d'exploitation des années $y-2$, $y-1$ et y . Les données sont supposées exactes, seul le recrutement est aléatoire. La situation initiale du stock figure en cartouche pour mémoire.



Figures 5.7a-b. Transitions vers l'équilibre du niveau d'exploitation (a) et du TAC (b) pour trois stratégies $F_{0.1}(\lambda)$. Les données sont supposées exactes, seul le recrutement est aléatoire.

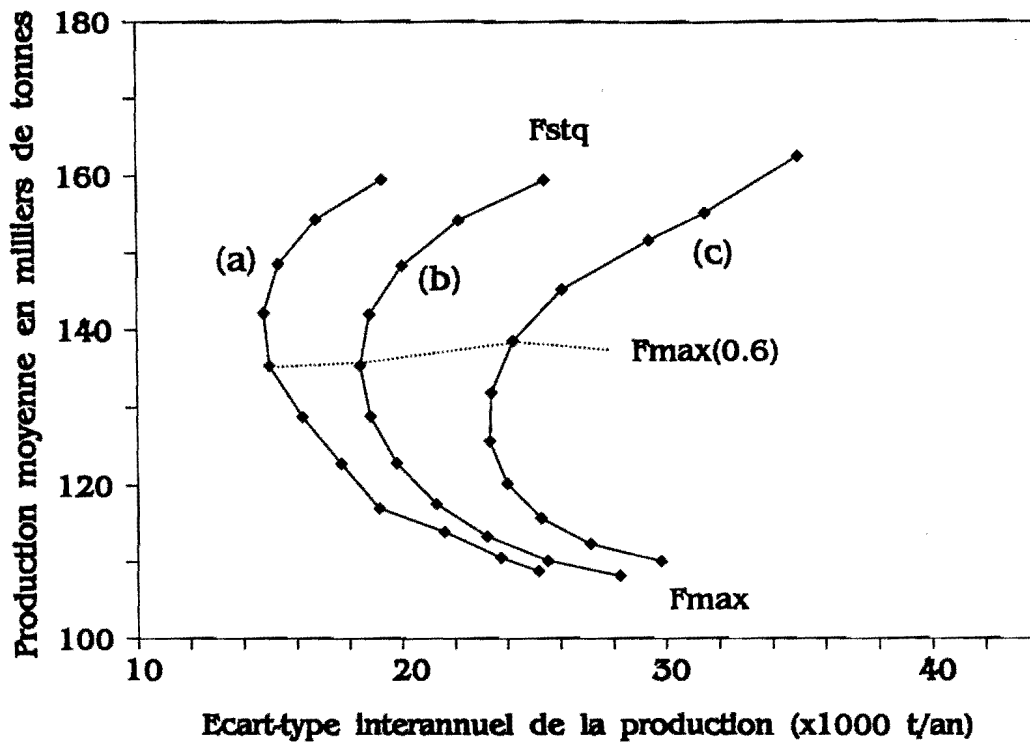
Comparaison des stratégies selon les critères. Concernant la production, la valeur moyenne sur l'intervalle de temps considéré est représentée en fonction de la variabilité interannuelle (F_{sh}^{yield} et F_{lgt}^{yield}) (figs 5.8a-b). Considérons uniquement le cas avec données exactes, noté (a). Les courbes légendées (b) et (c) se rapportent aux essais avec données incertaines qui seront traités plus loin. Les stratégies composites engendrent des productions intermédiaires entre F_{max} et $F_{statu\ quo}$, ce qui montre la nécessité de trouver un compromis entre le **long terme** et le **court terme**. Ceci est réalisable avec une stratégie composite; par exemple $F_{max}(0.6)$ entraîne en moyenne un gain de 73000 tonnes/an à long terme (par rapport à $F_{statu\ quo}$) et un gain de 26000 tonnes/an à court terme (par rapport à F_{max}):

Stratégie	Court terme	Long terme
F_{max} vs. $F_{statu\ quo}$	- 50000 t/an	+ 100000 t/an
$F_{max}(0.6)$ vs. F_{max}	+ 26000 t/an	- 27000 t/an
$F_{max}(0.6)$ vs. $F_{statu\ quo}$	- 24000 t/an	+ 73000 t/an

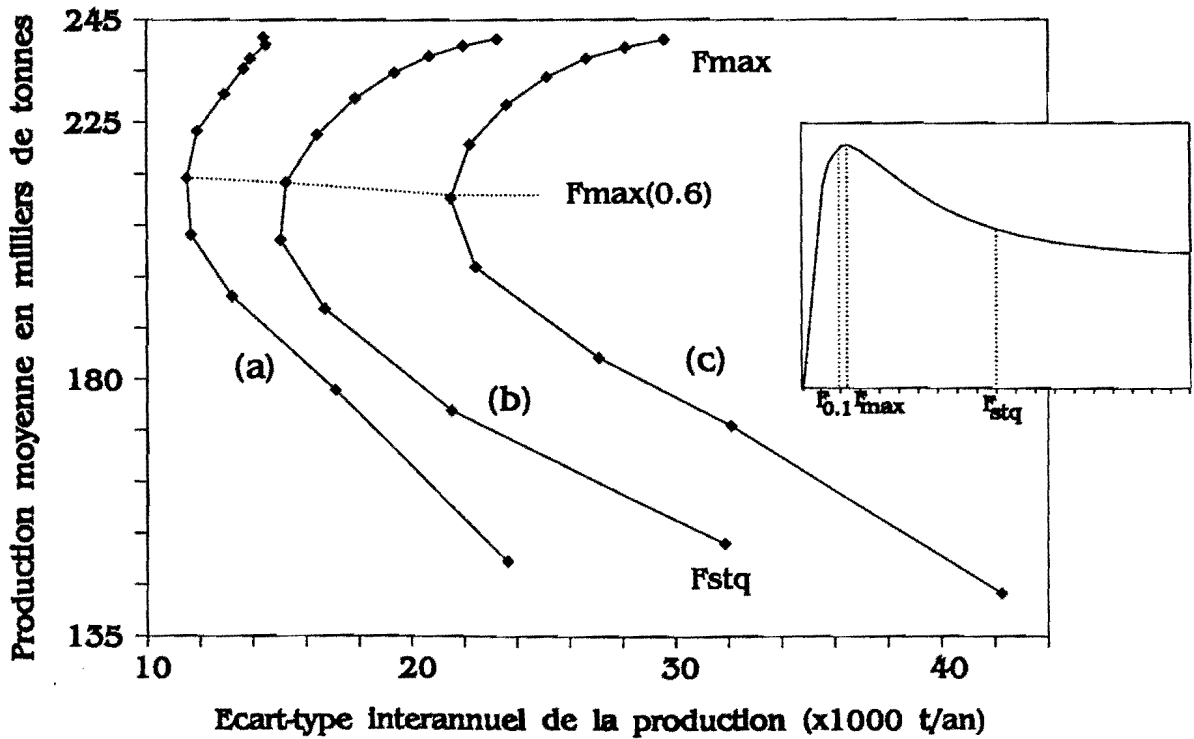
Pour la stabilité, le coefficient de variation interannuelle de la mortalité par pêche (équations [5.8] et [5.9]) est tracé en fonction de la variance interannuelle de la production (équations [5.6] et [5.7]) (figs 5.8c-d). La variabilité à court terme de la production et de l'effort qui apparaît pour F_{max} et les règles composites exprime la **régulation de l'effort**. Par ailleurs, la variabilité du recrutement déstabilise la production lorsque le stock est trop intensément exploité ($F_{statu\ quo}$, figs 5.8c-d). La **stabilité maximale de la production** intervient pour la stratégie $F_{max}(0.6)$. Ainsi avec des données exactes, les stratégies classiques montrent les propriétés que l'on attend d'elles: maximisation de la production à long terme pour F_{max} (fig. 5.8b), stabilisation de l'effort pour $F_{statu\ quo}$ (figs 5.8c-d).

De la même manière, on compare les stratégies $F_{0,1}(\lambda)$ (figs 5.9a-d). Les résultats pour $F_{max}(\lambda)$ sont également reportés. Les courbes ont globalement même allure. A noter que $F_{0,1}$ produit plus à long terme que $F_{statu\ quo}$.

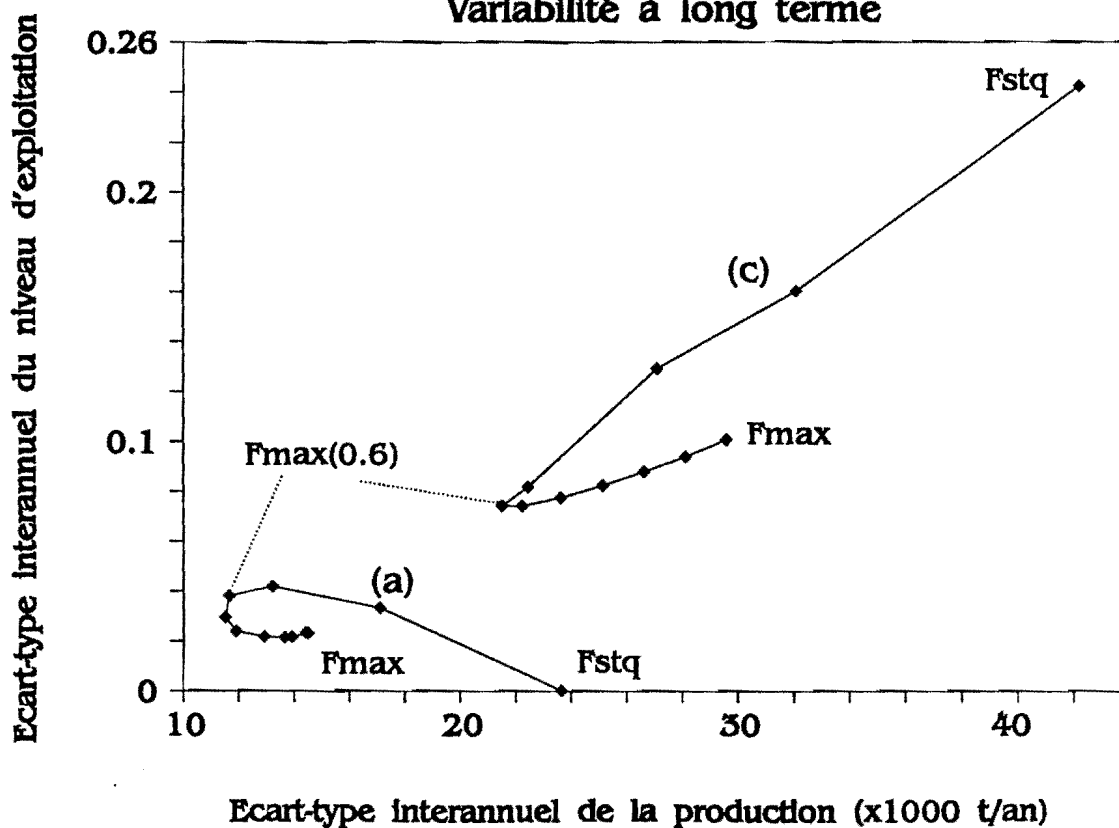
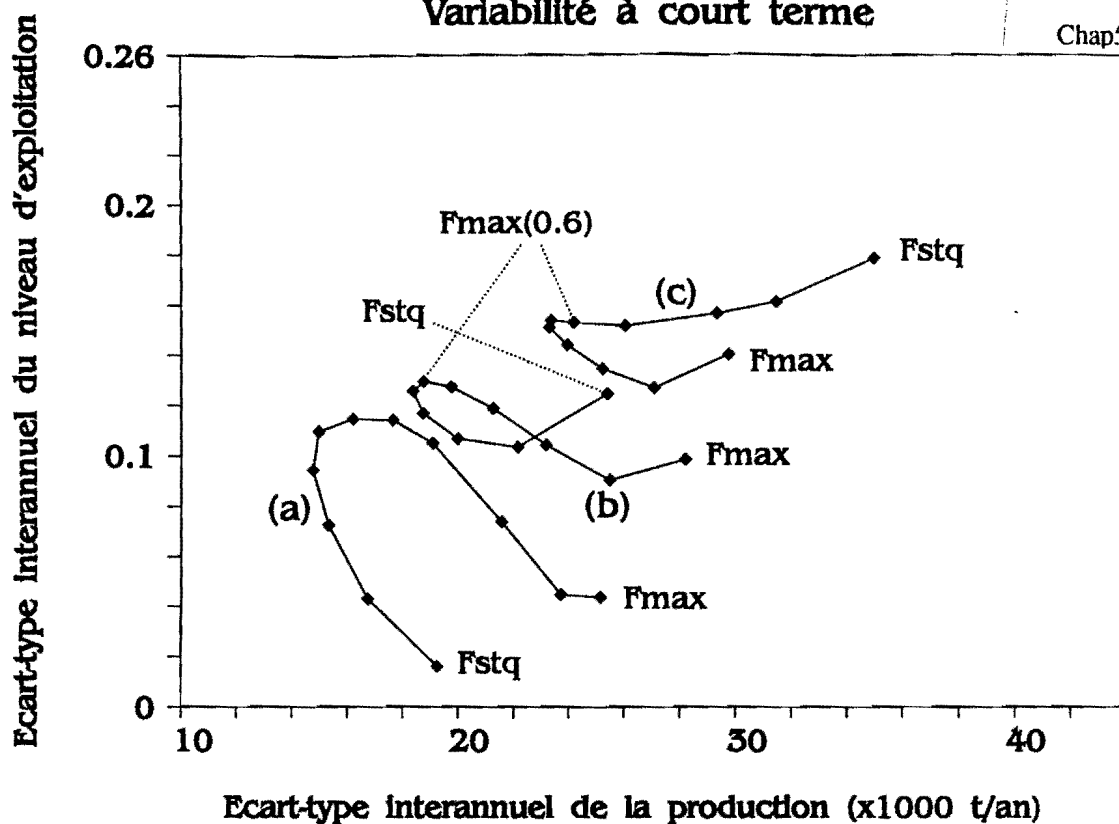
Production à court terme



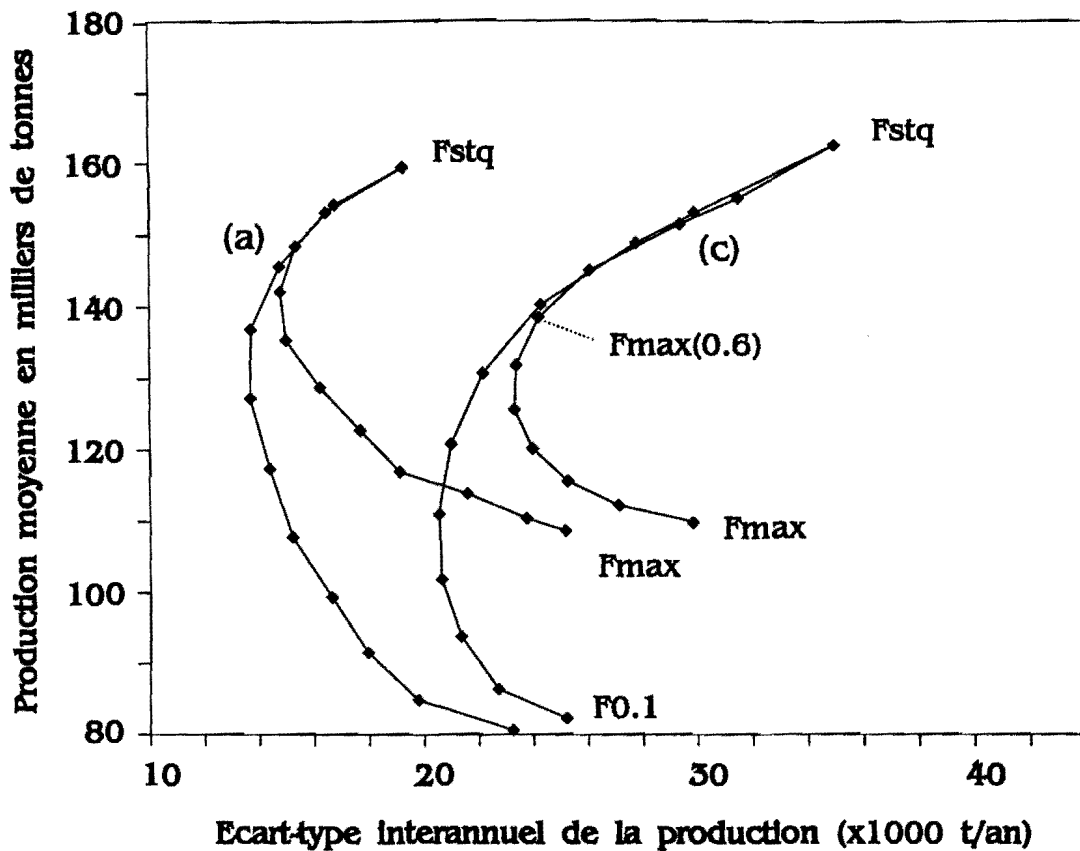
Production à long terme



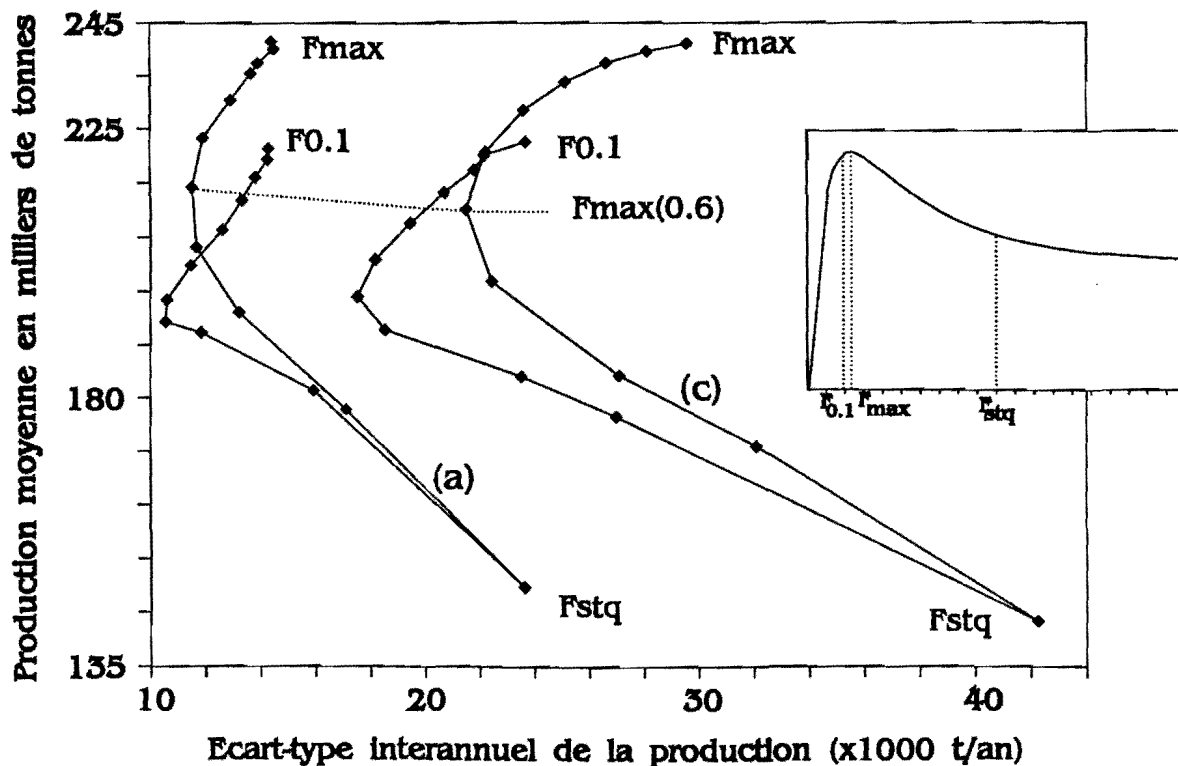
Figures 5.8a-b. Valeurs des critères relatifs à la production pour des stratégies $F_{max}(\lambda)$ avec λ variant de 0 (F_{max}) à 1 (F_{stq}). Chaque point des courbes représente une valeur de λ . Les courbes indicées (a), (b) et (c) correspondent à des niveaux d'erreur différents (tableau 5.3).



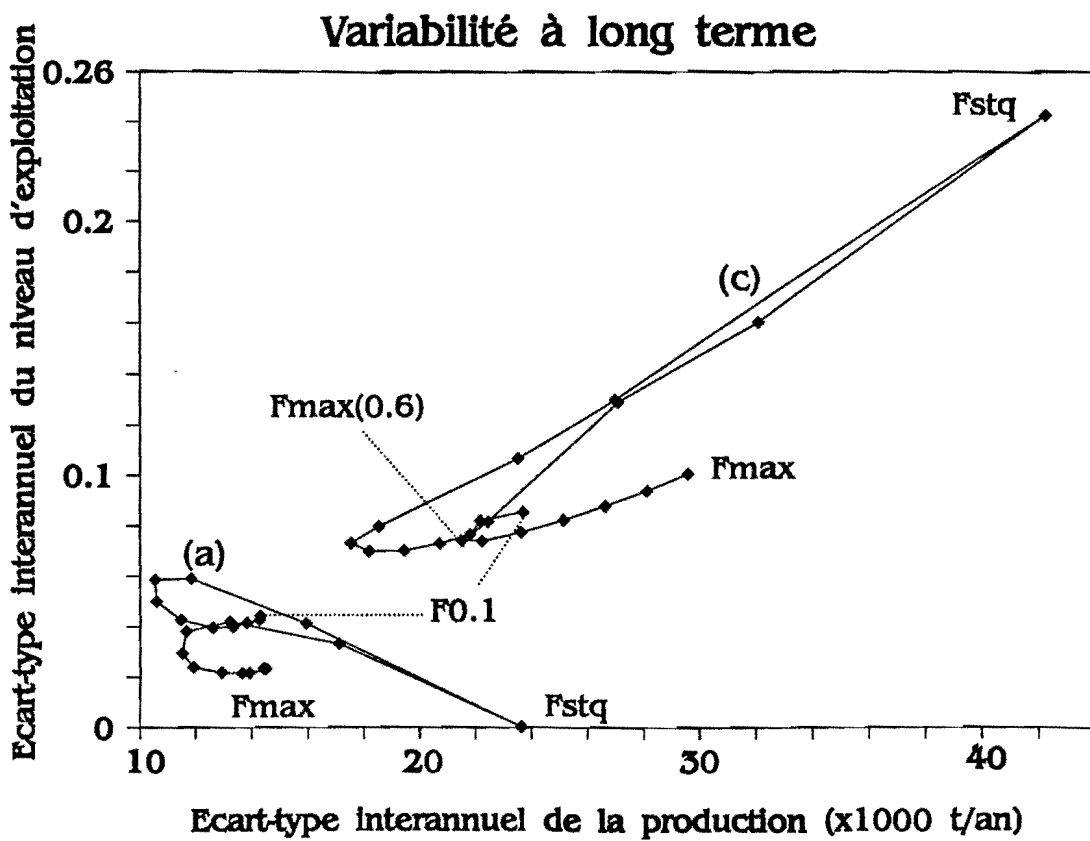
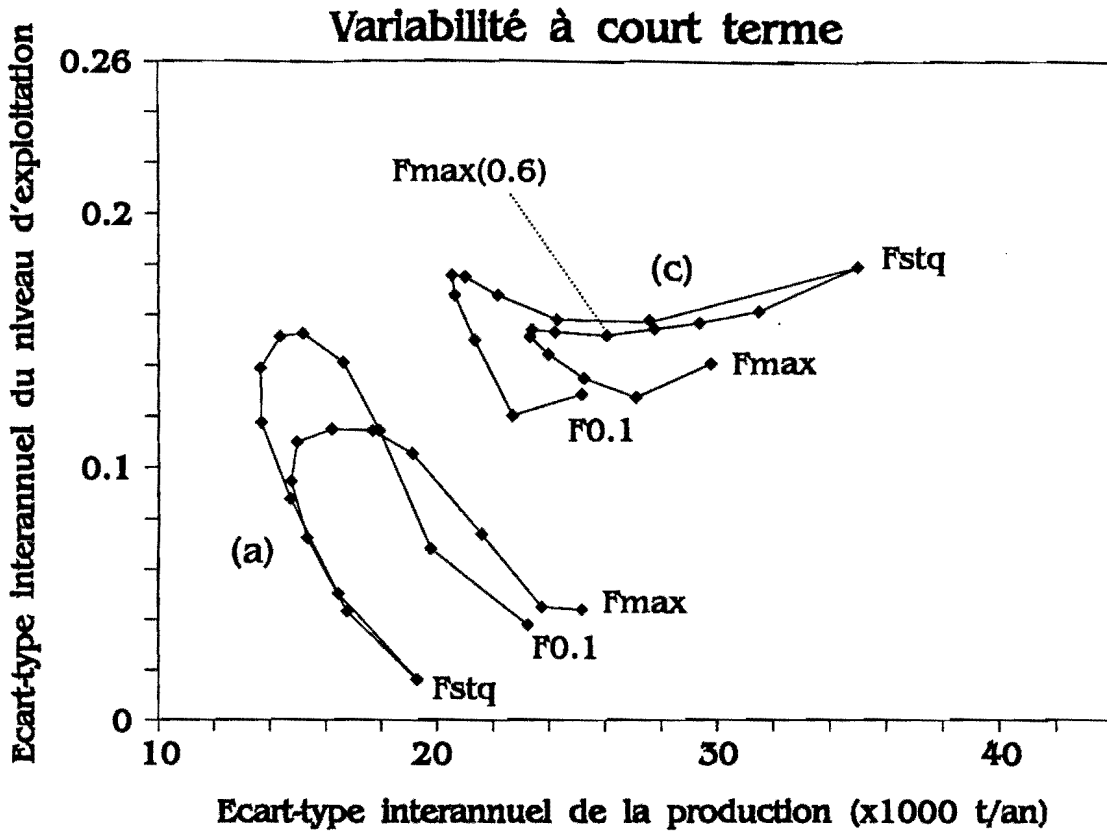
Figures 5.8c-d. Valeurs des critères de stabilité dans les mêmes conditions que les figures 5.8a-b. La variation de l'effort de pêche est relative, tandis que celle de la production est absolue. Sur la figure 5.8.c, la variabilité de l'effort de pêche n'est pas nulle pour $F_{\text{statu quo}}$ à cause de la mortalité de référence qui n'est pas celle de la dernière année, mais la moyenne des trois dernières années.



Production à long terme



Figures 5.9a-b. Valeurs des critères relatifs à la production pour des stratégies $F_{0.1-\lambda}$ avec λ variant de 0 ($F_{0.1}$) à 1 (F_{stq}). Seuls les niveaux d'erreur (a) et (c) sont reportés. Les résultats pour les stratégies $F_{max}(\lambda)$ sont aussi représentés afin de comparer les deux familles de stratégies.



Figures 5.9c-d. Valeurs des critères de stabilité dans les mêmes conditions que les figures 5.9a-b.

4.4. Impact des incertitudes selon la stratégie de gestion.

Comparaison des stratégies selon les critères

Reprenons les *figures 5.8 et 5.9* pour les cas (b) (erreurs faibles) et (c) (erreurs importantes). Le cas (b) n'est pas reporté sur la *figure 5.8.d* pour des raisons de clarté, mais la courbe a la même forme que pour le cas (c). Les *figures 5.8* prouvent que la production moyenne n'est pas vraiment affectée par le degré d'incertitude. En fait, elle s'élève même légèrement dans le cas (c), ce qui est peut-être lié à l'exemple choisi. A l'opposé, les incertitudes ont un impact important sur les critères de stabilité. Toutes les variabilités augmentent avec le niveau d'incertitude, comme le montre le décalage des courbes (*figs 5.8.a-d*). Mais, l'évolution des critères dépend étroitement de la règle de gestion. D'abord, la stratégie $F_{statu\ quo}$ ne stabilise plus l'effort (*figs 5.8.c-d*); elle engendre même la plus grande variabilité de l'effort et de la production quelle que soit l'échelle de temps. F_{max} engendre un effort plus stable que $F_{statu\ quo}$, ce qui est assez surprenant. Cette instabilité inhérente à $F_{statu\ quo}$, donc pour des exploitations très **intenses**, s'explique par la dépendance de la pêcherie vis-à-vis des jeunes groupes d'âge; l'estimation du recrutement est donc **cruciale**. D'ailleurs, quand ce dernier est mieux estimé -cas (b)-, $F_{statu\ quo}$ montre moins de variations (*fig. 5.8.c*) tandis que les propriétés de F_{max} sont peu modifiées.

Un deuxième point quant à la stabilité réside dans le **comportement des règles composites** (*figs. 5.8c et d*). A long terme, $F_{max}(0.6)$ conduit à une **stabilité maximale conjointe** de l'effort et de la production. Les règles $F_{max}(\lambda)$ pour λ compris entre 0.4 et 0.7 ont des qualités assez semblables. A court terme au contraire, il n'existe pas de **minimum simultané** des deux critères; on remarque aussi que la stabilité de la production discrimine mieux les stratégies que celle de l'effort qui varie peu en fonction de λ . La production est la plus stable pour λ autour de 0.5-0.65 (selon le niveau d'erreur). Pour ces mêmes valeurs de λ , la variabilité de l'effort est d'environ 15%, ce qui est peu différent du minimum (12-13%) atteint pour $\lambda = 0.1$.

Pour ce qui est maintenant des stratégies $F_{0.1}(\lambda)$ (figs 5.9.a-d), les résultats sont similaires. Il est instructif de comparer les règles $F_{max}(\lambda)$ et $F_{0.1}(\lambda)$: $F_{0.1}$ stabilise mieux efforts et productions que F_{max} mais les stratégies composites sont ici encore les plus stables. Pour une même valeur de λ , $F_{0.1}(\lambda)$ induit une production plus faible, mais plus stable que $F_{max}(\lambda)$ (mais pas nécessairement un effort plus stable). Le taux d'exploitation réduit en est certainement la cause, puisque la pyramide des âges des captures, rééquilibrée vers les groupes adultes, dépend moins du recrutement. Reste, et ce point semble plus important, que les stratégies $F_{max}(\lambda)$ pour $\lambda = 0.4, 0.5$ ou 0.6 sont plus stabilisantes que la stratégie pure $F_{0.1}$ (figs 5.9c et d). Par exemple, $F_{max}(0.4)$ montre des propriétés à long terme proches de $F_{0.1}$ (figs 5.9b et d), mais à court terme, sa production moyenne s'élève à **126000 t/an** contre seulement **80000 t/an** pour $F_{0.1}$ (fig. 5.9.a), ce qui illustre encore l'intérêt des stratégies composites:

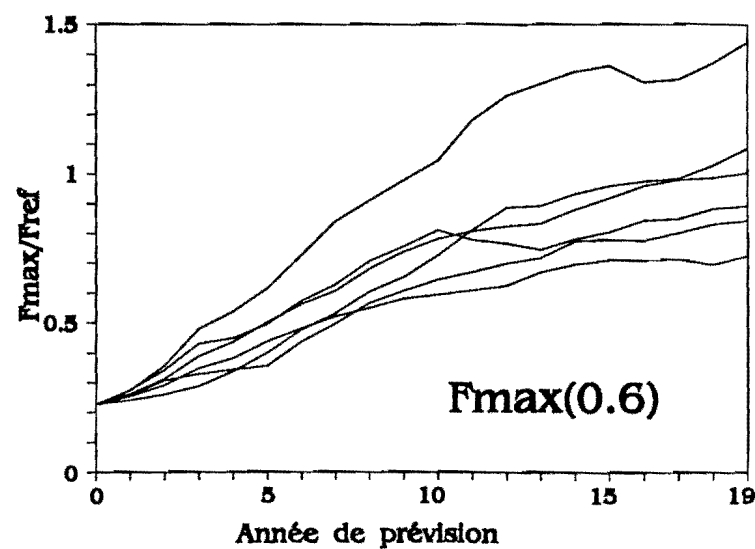
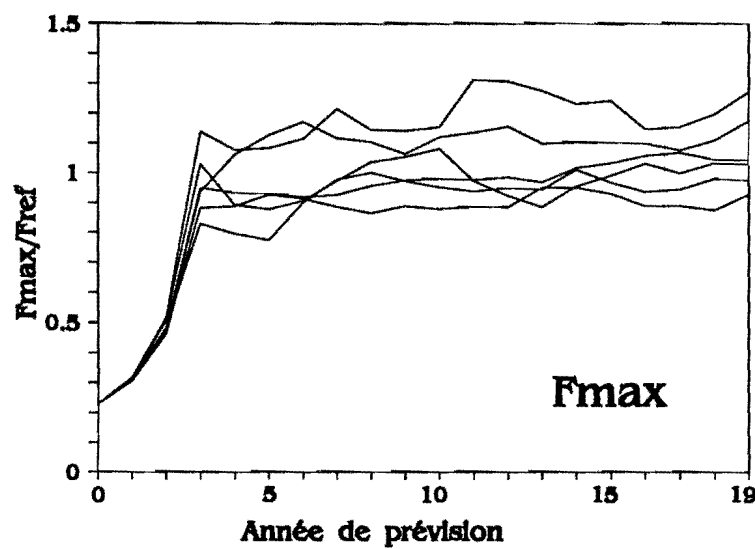
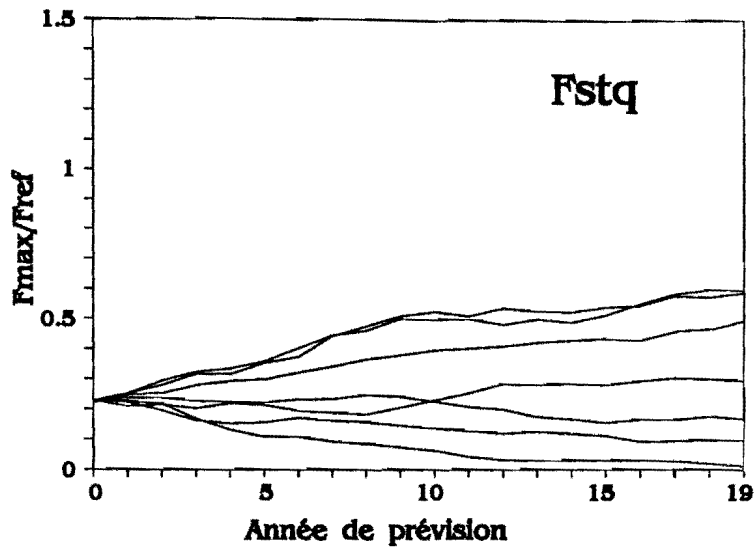
Stratégie	Court terme	Long terme
$F_{0.1}$ vs. $F_{statu\ quo}$	- 80000 t/an	+ 81500 t/an
$F_{max}(0.4)$ vs. $F_{statu\ quo}$	- 36000 t/an	+ 86000 t/an
$F_{max}(0.4)$ vs. $F_{0.1}$	+ 46000 t/an	+ 4500 t/an

Risques de collapsus du stock et de la pêche

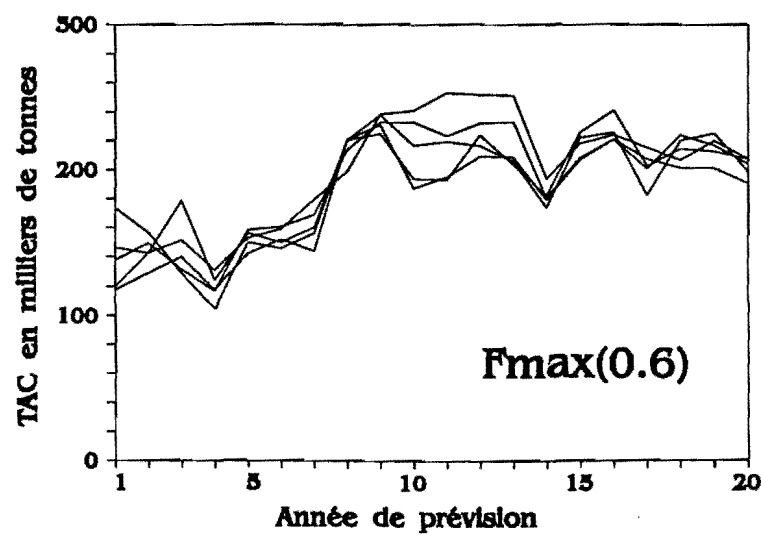
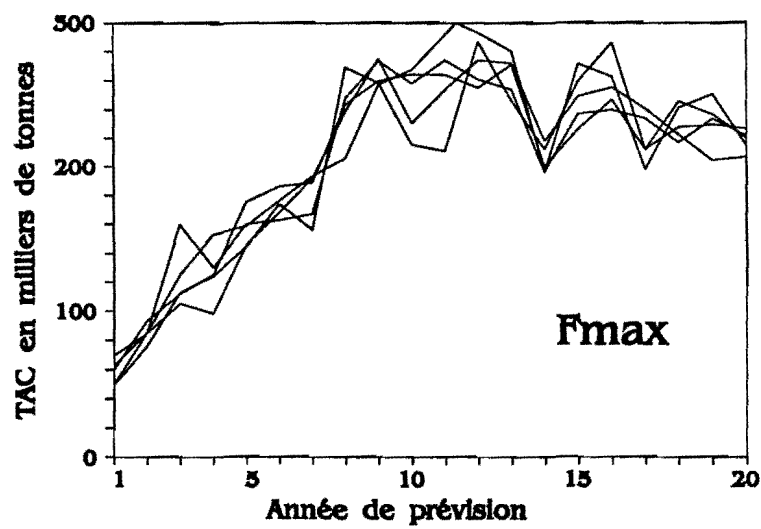
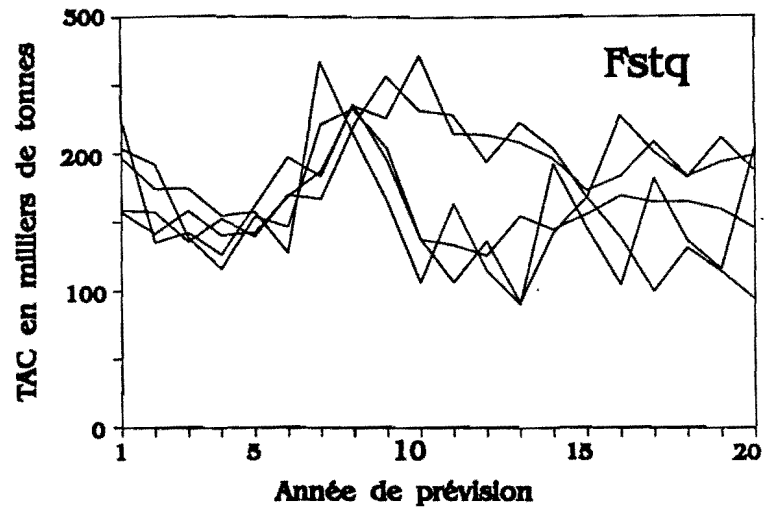
Jusqu'à présent, l'évaluation des stratégies s'est poursuivie à partir de critères moyens, et l'éventualité de comportements particuliers a été laissée de côté. En particulier, on n'a pas envisagé le **risque d'effondrement** du stock, et partant de la pêche, susceptible de se produire en cas de surexploitation trop poussée. De tels événements sont d'autant plus probables que les données sont moins bien estimées. Les figures 5.10a-f illustrent quelques trajectoires individuelles des efforts de pêche et des productions obtenues au cours des simulations dans le cas (c).

La dispersion des trajectoires pendant les 20 années de gestion est plus importante avec la stratégie $F_{statu\ quo}$. Le niveau d'exploitation diverge parfois gravement en raison de l'accumulation des erreurs, et par suite d'une diminution de la prévisibilité. Dans certains cas, l'évolution aboutit à une surexploitation très élevée (F_{max}/F_{ref} devient presque nul, traduisant une chute des captures par unité d'effort) et à un déclin aigu du stock⁸. Il faut cependant noter que cet effondrement n'est pas explicable par un phénomène de surpêche affectant le recrutement (§ 2.1), puisque ce dernier ne dépend pas du stock dans le modèle. C'est à dire que du simple fait des erreurs de gestion inhérentes à l'incertitude des évaluations, un stock peut être exploité jusqu'à une chute brutale des c.p.u.e., même si l'on ignore une possible action en retour du stock sur la reproduction! Ceci n'apparaît pas de manière aussi radicale pour l'évolution de la production (*fig. 5.10.d*): ils diminuent, mais ne tombent jamais en dessous de 100000 tonnes, car le recrutement, estimé par une valeur moyenne indépendante du niveau de biomasse, entre pour une grande part dans la production. Cette procédure d'estimation conduit à surestimer la production possible à $F_{statu\ quo}$ et peut cacher un déclin du stock. Effectivement, pour certaines de ces trajectoires, l'effondrement intervient vers la 35^{ème} ou 37^{ème} année de prévision. Ce genre de situation ne s'est produit que pour les stratégies $F_{statu\ quo}$ et $F_{max}(0.9)$. Indubitablement, les autres règles de gestion se traduisent par des trajectoires moins dispersées (*figs 5.10b-c et e-f*). Quelques trajectoires divergentes ont pu être observées, mais aucun déclin des captures à long terme. Dans le cas des stratégies $F_{0.1}(\lambda)$, les trajectoires relatives aux différentes stratégies indiquent des résultats analogues (résultats non reportés).

⁸ Ces conclusions se déduisent du comportement du modèle. La VPA sous-jacente est probablement aussi performante pour des niveaux d'exploitation très supérieurs au niveau courant. En effet, la reconstruction du stock à partir des captures est d'autant meilleure que le stock est plus exploité. Par contre, les capturabilités sont certainement affectées par une chute de l'abondance du stock, et l'hypothèse de leur constance (chap.1, § 1.5) doit être remise en cause. Toutefois, dans cette analyse, ce n'est pas la validité du modèle qui nous intéresse, mais quelles peuvent être les conséquences à long terme de son utilisation.



Figures 5.10.a-c. Quelques évolutions individuelles des efforts de pêche obtenues par simulations pour trois stratégies $F_{\max}(\lambda)$ avec $\lambda=1$ (5.10a), $\lambda=0$ (5.10b), $\lambda=0.6$ (5.10c). Les évolutions divergentes sont le fait des incertitudes dans les données (niveau d'erreur (c)).



Figures 5.10.d-f. Quelques évolutions individuelles des TAC obtenues par simulations pour trois stratégies $F_{\max}(\lambda)$ avec $\lambda=1$ (5.10d), $\lambda=0$ (5.10e), $\lambda=0.6$ (5.10f) (en relation avec les figures 5.10a-c.).

4.5. Influence du degré initial de surexploitation.

Les propriétés des règles composites dépendent certainement de la situation initiale de la pêcherie, puisque la régulation requise est d'autant plus importante que la surexploitation est plus grave. Dans le même temps, l'écart se creuse entre $F_{statu\ quo}$ et F_{max} (ou $F_{0,1}$). Pour être à même d'étudier cette dépendance, on module le niveau d'exploitation initial grâce à un paramètre R. De nouvelles mortalités par pêche initiales sont alors définies comme suit:

$$F'_{ay} = R F_{ay} \quad [5.12]$$

Les efforts de pêche sont modifiés en conséquence:

$$E'_{yf} = R E_{yf} \quad [5.13]$$

Sur les dix années initiales (sauf la première) et pour chaque groupe d'âge, les effectifs du stock sont recalculés de manière cohérente:

$$N'_{a+1,y+1} = N'_{a,y} \exp(-(R F_{ay} + M_a)) \quad [5.14]$$

$$N'_{a,1} = N_{a,1} \quad [5.15]$$

Pour plusieurs valeurs de R et pour chaque stratégie $F_{max}(\lambda)$ avec λ variant de 0 à 1, les critères de stabilité sont calculés; on détermine ainsi la valeur de λ correspondant à la stabilité maximale. Les productions moyennes ne sont pas étudiées ici, puisque l'on a constaté qu'elles conduisent nécessairement à des compromis entre le court et le long terme.

Stabilité des stratégies

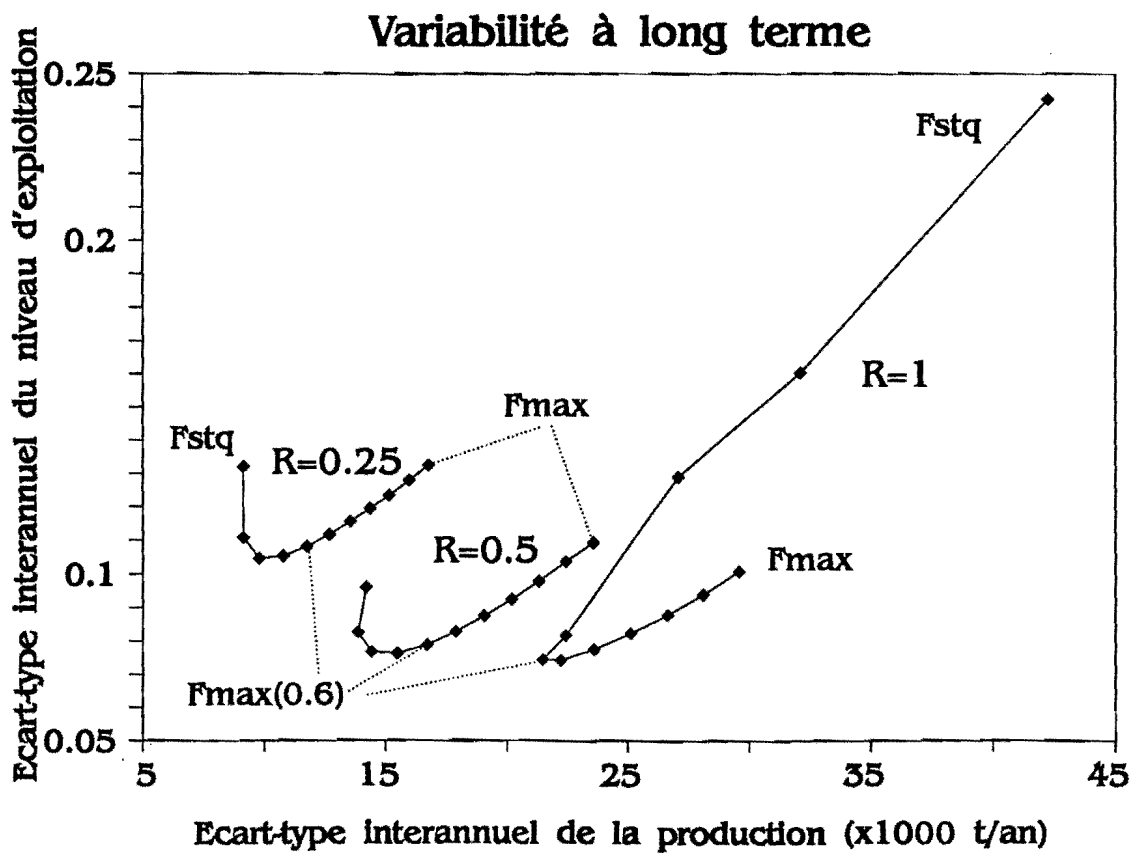
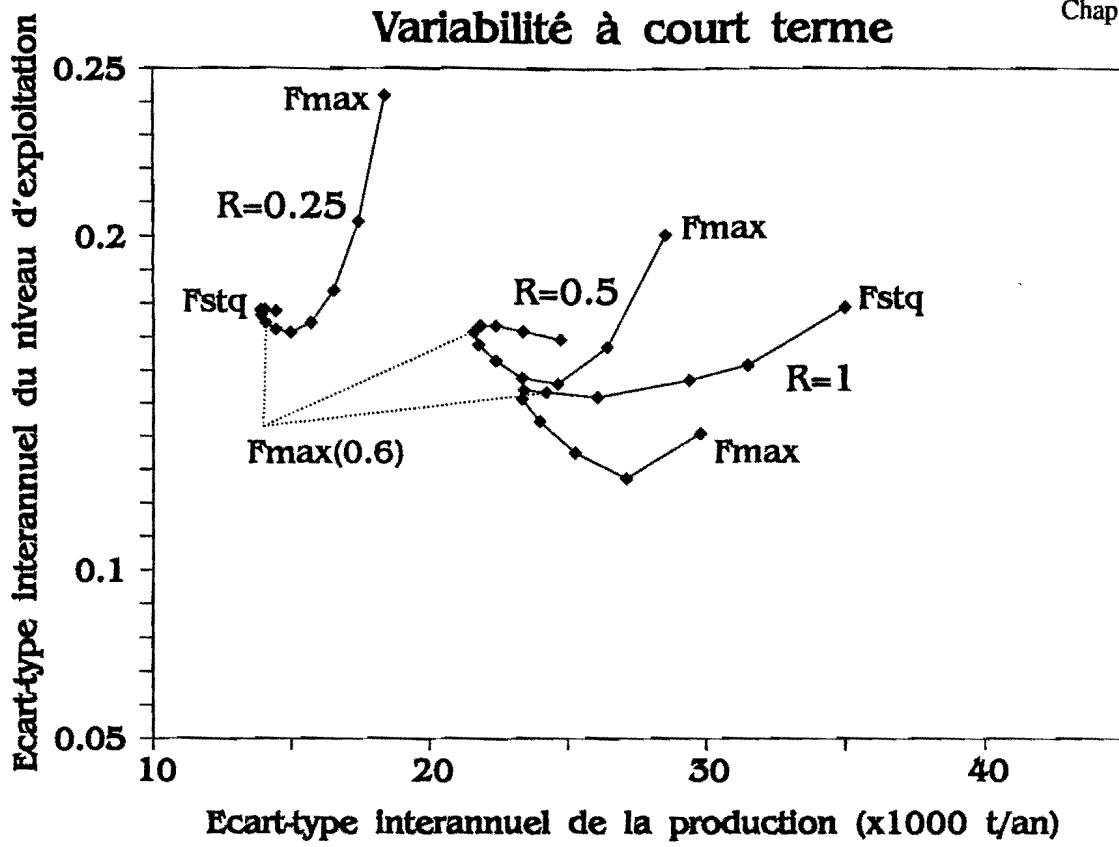
Dans quasiment tous les cas, c'est une règle composite qui est la plus stable (*tableau 5.4*). la valeur optimale de λ augmente quand R diminue, *i.e.* quand la situation initiale est moins grave, les stratégies proches du $F_{statu\ quo}$ deviennent les meilleures. Ceci est particulièrement évident pour la production (Y). A long terme, les valeurs optimales de λ sont presque identiques pour la production et l'effort, ce qui généralise les résultats du § 4.4.

R	F_{max}/F_{ref}	Court terme		Long terme	
		Stab(Y)	Stab(F)	Stab(Y)	Stab(F)
1	0.228	0.4	0.1	0.6	0.6
0.9	0.254	0.5	0.1	0.7	0.6
0.5	0.457	0.6	0.2	0.9	0.7
0.25	0.914	0.8	0.4	1	0.8

Tableau 5.4. Valeurs optimales de λ pour plusieurs degrés R de surexploitation initiale. La donnée de F_{max}/F_{ref} permet de situer les valeurs de R. Y représente la production, F la mortalité par pêche (ou l'effort). Le niveau d'incertitude est (c).

Néanmoins, la dispersion des critères change aussi avec R et doit être analysée au même titre que la valeur optimale de λ . Les figures 5.11a-b représentent les courbes de stabilité pour 3 valeurs de R qui expriment différents degrés de surexploitation (tableau 5.4). A long terme, les stratégies se comportent toujours différemment et la forme des courbes n'est pas vraiment affectée par R. Par contre, ce n'est pas le cas à court terme, si bien que les critères sont très proches les uns des autres pour $R=0.25$ (F_{max}) et pour $R=0.5$ (2 fois F_{max}) -excepté pour la stratégie F_{max} .

Les stratégies F_{max} et $F_{statu\ quo}$ se comportent de manière assez particulière. $F_{statu\ quo}$ n'est déstabilisante que pour une surexploitation très poussée ($R=1$); sinon elle devient acceptable en termes de stabilité. Pour une faible surexploitation, c'est même cette stratégie qui stabilise au mieux la production; ce résultat n'était pas attendu *a priori*. Parallèlement, F_{max} implique des variabilités maximales à court et long terme dès que R est inférieur à 1. Il est surprenant de constater que plus la situation se rapproche de l'optimum biologique F_{max} , moins cette stratégie est intéressante. Finalement, si la surexploitation est faible ($R=0.25$), il vaut mieux gérer à $F_{statu\ quo}$ à tous égards. Pourtant, F_{max} et $F_{statu\ quo}$ conduisent alors à des TAC identiques en moyenne.



Figures 5.11a-b. Valeurs des critères de stabilité pour trois degrés de surexploitation initiale: R=1, R=0.5 et R=0.25 (tableau 5.4) (niveau d'erreur (c)).

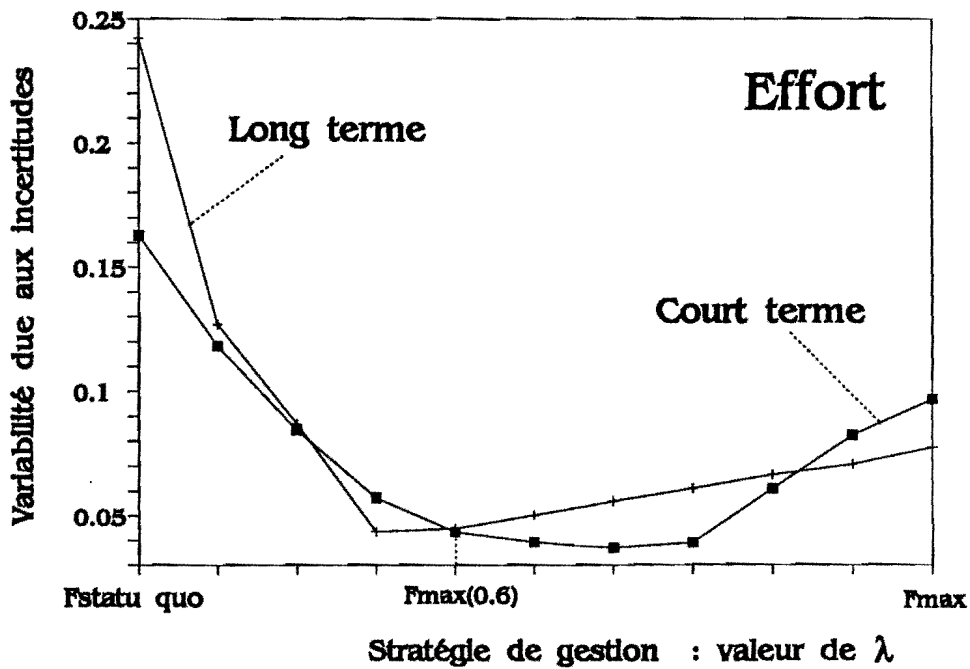
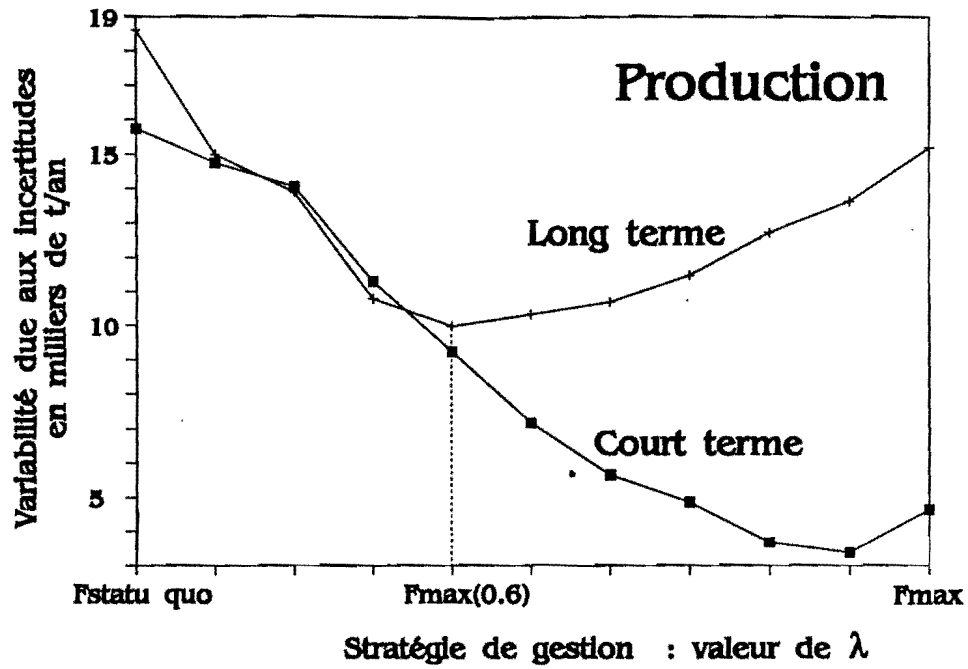
Ces résultats corroborent la remarque de Getz *et al.* (1987): même dans une situation proche de l'équilibre, les stratégies de gestion possèdent des propriétés totalement différentes en raison des sources d'incertitude. En effet, les paramètres de contrôle (*ex. F_{max} , $F_{statu quo}$*) sont estimés différemment et ne présentent probablement pas la même sensibilité aux incertitudes. Nous reviendrons sur ce point.

Dans l'ensemble, la variabilité de la production augmente avec le degré de surexploitation; c'est plutôt l'inverse pour la mortalité par pêche. Toutefois, dans ce dernier cas, la variabilité n'est guère modifiée (sauf pour les stratégies pures): elle est comprise entre 14 et 18% à court terme, 7 et 15% à long terme. Nous verrons que cela est explicable par une modification de la sensibilité du modèle en fonction du niveau d'exploitation.

Stabilité et incertitudes sur les paramètres

Les résultats qui précèdent éclairent les relations entre le comportement du modèle, le niveau initial d'exploitation et la stratégie de gestion. Quand les données sont parfaitement estimées, la variabilité interannuelle est due soit à la **régulation** de l'effort de pêche (à court terme), soit à la variation naturelle du **recrutement** (à tout moment). A l'inverse, avec des données entachées d'erreur, **toutes les sources de variation**, y compris les erreurs dans les données, concourent à la variabilité des résultats. En comparant les résultats obtenus avec et sans erreurs dans les données, il est donc possible d'identifier les causes de cette variabilité.

On montre ainsi (*figs 5.12a-b*) que dans le cas des stratégies composites, la variation à court terme participe pour moitié des incertitudes, pour moitié de la régulation de l'effort. Rappelons que la pêcherie est quasi-stabilisée à long terme (*fig. 5.6b*), la variation correspondante est donc le seul fait des incertitudes et du recrutement. C'est une variation **aléatoire et imprévisible**. Par contre, une variation **régulière** démontrant une **tendance** est caractéristique du **court terme**. Les variabilités dues aux incertitudes sont toujours plus faibles pour les stratégies composites (*figs 5.12*).



Figures 5.12a-b. Variabilités de la production (a) et de l'effort de pêche (b) engendrées par les seules incertitudes dans les paramètres. Ces quantités sont estimées par différence entre les résultats obtenus avec des données entachées d'erreur (cas (c)) et avec des données exactes (cas (a)). R vaut 1.

Premièrement, la variabilité du recrutement se fait sentir en cas d'exploitation très intense, ex. $F_{statu\ quo}$ pour $R=1$ (figs 5.11a-b, fig. 5.12a). La stabilité accrue des stratégies proches du *statu quo* quand R diminue (différence entre $R=1$ et $R=0.5$ sur la figure 5.11b) est typiquement la conséquence d'une dépendance moindre de la pêcherie vis-à-vis du recrutement de l'année. D'ailleurs, la production se révèle plus sensible que l'effort, car elle est directement liée au recrutement.

Considérons maintenant les incertitudes inhérentes aux autres paramètres, et d'abord ceux de la VPA. Elles s'expriment essentiellement à des niveaux d'exploitation faibles, en raison d'une mauvaise convergence de la VPA (chap. 2), et aussi parce que la VPA est moins appropriée. En effet, comme le modèle tente de remonter des captures au stock, il est d'autant moins performant que les captures sont moins représentatives de ce dernier (hypothèse 6, chap. 1, § 1.3). A cet égard, l'exemple de la stratégie F_{max} (et des stratégies proches) pour $R=0.5$ et $R=0.25$ est assez démonstratif. Même pour $R=1$, F_{max} se révèle plus sensible (figs 5.12). Il faut insister sur le fait que cette sensibilité de la stratégie F_{max} n'est absolument pas liée à l'estimation de F_{max} , alors que ce point a souvent été invoqué pour inciter à adopter $F_{0.1}$ plutôt que F_{max} comme point de référence. D'autres résultats tendent même à montrer que l'erreur d'estimation de F_{max} compense d'autres erreurs pour la stratégie F_{max} . Dans l'ensemble, c'est la **variabilité du niveau d'exploitation**, et non celle de la production, qui est affectée par le manque de performance de la VPA.

Après le recrutement et les paramètres de la VPA, le troisième point concerne les poids par âge. Cette fois, l'incertitude affecte toutes les stratégies quel que soit le niveau d'exploitation. Rappelons toutefois que la diminution des mortalités par pêche se traduit en général par une augmentation de l'âge moyen des captures (Laurec & Le Guen 1981). Comme les données sont moins précises pour les groupes d'âge élevés, on peut penser que pour des exploitations moins intenses (R faible et/ou stratégie proche de F_{max}), l'erreur sur les poids portera plus à conséquence.

Conclusion du chapitre

Impact des incertitudes sur la gestion - Intérêt et limitations d'une simulation "intégrée"

Les modèles utilisés pour produire un avis scientifique sont plus ou moins sensibles aux erreurs dans les données (chap. 2). A travers cette analyse, on peut mettre en relation d'une part cette sensibilité, et d'autre part, la situation initiale du stock ainsi que la stratégie de gestion. Cette sensibilité est caractérisée par la réponse du modèle aux incertitudes dans les données, à savoir erreur d'estimation et variabilité naturelle des paramètres.

Ces incertitudes n'affectent pas nécessairement la production en **moyenne**. Cependant, le **risque d'effondrement des captures**, nul en cas d'évaluation parfaite, devient non négligeable en présence d'incertitudes. En effet, les erreurs conduisent généralement à une estimation trop optimiste de la situation, à la fois en termes de niveau du stock, et de stabilité de la production et de l'effort. Ainsi, un déclin du stock peut ne pas être détecté. L'impact essentiel des incertitudes réside dans la variabilité de l'effort de pêche et de la production. Pour une exploitation peu intense, cette variabilité est surtout le fait d'erreurs afférentes à la VPA. Au contraire, ce sont fondamentalement les incertitudes sur le recrutement qui sont déstabilisantes en cas d'exploitation très intense. Quant aux erreurs dans les poids, elles s'expriment à peu près pareillement dans tous les cas.

Au cours des simulations, la procédure entière d'évaluation du stock de morue de mer du Nord a été reproduite. Seuls quelques résultats, en termes de critères moyens, ont été analysés. Nombre d'entre eux aboutissent à des conclusions non triviales, et parfois même contraires à l'intuition. Certains "promoteurs" de l'utilisation de ces modèles depuis une dizaine d'années en sont même perplexes. En particulier, la **stabilité** montrée par les stratégies composites est bien supérieure à celle attendue. Ainsi, même les modèles simples étudiés se comportent de manière très complexe.

Or, justement, les conclusions de cette étude doivent être relativisées dans la mesure où ces modèles sont une **représentation schématique** de la réalité (chap.1). Le fonctionnement du système est sans nul doute plus complexe encore. Dans ces simulations, l'incertitude est uniquement un "bruit blanc"; il n'existe pas d'erreur systématique, pas d'erreur de **définition** des modèles. C'est sûrement pour cette raison que les erreurs entraînent principalement une augmentation de la variabilité. Si par exemple, on avait considéré un biais dans l'estimation de la mortalité naturelle, la production moyenne en aurait été elle aussi affectée. Similairement, on pourrait analyser l'impact de l'oubli d'une relation stock-recrutement.

Par ailleurs, il a été supposé que la diminution de l'exploitation ne suscitait aucune modification des **paramètres biologiques** et de la **dynamique** du stock. Cette hypothèse simplificatrice influence certainement les résultats. Ainsi, quand l'exploitation est réduite, le poids moyen d'un individu est susceptible de changer en raison de la sélectivité des engins de pêche vis-à-vis de la longueur. De plus, dès lors qu'il existe des phénomènes dépendant de la densité (mortalité naturelle, poids, recrutement), il est probable que les paramètres biologiques du stock varient avec le niveau d'exploitation. Malheureusement, l'information nécessaire à la formulation explicite de ces hypothèses n'est pas disponible, et il n'est donc pas possible de les tester.

Propriétés des stratégies étudiées - Choix d'une stratégie de reconstruction

Les résultats du § 4 fournissent des lignes directrices pour le choix d'une stratégie de gestion appropriée à la reconstruction d'un stock surexploité, compte tenu des incertitudes qui affectent son évaluation. Il s'agit de diminuer le niveau d'exploitation afin de supprimer le **risque d'effondrement** de la pêcherie et d'obtenir de meilleurs **rendements de captures par unité d'effort**. Appliquer directement une stratégie à F_{max} n'est pas envisageable économiquement et socialement et continuer avec la stratégie $F_{statu\ quo}$ pérennise une situation à éviter. La question est donc: comment augmenter la production à long terme sans subir de pertes à court terme? La solution doit de plus intégrer des contraintes de stabilité en liaison avec la gestion des entreprises.

A cet égard, la stratégie F_{max} n'est pas performante à cause de certaines faiblesses de la VPA. De même, $F_{statu\ quo}$ n'est pas satisfaisante en cas de surexploitation marquée, car trop dépendante du recrutement.

Une stratégie intermédiaire permet une régulation **simple** et **efficace** en quelques années: la production est diminuée modérément (par rapport à $F_{statu\ quo}$) et seulement pendant les trois premières années; et le niveau d'exploitation rejoint F_{max} au bout d'une quinzaine d'années (pour F_{max} (0.6)).

Le deuxième avantage des stratégies composites réside dans leurs propriétés de stabilité. En regard des stratégies classiques F_{max} et $F_{statu\ quo}$, elles sont simultanément moins sensibles à toutes les sources de variabilité (figs 5.12). Ainsi, les règles intermédiaires stabilisent au mieux **production et effort de pêche** à long terme. En revanche, un **compromis** doit être trouvé à court terme.

Il convient d'ajouter que, contrairement aux stratégies classiques, la variabilité à court terme induite par les stratégies intermédiaires n'est pas la conséquence des seules incertitudes. Elle est aussi due à la diminution régulière de l'effort de pêche. Une telle variation n'est pas aléatoire, au contraire, elle peut être **prévue et planifiée** à l'avance. C'est un troisième argument en faveur des stratégies composites.

Par ailleurs, à l'issue de cette étude, l'intérêt qui a pu être accordé à la stratégie de gestion $F_{0.1}$ apparaît sans objet, puisque les règles intermédiaires entre F_{max} et $F_{statu\ quo}$ sont sans conteste plus performantes que la stratégie $F_{0.1}$.

Reste à définir plus précisément la stratégie de reconstruction. La modulation de λ ne remet pas en cause les propriétés des stratégies composites. Elle permet au contraire une certaine **souplesse** dans le choix d'une règle de gestion. En tant que mesure de l'intensité de la régulation, le choix de λ s'apparente à celui d'une échéance temporelle pour reconstruire le stock (Rosenberg & Brault 1990). Les propriétés à long terme plaident en faveur de $\lambda = 0.7$. Cependant la période critique de **régulation** est le court terme. Pendant cette période transitoire, un compromis s'avère nécessaire et il est certain que la pondération de ces objectifs passe par la

quantification de leurs **coûts respectifs**: quels coûts affecter à la variabilité de l'effort, de la production?.. Cette évaluation dépend largement de la pêcherie, voire de la flottille considérée. Elle n'a pas été réalisée au cours de cette étude; elle est plutôt de la compétence des économistes. Il nous est ainsi impossible de comparer 15% de variabilité de l'effort à 15000 tonnes/an de variabilité de la production. Dans le même ordre d'idées, est-il préférable pour une entreprise de subir une diminution certaine de 15% de la production (à savoir une tendance à la baisse due à la régulation) ou d'être exposée à une variabilité aléatoire de 10% de la même production? En fait, c'est la **prévisibilité** de l'évolution de la pêcherie, plutôt que sa **stabilité** qui devrait être recherchée, en particulier pour un stock surexploité: le manque de prévisibilité encourage un comportement à court terme: "Un tiens vaut mieux que deux tu l'auras, l'un est sûr, l'autre ne l'est pas" (La Fontaine).

Conclusion

Perspectives

Conclusion.

Contraintes pour l'élaboration des modèles	214
Conséquences	215
<i>Définition du système</i>	215
<i>Représentation du système</i>	217
<i>Echelles spatio-temporelles</i>	218
<i>Erreurs d'estimation des paramètres</i>	219
Perspectives	220
<i>Acquisition des données - Estimation des paramètres d'entrée des modèles.</i>	220
<i>Amélioration des modèles d'évaluation des stocks.</i>	221
<i>Conséquences pour la gestion des pêcheries.</i>	222

A travers cette étude, on a essayé d'identifier les sources d'incertitude susceptibles d'affecter la réponse des principaux modèles utilisés pour la gestion des pêcheries. La qualité des évaluations de stock peut se trouver altérée du fait qu'il existe d'une part des **hypothèses et des simplifications** dans la représentation du système (chap. 1); et d'autre part, des incertitudes quant à l'**estimation des paramètres d'entrée** des modèles (chap. 3). Grâce à certaines méthodes statistiques, il est possible d'analyser les incidences des erreurs d'estimation (chaps 2, 4 et 5) sur la réponse des modèles. Néanmoins, toutes les sources d'erreur ont des répercussions sur la gestion actuelle des pêcheries (chap. 5).

Avant d'en faire la synthèse et de proposer des améliorations, il nous semble toutefois indispensable de rappeler les contraintes qui président à l'élaboration de la procédure d'évaluation actuelle.

Contraintes pour l'élaboration des modèles

Les évaluations des stocks relevant du CIEM sont réalisées lors de la réunion annuelle des groupes de travail *ad hoc*. Par exemple, le groupe "Poissons ronds de la mer du Nord" est en charge de tous les stocks démersaux de la mer du Nord, soit environ une dizaine de stocks. Pour chacun d'eux, les scientifiques présents au groupe de travail compulsent l'ensemble des données, établissent un diagnostic de l'état du stock, et apprécient éventuellement l'impact de mesures techniques lorsque le profil d'exploitation n'est pas satisfaisant (*ex.* un changement de maillage si les poissons sont capturés trop jeunes). Ensuite, ils calculent des prévisions de captures pour les deux ou trois années suivantes. La prévision pour l'année à venir constitue le TAC, base de l'avis scientifique. En effet, le gestionnaire des pêches a principalement besoin d'une **prévision annuelle de captures, stock par stock**.

Compte tenu de la durée limitée de la réunion du groupe de travail (environ une semaine), le bon déroulement des opérations requiert plusieurs conditions:

- **simplicité** d'utilisation des modèles. Les participants ne sont pas des modélisateurs en règle générale.
- **standardisation** des modèles dans le cadre du CIEM. Les résultats doivent être accessibles à tous, comparables entre eux et transférables aux gestionnaires.

Une dernière contrainte tient au caractère limité de l'information fournie aux experts. Il s'agit essentiellement des données de captures commerciales des diverses flottilles exploitant le stock. La connaissance du recrutement est souvent réduite. La relative simplicité des modèles de gestion halieutique s'explique donc aussi par leur nécessaire adéquation à l'information disponible.

Conséquences

Conçus comme des outils pour des groupes d'experts, les modèles n'ont donc pas l'ambition de décrire ou d'expliquer toute la dynamique d'une pêcherie complexe. D'où le recours à un ensemble d'hypothèses plus ou moins simplificatrices dont il convient d'évaluer les implications. La présentation qui suit s'inspire en partie de la classification des erreurs proposée par Loehle (1987).

Définition du système. La définition des **limites du stock** constitue la première difficulté. Elle est liée à la partition de l'Atlantique Nord-Est en "secteurs statistiques" du CIEM (*annexe données, figure 1*). Ces secteurs, fixes, comportent une part d'arbitraire et ne coïncident pas toujours exactement avec les aires de répartition des stocks. Certains stocks ont une extension très importante, *ex.* le merlu qui couvre les sous-zones VII et VIII. D'autres sont plus limités géographiquement, mais sont mal définis. Ainsi, la sole de Manche est en pratique divisée en deux stocks (Manche-Est et Manche-Ouest), mais il semble que des flux migratoires existent entre les deux composantes (Flatman, comm. pers.). Des études récentes montrent que les évaluations de chaque stock s'en trouvent biaisées et dans des sens opposés (chap. 5, § 1.2).

En deuxième lieu, les modèles ont été initialement construits dans un cadre **monospécifique**, en vue de produire une évaluation stock par stock. Or, la notion même de stock monospécifique comme unité de gestion apparaît insuffisante pour refléter la complexité d'un système fondamentalement multispécifique. Du fait du recouvrement des distributions spatio-temporelles des différents stocks exploités, un engin capture en général plus d'une espèce à la fois. En outre, le recouvrement de ces distributions témoigne probablement de l'existence de relations entre ces espèces: compétition spatiale pouvant conduire au remplacement d'une espèce par une autre (Daan 1980) (*ex.* substitution du crabe royal par la morue noire dans le golfe d'Alaska), relations trophiques (*ex.* capelan et morue en mer du Nord), association symbiotique (*ex.* dauphin et albacore dans le Pacifique). Les relations prédateur-proie offrent l'exemple d'une interaction non négligeable entre certaines populations de mer du Nord: la morue est un animal vorace qui induit une mortalité importante chez les espèces de petite taille (capelan) et les jeunes individus d'autres espèces (y compris elle-même). Ce phénomène est désormais pris en compte dans l'évaluation des stocks de la mer du Nord (Anon. 1990; Daan 1987). Remarquons qu'il est cependant possible d'appréhender une pêcherie complexe sans modéliser de manière explicite des relations interspécifiques (Anon. 1989b; Mesnil & Shepherd 1990).

Même si le système est multispécifique, une **gestion opérationnelle** stock par stock pourrait apparaître *a priori* "suffisante" dans de nombreux cas. Plusieurs exemples incitent à penser le contraire. Fahrig et Atkinson (1990) montrent ainsi que si l'on définit un seul TAC pour deux stocks de sébaste (Atlantique Nord-Ouest) possédant la même aire de répartition, mais des comportements saisonniers différents, l'un des stocks est surexploité et l'autre est sous-exploité. Lorsque des espèces ont des distributions mélangées et sont pêchées sans distinction, les taux d'exploitation sont en général très inégaux suivant l'espèce, ce peut être une explication des remplacements d'espèces et de la diminution de la diversité spécifique. Au sein d'une même espèce, il peut alors en résulter une sélection génétique particulière. A titre illustratif, le saumon sockeye de la rivière Fraser en Colombie Britannique comprend un grand nombre de sous-populations dont les caractéristiques diffèrent légèrement. Le prélèvement dû à la pêche est susceptible d'affecter différenciellement ces sous-populations (Healey, comm. pers.).

Représentation du système. A supposer qu'une représentation monospécifique du système soit correcte, le modèle repose sur certaines hypothèses souvent non vérifiées.

Premièrement, le recrutement est supposé **indépendant** de la biomasse de géniteurs. Une situation de surpêche affectant le recrutement ne peut donc être mise en évidence par le modèle (chap. 5, § 2.1). L'objectif de gestion étant la conservation de la ressource, on peut penser que l'évaluation résultante est en moyenne optimiste quant à l'état du stock. L'intégration d'une relation stock-recrutement, même très simple, *ex.* un seuil de biomasse en dessous duquel le recrutement est affecté, permettrait de définir un nouveau point de référence biologique (chap. 5, § 2.1).

Viennent ensuite des hypothèses d'**équilibre** du stock et de l'exploitation:

- La phase de calibration de la VPA considère que la capturabilité d'un poisson d'âge donné par une flottille donnée est égale pour toutes les années (Laurec & Shepherd 1983). Or, l'efficacité des flottilles évolue, que ce soit par apprentissage (Rivard 1983), par modification de l'effort de pêche (*ex.* pêche à la morue en mer Celtique, Flatman, comm. pers.) ou encore des engins (*ex.* chalut pélagique dans le golfe de Gascogne). Ces changements impliquent des modifications de la composition en tailles et en espèces des captures: les capturabilités évoluent en effet en conséquence. La variabilité de l'environnement (*ex.* facteurs climatiques) perturbe également les capturabilités puisqu'elle affecte le comportement et les caractéristiques des stocks (Healey 1990).

- Les modèles de prévision (TAC et rendement par recrue) supposent la stabilité des poids moyens individuels par âge. L'évolution des modalités de l'exploitation (effort global, sélectivité) induit une modification de la composition des captures susceptible d'affecter la valeur de ces poids moyens (Laurec & Le Guen 1981). Par ailleurs, même en situation stationnaire, la simple variabilité inter-individus des poids par âge est une cause importante de biais dans les évaluations, car les individus n'ont pas la même capturabilité selon leur poids (Parma & Deriso 1990).

- Enfin, le modèle de rendement par recrue suppose à la fois un recrutement et un profil d'exploitation constants. Les informations apportées par la courbe de rendement par recrue doivent donc être relativisées par rapport à ces hypothèses.

Finalement, les modèles étudiés postulent l'**équilibre** (stock et exploitation) et l'absence de phénomènes **dépendant de la densité** (recrutement, mortalité naturelle et poids individuels) (chap. 3).

Les conséquences des erreurs de définition et de représentation du système sont difficilement évaluables. La seule solution est de comparer les modèles entre eux, mais sans pouvoir situer les diverses réponses par rapport à la réalité.

Quoi qu'il en soit, assimiler la réponse des modèles au comportement réel du système est d'autant plus hasardeux que la dynamique du stock est représentée de manière très schématique, parfois fautive dans les modèles. Un modèle fondé sur une hypothèse d'équilibre ne peut servir à prévenir un danger de non-équilibre, voire la disparition de la ressource.

Echelles spatio-temporelles. Dans un but de simplicité, les modèles ne sont pas "spatialisés". Par ailleurs, le pas de temps annuel est approprié à la prévision de captures. Ainsi, la mortalité par pêche et la mortalité naturelle sont-elles représentées par un coefficient moyen uniforme sur toute la zone considérée et pendant toute l'année: pas de saisonnalité, ni de tactiques de pêche particulières. De plus, la mortalité globale par pêche confond des flottilles différentes, bien que la phase de calibration permette de prendre en compte l'hétérogénéité de ces flottilles.

Or, ces dimensions sont capitales pour des populations mobiles et sensibles aux conditions environnementales. La migration à l'intérieur d'une zone en fonction de la saison et de l'âge des individus est très fréquente (*ex.* la morue, le lieu noir en mer du Nord et les poissons plats en général). De plus, les populations montrent souvent des distributions agrégées (*ex.* flétan du Pacifique, sole du golfe de Gascogne). Le recouvrement entre les distributions de la population et de l'effort de pêche peut expliquer des résultats particuliers des modèles: ainsi, la morue de mer Celtique subit une pression de pêche en augmentation continue, sans que la situation du

stock semble empirer. Des hypothèses concernant un recrutement se produisant à l'extérieur de la zone considérée, presque indépendant de l'état du stock seront testées par une campagne de marquage-recapture en décembre 1991 (Flatman, comm. pers.).

Erreurs d'estimation des paramètres. La pauvreté ou l'absence d'informations (mortalité naturelle), les déclarations (captures commerciales, données des journaux de pêche) et l'échantillonnage (captures, recrutement, poids individuels) sont les principales causes d'erreur systématique ou d'imprécision des paramètres des modèles (chap. 3). L'estimation du recrutement à partir d'indices d'abondance pose un problème particulier en termes de choix de l'estimateur (chap. 3, § 2.2). Les conséquences potentielles et réelles de ces incertitudes sont quantifiables grâce aux analyses de sensibilité (chap. 2) et aux études de propagation de l'erreur (chap. 4). Ainsi, la mortalité naturelle est un paramètre crucial car il peut générer des biais importants dans la réponse des modèles (chap. 4, § 3.3), *ex.* pour le rendement par recrue. Le problème de la justesse des résultats est certainement le plus frappant. Celui de la précision concerne essentiellement le TAC en relation avec l'estimation des captures et surtout des poids. Bien que modéré, le manque de précision des estimations des paramètres possède néanmoins un impact significatif sur la gestion à long terme d'une pêcherie. La variabilité et les risques afférents associés à la stratégie de gestion à $F_{statu\ quo}$, couramment appliquée dans l'Atlantique Nord-Ouest, sont notamment préoccupants.

Une dernière remarque, peut-être en marge de la gestion des pêcheries à première vue, concerne le **manque de sensibilité des modèles aux captures**. Les captures par âge ne sont pas des paramètres essentiels en termes de sensibilité des modèles (chap. 2, *tableaux 2.2, 2.3*). D'un côté, ce manque de sensibilité est rassurant car la validité de la réponse des modèles n'est pas compromise par une erreur d'estimation des captures, *i.e.* que le pouvoir *prédictif* des modèles n'est pas affecté. De l'autre côté, ces résultats sont contraires à l'intuition puisque les captures sont la principale information sur le stock, par définition de la VPA (la population virtuelle est reconstruite à partir des captures). Ils indiquent peut-être que la variation des captures n'est pas

bien expliquée par la formulation actuelle de la VPA. L'utilité d'un modèle structuré en âge qui repose sur des données de capture et d'effort a d'ailleurs déjà été mise en doute (Ludwig & Walters 1985). Ces auteurs soulignent que le manque de contraste dans les séries de données ne permet pas d'apprécier de façon satisfaisante la dynamique d'un stock. C'est-à-dire qu'à partir d'information relative à des conditions particulières et peu variables du système, il est difficile de déduire la dynamique du système dans son ensemble. C'est probablement un point faible de l'étude menée au chap. 5, § 4: dans quelle mesure le modèle et les estimations des paramètres valables à un niveau d'exploitation, peuvent-ils s'appliquer à des conditions de pêche radicalement différentes ?

Perspectives

L'analyse des erreurs potentielles des résultats des modèles est le préalable nécessaire à leur amélioration. Plusieurs voies sont envisageables:

Acquisition des données-estimation des paramètres d'entrée du modèle. Concernant les captures, l'optimisation des plans d'échantillonnage par rapport aux modèles étudiés devrait tendre à réorienter l'effort de collecte en direction des sources de variabilité prépondérantes, à savoir la variabilité interjours des débarquements (Chevalier, résultats non publiés; Pelletier 1990b). La précision actuelle des captures n'est pas vraiment un problème en regard des modèles considérés (chap. 2), elle peut le devenir pour d'autres utilisations. L'impact de biais dans les captures, *ex.* erreurs de déclaration, n'a pas été abordé ici. Rivard (1989) et Rivard et Foy (1987) montrent que les conséquences en sont modérées.

Quant aux poids, qui sont des paramètres sensibles des modèles, leur procédure d'estimation actuelle devrait être testée et révisée le cas échéant. Le recrutement pose le problème de la construction d'un estimateur à partir d'indices d'abondance obtenus par chalutage (chap. 3, § 2.2). L'incorporation d'information auxiliaire (*ex.* variables hydroclimatiques) constitue une amélioration possible. Des applications à des stocks pélagiques ont été proposées en ce sens (Fréon 1986; Cury 1989).

Amélioration des modèles d'évaluation des stocks. Les modèles actuels présentent l'avantage et le défaut de la simplicité: ils sont applicables à de nombreux stocks (chap. 5, § 1.1), mais ils restent une description très schématique du système, car ils négligent les particularités des stocks et le caractère multispécifique de la majorité des pêcheries. Certaines inconsistances des réponses des modèles sont dues au non-respect des hypothèses initiales (chap. 5, § 1.2) et les modèles ne sont apparemment pas *robustes* à la plupart de ces violations. L'évaluation des stocks s'en trouve souvent faussée.

En ce sens, l'analyse des données obtenues actuellement lors des campagnes scientifiques doit permettre d'identifier des distributions spatio-temporelles de l'abondance des stocks, éventuellement en relation avec des variables environnementales, en vue d'approfondir les caractéristiques de leur dynamique. Les données commerciales (déclarations, journaux de pêche) constituent également une source d'information considérable. En les contrastant avec les données d'origine scientifique, il est en principe possible d'y distinguer les informations relatives d'une part au stock, et d'autre part à l'exploitation. Des séries actuellement disponibles on doit pouvoir dégager à la fois des structures spatiales: tactiques de pêche, comportement des pêcheurs (Hilborn 1985; Abraham & Healey 1990; Healey *et al.* 1990), et leur évolution: stratégies individuelles, dynamique des flottilles. On peut notamment comparer les distributions des abondances et celles des efforts de pêche, et peut-être répondre en partie à la question: quel est l'impact de l'état de la ressource sur les modalités de l'exploitation ?

Ensuite, les pêcheries et les stocks afférents forment des systèmes typiquement non-équilibrés (Hempel 1978; Daan *et al.* 1990). Ce caractère transitoire est accentué dès lors qu'on envisage une régulation. Or, la plupart des caractéristiques biologiques des stocks (mortalité naturelle, poids et croissance, recrutement) sont considérées comme indépendantes du niveau d'exploitation dans les modèles. La modélisation de l'impact de la pêche devrait tendre à s'affranchir de ces hypothèses d'équilibre et d'indépendance pour gagner en robustesse. A notre sens, ces progrès sont la condition nécessaire d'une modélisation correcte de pêcheries complexes, multispécifiques et multiflottilles.

Conséquences pour la gestion des pêcheries. L'incertitude liée à l'évaluation des stocks et la difficulté de prévoir leur évolution au delà d'un an empêchent une gestion à moyen terme des pêcheries. Pour la plupart des stocks de la région CIEM, cette gestion à court terme pérennise une situation de surexploitation. Cependant, une régulation de l'exploitation par le contrôle des captures (TAC) reste possible, même en présence de ces incertitudes (Pelletier & Laurec 1991, 1992; chap. 5, § 4).

Par ailleurs, il semble que certains événements devraient être mis à profit pour un "apprentissage" de la gestion. Ainsi, le déclin du stock de hareng de mer du Nord a entraîné une fermeture de la pêcherie pendant les années 1970. Si les causes en ont été étudiées (Saetersdal 1980; Shepherd 1980), le processus de reconstruction du stock a été peu analysé. L'utilisation du passé comme expérience de gestion grandeur nature rejoint la notion de gestion adaptative active prônée par Hilborn et Walters (1978) (chap. 5, § 3).

Dans un autre ordre d'idées, la grave surexploitation qui persiste dans la région CIEM ne peut pas être jugulée par le seul système de limitation des captures, étant donné l'actuelle surcapacité de pêche des flottilles. Il est donc nécessaire de contrôler et de diminuer directement l'effort de pêche (chap. 5, § 1.1). La régulation de la surcapacité, *i.e.* de l'effort de pêche nominal déployé par les pêcheurs suppose la prise en compte de son impact **effectif** sur la ressource. De plus, cette régulation s'accompagnera probablement de reports d'effort sur d'autres secteurs géographiques et/ou sur d'autres stocks. L'étude de ces changements nécessite l'intégration des particularités des flottilles dans un contexte d'exploitation "spatialisée" et multispécifique. Bien que les facteurs socio-économiques soient déterminants, les recherches suggérées au paragraphe précédent sont susceptibles d'aider à définir les modalités de cette régulation et ses implications futures.

Références

- ABRAHAMS M.V. AND M.C. HEALEY, 1990. Variation in the competitive abilities of fishermen and its influence on the spatial distribution of the British Columbia salmon troll fleet. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47(6)**, 1116-1121.
- ANON., 1976. Report of the North-western working group. ICES CM 1976/ F:6: 63 p.
- ANON., 1983. Report of the working group on methods of fish stock assessments. ICES CM 1983/ Assess:17.
- ANON., 1985. Report of the working group on methods of fish stock assessments. ICES Coop. Res. Rep. n°133: 56 p.
- ANON., 1986. Report of the North Sea roundfish working group. ICES CM 1986/ Assess:16: 163 p.
- ANON., 1987a. Report of the *ad hoc* multispecies working group on methods of fish stock assessments. ICES CM 1987/ Assess:9: 154 p.
- ANON., 1987b. Report of the working group on methods of fish stock assessments. ICES CM 1987/ Assess:24: 107 p.
- ANON., 1988a. Report of the North Sea roundfish working group. ICES CM 1988/ Assess:21: 248 p.
- ANON., 1988b. Report of the working group on methods of fish stock assessments. ICES CM 1988/ Assess:26: 117 p.
- ANON., 1989a. Report of the Irish Sea and Bristol Channel working group. Parts 1 and 2. ICES CM 1989/ Assess:2: 222 p.
- ANON., 1989b. Report of the working group on fisheries units in sub-areas VII and VIII. ICES CM 1989/ Assess:22: 155 p.
- ANON., 1990a. Draft report of the fisheries commission. NAFO FC Doc. 90/12, Ser. N°1862.
- ANON., 1990b. Report of the working group on methods of fish stock assessments. ICES CM 1990/ Assess:15: 95 p.
- ANON., 1990c. Report of the mackerel/ horse mackerel egg production workshop. ICES CM 1990/ H:2: 89 p.
- ANON., 1991a. Report of the Irish Sea and Bristol Channel working group. ICES CM 1991/ Assess:1: 234 p.
- ANON., 1991b. Report of the round fish working group. ICES CM 1991/ Assess: 4: 267 p.

- ANON., 1991c. Report of the working group on methods of fish stock assessments. ICES CM 1991/ Assess: 25: 147 p.
- BEDDINGTON J.R. AND R.M. MAY, 1977. Harvesting natural populations in a randomly fluctuating environment. *Science*, **197**, 463-465.
- BEDDINGTON J.R. AND R.B. RETTIG, 1984. Approaches to the regulation of fishing effort. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **243**: 39 p.
- BEVERTON R.J.H. AND S.J. HOLT, 1957. On the dynamic of exploited fish populations. U.K. Min. Agric. Fish., *Fish. Invest.* (Ser. 2), **19**, 533 p.
- BICKEL P.J. AND D.A. FREEDMAN, 1981. Some asymptotic theory for the bootstrap. *Ann. Stat.*, **9**(6), 1196-1217.
- BICKEL P.J. AND D.A. FREEDMAN, 1984. Asymptotic normality and the bootstrap in stratified sampling. *Ann. Stat.*, **12**(2), 470-482.
- BRADFORD K. AND R.M. PETERMAN, 1989. Incorrect parameter values used in virtual population analysis (VPA) generate spurious time trends in reconstructed abundances. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **108**, 87-99.
- BRANDER K., 1987. How well do working groups predict catches? *J. Cons. int. Explor. Mer*, **43**, 245-252.
- BROWN B.E. AND G.P. PATIL, 1986. Risk analysis in the George Bank haddock fishery - A pragmatic example of dealing with uncertainty. *N. Am. J. Fish. Manag.*, **6**, 183-191.
- CARON D., 1988. Variance estimation of linear regression coefficients in complex sampling situation. In: Proceedings of the section on survey research methods, Amer. Statist. Assoc. [ed], 688-693.
- CHARLES A.T., 1989. Bio-socio-economic fishery models: labour dynamics and multiobjective management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 1313-1322.
- CHEN S. AND S. WATANABE, 1989. Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, **55**(2), 205-208.
- CHEVALIER R. ET B. MESNIL, 1986. Echantillonnage en criée pour l'estimation des structures démographiques. *Rapp. int. IFREMER-DRV-86.006-RH/Nantes*, 35 p.
- CLARK C.W., 1974. Possible effects of schooling on the dynamics of exploited fish populations. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **36**(1), 7-14.
- CLARK C.W., 1985. Bioeconomic modelling and fisheries management. Wiley & sons, New York, NY. 291 p.

- COCHRAN W.G., 1977. Sampling Techniques, 3rd ed. Wiley, New York, NY. 428 p.
- COHEN Y., 1987. A review of harvest theory and applications of optimal control theory in fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**(Suppl. 2), 75-83.
- COLLIE J.S. AND M.P. SISSEWINE, 1983. Estimating population size from relative abundance data measured with error. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **40**, 1871-1879.
- CRAMER H., 1961. Mathematical methods of statistics. 9th ed. Princeton Univ. Press., Princeton, NJ. 575 p.
- CURY P., 1989. Approches modélisatrices des relations à court, moyen et long termes entre la dynamique des stocks de poissons pélagiques côtiers et les fluctuations climatiques. *Thèse de doctorat en biomathématiques. Paris: Université Paris VII.* 258 p.
- CUSHING D.H., 1975a. The natural mortality of the plaice. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **36**(2), 150-157.
- CUSHING D.H., 1975b. Marine ecology and fisheries. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK. 278 p.
- CUSHING D.H., 1981. Fisheries biology: a study in population dynamics, 2nd ed. Univ. of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. 295 p.
- DAAN, N., 1980. A review of replacement of depleted stocks by other species and the mechanisms underlying such replacement. *Rapp. P.V. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, **177**, 405-421.
- DAAN, N., 1987. Multispecies versus single-species assessments of North Sea fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**(Suppl. 2), 360-370.
- DAAN, N., P.J. BROMLEY, J.R.G. HISLOP AND N.A. NIELSEN, 1990. Ecology of North Sea fish. *Nether. J. Sea Res.*, **26**(2-4), 343-386.
- DERISO, R.B., 1980. Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**, 268-282.
- DERISO, R.B., 1987. Optimal $F_{0.1}$ criteria and their relationship to maximum sustainable yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**(Suppl. 2), 339-348.
- DERISO, R.B., T.J. QUINN II, AND P.R. NEAL, 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**, 815-824.
- DOUBLEDAY W.G., 1976. A least square approach to analysing catch-at-age data. ICNAF Res. Doc., **12**, 69-81.
- DOWNING D.J., R.H. GARDNER AND F.O. HOFFMAN, 1985. An examination of response-surface methodologies for uncertainty analysis in assessment models. *Technometrics*, **27**(2), 151-163.

- EFRON B., 1979. Bootstrap methods : Another look at the jackknife, *Ann. Statist.* **7**(1): 1-26.
- EFRON B., 1982. The jackknife, the bootstrap and other resampling plans. Soc. Ind. Appl. Math., CBMS-Natl. Sci. Found. Monogr. **38**, 92 p.
- EFRON B., 1987. Better bootstrap confidence intervals. *J. Amer. Statist. Assoc.* **82** (397), 171-185.
- EFRON B. AND G. GONG, 1983. A leisurely look at the bootstrap, the jackknife and cross validation. *Amer. Stat.*, **37**(1), 36-48.
- EFRON B. AND R. TIBSHIRANI, 1986. Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other measures of statistical accuracy. *Statist. Science*, **1**(1), 54-77.
- EMLÉN J.M. AND E.K. PIKITCH, 1989. Animal population dynamics: identification of critical components. *Ecol. Modelling*, **44**, 253-273.
- FAHRIG L. AND B. ATKINSON, 1990. Concurrent exploitation of multiple stocks: a redfish simulation study. NAFO SCR Doc. 90/106 Ser. N°1841.
- FEDRA K., G. VAN STRATEN AND M.B. BECK, 1981. Uncertainty and arbitrariness in ecosystems modelling: a lake modelling example. *Ecol. Modelling*, **13**, 87-110.
- FLATMAN S., 1991. Retrospective VPA results for ten ICES stocks. Working Document to the 1991 working group on methods of fish stock assessments.
- FOURNIER D. AND C.P. ARCHIBALD, 1982. A general theory for analysing catch at age data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **39**, 1195-1207.
- FREON P., 1988. Réponses et adaptations des stocks de Clupéidés d'Afrique de l'Ouest à la variabilité du milieu et de l'exploitation. Etudes et thèses. ORSTOM, Paris. 287 p.
- FRIED S.M. AND R. HILBORN, 1988. Inseason forecasting of Bristol Bay, Alaska, Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) abundance using bayesian probability theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 850-855.
- GARCIA S., 1989. La recherche halieutique et l'aménagement: grandeur et servitude d'une symbiose. p 711-743. In J.P. Troadec *et al.*, 1989. L'homme et les ressources halieutiques. IFREMER, Brest. 817 p.
- GARDNER R.H., R.V. O'NEILL, J.B. MANKIN AND D. KUMAR, 1980. Comparative error analysis of six predator-prey models. *Ecology*, **61**(2), 323-332.
- GARDNER R.H., R.V. O'NEILL, J.B. MANKIN AND J.H. CARNEY, 1981. A comparison of sensitivity analysis and error analysis based on a stream ecosystem model. *Ecol. Modelling*, **12**, 173-190.

- GARROD D.J., 1977. The North Atlantic Cod. p 216-242. *In* J.A. Gulland [ed.], 1977. Fish population dynamics. John Wiley & Sons, London. 372 p.
- GAVARIS S. AND C.A. GAVARIS, 1983. Estimation of catch at age and its variance for groundfish stocks in the Newfoundland region. p 178-182. *In* W.G. Doubleday and D. Rivard [eds], 1983. Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **66**, 290 p.
- GAVARIS S., 1988, An adaptive framework for the estimation of population size. CAFSAC Res. Doc. 88/29: 12 p.
- GENTIL S. AND G. BLAKE, 1981. Validation of complex ecosystems models. *Ecol. Modelling*, **14**, 21-38.
- GENTIL S., 1984. Analyse en composantes principales du modèle d'un écosystème. *RAIRO Automatique/Systems Analysis and Control*, **18**(4), 393-403.
- GETZ W.M., 1985. Optimal and feedback strategies for managing multicohort populations. *J. Opt. Theory and Appl.*, **46**(4), 505-514.
- GETZ W.M. AND G.L. SWARTZMAN, 1981. A probability transition matrix model for yield estimation in fisheries with highly variable recruitment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**, 847-855.
- GETZ W.M., R.C. FRANCIS AND G.L. SWARTZMAN, 1987. On managing variable marine fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 1370-1375.
- GIGOUTE., 1991. Informatisation des calculs d'estimateurs de captures et des variances associées. Rapport de stage IFREMER, 37 p.
- GUEGUEN J., 1988. Les quotas, qui décide quoi? *Equinoxe*, **19**, 4-9.
- GUDMUNDSSON G., 1987. Time series models of fishing mortality rates. ICES CM 1987/ D:6: 29 p.
- GULLAND J.A., 1955. Estimation of growth and mortality in commercially exploited populations. U.K. Min. Agric. Fish., *Fish. Invest.* (Ser. 2), **18**(9), 46 p.
- GULLAND J.A., 1965. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic Fisheries Working Group Report. ICES CM 1965 Gadoid. Fish. Comm. 3, 9 p.(mimeo).
- GULLAND J.A. AND L.K. BOEREMA, 1973. Scientific advice on catch levels. *Fish. Bull.*, **71** (2), 325-335.
- HALL D.L., R. HILBORN, M. STOCKER AND C.J. WALTERS, 1988. Alternative harvest strategies for Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 888-897.

- HANNESSON R., 1990. Are stable TAC's desirable? p111-122. *In: Rodrigues G. [ed.], Operations research and management in fishing, Kluwer Academic Publ., Netherlands.*
- HARRIS J.G.K., 1975. The effect of density-dependent mortality on the shape of the stock and recruitment curve. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **36**(2), 144-149.
- HEALEY M.C., 1984. Multiattribute analysis and the concept of optimum yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**, 1393-1406.
- HEALEY M.C., R.E THOMPSON AND J.F.T. MORRIS, 1990. Distribution of commercial troll fishing vessels off southwest Vancouver Island in relation to fishing success and oceanic water properties and circulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**(10), 1846-1864.
- HEARN W.S., R.L. SANDLAND AND J. HAMPTON, 1987. Robust estimation of the natural mortality rate in a completed tagging experiment with variable fishing intensity. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **43**, 107-117.
- HEMPEL G., 1978. North Sea fisheries and fish stocks - A review of recent changes. *Rapp. PV. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, **173**, 145-167.
- HENNEMUTH R.C., J.E. PALMER AND B.E. BROWN, 1980. A statistical description of recruitment in eighteen selected fish stocks. *J. North. Atl. Fish. Sci.*, **1**, 101-111.
- HIGHTOWER J.E. AND G.D. GROSSMAN, 1985. Comparison of constant effort harvest policies for fish stocks with variable recruitment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**, 982-988.
- HIGHTOWER J.E. AND G.D. GROSSMAN, 1987. Optimal policies for rehabilitation of overexploited stocks using a deterministic model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 803-810.
- HILBORN R. AND SIBERT, 1988. Adaptive management of developing fisheries. *Mar. Policy*, **12**(2), 112-121.
- HILDEN M., 1988. Errors of perception in stock and recruitment studies due to wrong choices of natural mortality rate in Virtual Population Analysis. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **44**, 123-134.
- HJORT J., 1914. Fluctuations in the great fisheries of Northern Europe viewed in the light of biological research. *Rapp. PV. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, **20**, 1-228.
- HOPPENSTEADT F.C., 1982. *Mathematical methods of population biology.* Cambridge University Press.
- HORWOOD J.W., 1990. Near-optimal rewards from multiple species harvested by several fishing fleets. *IMA J. Math. Appl. Med. Biol.*, **7**, 55-68.
- HORWOOD J.W. AND J.G. SHEPHERD, 1981. The sensitivity of age-structured populations to environmental variability. *Math. biosci.*, **57**, 59-82.

- HORWOOD J.W. AND P. WHITTLE, 1986. Optimal control in the neighbourhood of an optimal equilibrium with examples from fisheries models. *IMA J. Math. Appl. Med. Biol.*, **3**, 129-142.
- HORWOOD J.W., O.L.R. JACOBS AND D.J. BALLANCE, 1990. A feedback control law to stabilize fisheries. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **47**, 57-64.
- HUSON L.W., 1984. Definition and properties of a coefficient of sensitivity for mathematical models. *Ecol. modelling*, **21**, 149-159.
- JORGENSEN S.E., 1986. Fundamentals of ecological modelling. Developments in environmental modelling, **9**. Elsevier, Amsterdam, 390 p.
- KENDALL M. AND A. STUART, 1979. The advanced theory of statistics, Vol. 2: Inference and relationship, 4th ed. Griffin & Co. Ltd., London & High Wycombe. 748p.
- KENDALL M., A. STUART AND J.K. ORD, 1983. The advanced theory of statistics, Vol. 3: Design and analysis, and time-series, 4th ed. Griffin & Co. Ltd., London & High Wycombe. 780p.
- KEYFITZ N., 1968. Introduction to the mathematics of populations. Addison-Wesley, Reading, Mass, 450 p.
- KIMURA D.K., 1977. Statistical assessment of the age-length key. *J. Fish. Res. Board Can.*, **34**, 317-324.
- KISH L. AND M.R. FRANKEL, 1974. Inference from complex samples. *J. R. Statist. Soc. B*, **36**, 1-37.
- KOONCE J.F. AND B.J. SHUTER, 1987. Influence of various sources of errors and community interactions on quota management of fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44** (Suppl. 2), 1370-1375.
- KOSLOW J.A., 1989. Managing nonrandomly varying fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 1302-1308.
- KOUTSIKOPOULOS C., 1991. Recrutement de la sole (*Solea solea*, L.) du golfe de Gascogne: influence de l'hydrologie et de l'hydrodynamisme. *Thèse de doctorat en océanographie biologique. Brest: Université de Bretagne Occidentale*. 215 p.
- KREWSKI D. AND J.N.K. RAO, 1985. Inference from stratified samples: Properties of the linearization, jackknife and balanced repeated replication methods. *Ann. Stat.*, **9**(5), 1010-1019.
- LAMBERTI L. AND P. VERNOLE, 1981. Existence and asymptotic behaviour of solutions of an age-structured population model. *Analisi. Funzionale e Applicazioni, Ser. V, Vol. XVIII-C*, **1**, 119-139.

- LAPOINTE M.F., R.M. PETERMAN AND A.D. MACCALL, 1989. Trends in fishing mortality rate along with errors in natural mortality rate can cause spurious time trends in fish stock abundances estimated by virtual population analysis (VPA). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**(12), 2129-2139.
- LAUREC A., 1986. Les méthodes delta en halieutique; évaluation des sensibilités, approximation des biais et variances à l'aide de développements limités. *Rapp. int. IFREMER-DRV-86.002-RH/Nantes*, 64 p.
- LAUREC A. ET J.C. LEGUEN, 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Tech. CNEXO*, **45**, 118 p.
- LAUREC A. ET A. MAUCORPS, 1981. Note sur l'utilisation des règles de décision en gestion des stocks. ICES CM. 1981/H:37.
- LAUREC A. AND J.G. SHEPHERD, 1983. On the analysis of catch and effort data. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **41**, 81-84.
- LECOUTRE J.P. ET P. TASSI, 1987. Statistique non paramétrique et robustesse. Economica, Paris. 455 p.
- LINDER E., G.P. PATIL AND D.S. VAUGHAN, 1987. Application of event tree risk analysis to fisheries management. *Ecol. Modelling*, **36**, 15-28.
- LIM J.T., H.J. GOLD, G.G. WILKERSON AND C.D. RAPER, 1989. A Monte-Carlo/response surface strategy for sensitivity analysis: application to a dynamic model of vegetative plant growth. *Appl. Math. Modelling*, **13**, 479-484.
- LITTAYE-MARIETTE A., 1991. Approche modélisatrice des relations entre les fluctuations météorologiques et l'abondance des captures de deux espèces pélagiques, le germon (*Thunnus alalunga*) et la sardine (*Sardina pilchardus*) dans le nord-est Atlantique. *Thèse de doctorat en océanographie biologique. Brest: Université de Bretagne Occidentale*. 258 p.
- LOEHLE C., 1987. Errors of construction, evaluation, and inference: a classification of sources of errors in ecological models. *Ecol. Modelling*, **36**, 297-314.
- LORD G.E., 1976. Decision theory applied to the simulated data acquisition and management of a salmon fishery. *Fish. Bull.*, **74**(4), 837-846.
- LOVEJOY W.S., 1988. Effect of stochasticity on optimal harvesting strategies in some lumped-parameter fishery models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 1789-1800.
- LUDWIG D, 1981. Harvesting strategies for a randomly fluctuating population. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **39** (2), 168-174.

- LUDWIG D. AND C.J. WALTERS, 1985. Are age-structured models appropriate for catch-effort data ? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**(6), 1066-1072.
- MAJKOWSKI J., J.M. RIDGEWAY AND D.R. MILLER, 1981. Multiplicative sensitivity analysis and its role in development of simulation models. *Ecol. Modelling*, **12**, 191-208.
- MACCALL A.D., 1986. VPA equations for non-homogeneous populations and a family of approximations including improvements on Pope's cohort analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **43**(12), 2406-2409.
- MACGLADE J.M., 1989. Integrated fisheries management models: understanding the limits to marine resource exploitation. *Am. Fish. Soc. Symp.*, **6**, 139-165.
- MAY R.M., J.R. BEDDINGTON, J.W. HORWOOD AND J.G. SHEPHERD, 1978. Exploiting natural populations in an uncertain world. *Math. biosci.*, **42**, 219-252.
- MEGREY B.A., 1989. Review and comparison of age-structured stock assessment models from theoretical and applied points of view. *Am. Fish. Soc. Symp.*, **6**, 139-165.
- MENDELSSOHN R., 1978. Optimal harvesting strategies for stochastic single-species, multiage class models. *Math. biosci.*, **41**, 159-174.
- MENDELSSOHN R., 1980. Using Markov decision models and related techniques for purposes other than simple optimization: analysing the consequences of policy alternatives on the management of salmon runs. *Fish. Bull.*, **78**(1), 35-50.
- MENDELSSOHN R. AND M.J. SOBEL, 1980. Capital accumulation and the optimization of renewable resource models. *J. Econ. Theory*, **23**, 243-260.
- MESNIL B., 1980. Théorie et pratique de l'analyse de cohortes. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **44**(2), 119-155.
- MESNIL B. AND J.G. SHEPHERD, 1990. A hybrid age- and length-structured model for assessing regulatory measures in multiple-species, multiple-fleet fisheries. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **47**(2), 115-132.
- MURAWSKI S.A. AND J.S. IDOINE, 1989. Yield sustainability under constant-catch policy and stochastic recruitment. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **118**, 349-367.
- O'NEILL R.V. AND R.H. GARDNER, 1979. Sources of uncertainty in ecological models. p. 447-463. In: Zeigler B.P., M.S. Elzas, G.J. Klir, T.I. Ören [eds], 1979. Methodology in systems modelling and simulation. North-Holland.
- OSTER G. AND Y. TAKAHASHI, 1974. Models for age-specific interactions in a periodic environment. *Ecol. Monogr.*, **44**, 483-501.

- PARMA A.M. AND R.B. DERISO, 1990. Dynamics of age and size composition in a population subject to size-selectivity mortality: effects of phenotypic variability in growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**(2), 274-289.
- PAULIK G.J. AND W.H. BAYLIFF, 1967. A generalized computer program for the Ricker model of equilibrium yield per recruit. *J. Fish. Res. Board Can.*, **24**, 249-259.
- PAULY D., 1980. On the interrelationship between M, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **39**, 175-192.
- PELLETIER D., 1990a. Sensitivity and variance estimators for virtual population analysis and the equilibrium yield per recruit model. *Aquat. Living Resour.*, **3**, 1-12.
- PELLETIER D., 1990b. Echantillonnage des débarquements en criée, estimateurs des captures et variances associées. *Rapp. int. IFREMER-DRV-90.21-RH/Nantes*, 30 p.
- PELLETIER D. AND Ph. 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. AND A. LAUREC, 1991. Toward more efficient TAC policies with error-prone data. *NAFO Sci. Coun. Studies*, **16**, 153-163.
- PELLETIER D. AND A. LAUREC, 1992. Management under uncertainty : Defining strategies for reducing overexploitation. *J. Cons. int. Explor. Mer*. (sous presse).
- PETERMAN R.M., 1984. Density-dependent growth in early ocean life of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**(12), 1825-1829.
- PETERMAN R.M., 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**(1), 2-15.
- POPE J.G., 1972. An investigation of the accuracy of Virtual Population Analysis using Cohort Analysis. *Int. Comm. Northwest Atl. Fish. Res. Bull.*, **9**, 65-74.
- POPE J.G., 1977. Estimation of fishing mortality, its precision and implications for the management of fisheries, p 63-76. *In*: J.H. Steele, Fisheries Mathematics, Academic Press, London.
- POPE J.G., 1983. Analogies to the status quo TACs : their nature and variance. *In*: Doubleday W.G., D. Rivard, 1983 [ed.]. Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **66**, 290 p.

- POPE J.G. AND 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 W.G. Doubleday and D. Rivard [ed.], 1983. Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **66**, 290 p.
- POPE J.G. AND J.G. SHEPHERD, 1982. A simple method for the consistent interpretation of catch-at-age data. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, **40**, 176-184.
- POPE J.G. AND J.G. SHEPHERD, 1985. A comparison of various methods for tuning VPA using effort data. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **42**, 129-151.
- PRAGER M.H. AND A.D. MACCALL, 1988. Sensitivities and variances of Virtual Population Analysis as applied to the mackerel, *Scomber japonicus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 539-547.
- QUINN II T.J., A.B. EDGAR., L. BIJSTERVELD AND I.R. MCGREGOR, 1983. Port sampling for age composition of pacific halibut landings. p 194-205. In W.G. Doubleday and D. Rivard [ed.], 1983. Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **66**, 290 p.
- QUINN II T.J., R. FAGEN AND J. ZHENG. 1990. Threshold management policies for exploited populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**, 2016-2029.
- RAO J.N.K. AND C.F.J. WU, 1988. Resampling inference with complex survey data. *J. Amer. Statist. Assoc.*, **83**(401), 231-241.
- REED W.J., 1983. Recruitment variability and age structure in harvested animal populations. *Math. biosci.*, **65**, 239-268.
- RICKER W.E., 1954. Stock and recruitment. *J. Fish. Res. Board Can.* **11**, 559-623.
- RICKER W.E., 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. *Bull. Fish. Res. Board Can.* **191F**, 409 p.
- RIVARD D., 1981. Catch projections and their relation to sampling error of research surveys. In: Doubleday W.G., D. Rivard [ed.], 1981. Bottom trawl surveys. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **58**, 273 p.
- RIVARD D., 1982. APL programs for stock assessment (revised). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, **1091**, 146 p.
- RIVARD D., 1983. Effects of systematic, analytical, and sampling errors on catch estimates: a sensitivity analysis. In: Doubleday W.G., D. Rivard [ed.], 1983. Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **66**, 290 p.

- RIVARD D., 1989. Overview of the structural, systematic and sampling error in catch-at-age models. *Am. Fish. Soc. Symp.*, **6**, 49-65.
- RIVARD D. AND M.G. FOY, 1987. An analysis of errors in catch projections for Canadian Atlantic fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 967-981.
- ROSENBERG A.A. AND S. BRAULT, 1990. Stock rebuilding strategies over different time scales. NAFO SCR Doc. 90/111, Ser. N°1846.
- ROTENBERG M., 1972. Theory of population transport. *J. Theor. Biol.*, **37**, 291-305.
- ROTHSCHILD B.J., T.R. OSBORN, T.D. DICKEY AND D.M. FARMER, 1989. The physical basis for recruitment variability in fish populations. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **45**, 136-145.
- RUPPERT D., R.L. REISH, R.B. DERISO AND R.J. CARROLL, 1984. Optimization using stochastic approximation and Monte-Carlo simulation (with application to harvesting of Atlantic Menhaden). *Biometrics*, **40**, 535-545.
- RUPPERT D., R.L. REISH, R.B. DERISO AND R.J. CARROLL, 1985. A stochastic population model for managing the atlantic menhaden (*Brevoortia tyrannus*) fishery and assessing managerial risks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**, 1371-1379.
- SAETERSDAL, G., 1980. A review of past management of some pelagic fish stocks and its effectiveness. *Rapp. PV. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, **177**, 405-421.
- SAMPSON D.B., 1988. The stability of virtual population analysis cohort size estimates. *J. Cons. int Explor. Mer*, **44**, 135-142.
- SEBER G.A.F., 1982. Estimation of animal abundance and related parameters, 2nd ed., Griffin & Co. Ltd., London & High Wycombe. 653 p.
- SHEPHERD J.G., 1984. Management of the North Sea stock of herring (*Clupea harengus*). ICES CM 1980/H:80: 15 p.
- SHEPHERD J.G., J.G. POPE, AND R.D. COUSENS, 1984. Variations in fish stocks and hypotheses concerning their links with climate. *Rapp. PV. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, **185**, 255-267.
- SHEPHERD J.G., 1987. Combination of recruitment indices using weighted averages. Working paper to the 1987 methods working group of ICES (Anon. 1987b).
- SIMS S.E., 1982. Algorithms for solving the catch equations forward and backward in time. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **39**, 197-202.
- SINCLAIR A., D. GASCON, R. O'BOYLE, D. RIVARD AND S. GAVARIS, 1990. Consistency of some Northwest Atlantic groundfish stock assessments. NAFO SCR Doc. 90/96 Ser. N°1831.

- SINCLAIR M., 1988. Marine populations: an essay on population regulation and speciation. Books in recruitment fishery oceanography, Washington Sea Grant Program. Univ. of Washington Press, Seattle and London. 252 p.
- SINKO J.W. AND W. STREIFER, 1967. A new model for age-size structure of a population. *Ecology*, **48**(6), 910-918.
- SISSENWINE M.P. AND J.G. SHEPHERD, 1987. An alternative perspective on recruitment over-fishing and biological reference points. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 913-918.
- SMITH I.R. 1981. Improving fishing incomes when resources are overfished. *Mar. pol.*, **5**, 17-22.
- SMITH P.E. AND S.L. RICHARDSON, 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **175**: 100 p.
- SPARHOLT H., 1990. Improved estimates of the natural mortality rates of nine commercially important fish species included in the North Sea multispecies VPA model. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **46**, 211-223.
- SPEAR R.C. AND G.M. HORNBERGER, 1980. Eutrophication in Peel Inlet- II. Identification of critical uncertainties via generalized sensitivity analysis. *Water Res.*, **14**, 43-49.
- STEELE J.H., 1985. A comparison of terrestrial and marine ecological systems. *Nature*; **313**, 355-358.
- SWARTZMAN G.L., W.M. GETZ, R.C. FRANCIS, R.T HAAR AND K. ROSE, 1983. A management analysis of the Pacific whiting (*Merluccius productus*) fishery using an age-structured stochastic recruitment model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **40**, 524-539.
- TOMOVIC R. AND KARPLUS, 1963. Sensitivity analysis of dynamic systems. MacGraw- Hill, New York, NY, 394 p.
- THOMPSON W.F. AND F.H. BELL, 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery, 2, Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. *Rep. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm.*, **8**, 49 p.
- ULLTANG Ø., 1977. Sources of errors in and limitations of Virtual Population Analysis (Cohort Analysis). *J. Cons. int. Explor. Mer* **37**(3), 249-260.
- URSIN E., 1982. Multispecies fish stock and yield assessment in ICES. p. 39-47. In: Mercer C.M. [ed], Multispecies approaches to fisheries management advice. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **59**, 169 p.
- VANSICKLE J., 1977. Analysis of a distributed-parameter population model based on physiological age. *J. Theor. Biol.*, **64**, 571-586.

- VETTER E.F., 1988. Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. *Fish. Bull.*, **86**(1), 25-43.
- VINCENT T.L., 1987. Modelling and management in the presence of uncertain inputs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**(Suppl. 2), 267-274.
- VON FOERSTER H., 1959. Some remarks on changing populations, p. 382-407. *In*: Stohlman F. J' [ed.], The kinetics of cellular proliferation. Grune and Stratton, New York, NY.
- VOLTERRA V., 1926. Variazioni e fluttuazioni del numero d'individui in specie animali conviventi. *Memorie della Reale Accademia Nazionale Lincei (ser. 6)*, **2**, 31-113 (Traduit p. 409-448 *in*: R. Chapman., 1931. *Animal Ecology*. McGraw-Hill, New York, NY).
- WALTERS C.J., 1981. Optimum escapements in the face of alternative recruitment hypotheses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**, 678-689.
- WALTERS C.J., 1989. Value of short-term forecasts of recruitment variation for harvest management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 1969-1976.
- WALTERS C.J. AND R. HILBORN, 1976. Adaptive control of fishing systems. *J. Fish. Res. Board Can.*, **33**, 145-159.
- WALTERS C.J. AND R. HILBORN, 1978. Ecological optimization and adaptive management. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **9**, 157-188.
- WALTERS C.J. AND D. LUDWIG, 1981. Effect of measurement errors on the assessment of stock-recruitment relationships. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**, 704-710.
- ZUBOY J.R., 1981. A new tool for fidhery managers: the delphi technique. *N. Am. J. Fish. Manag.*, **1**, 55-59.

Annexe données

Description des stocks et pêcheries

considérées dans les applications

1. Le stock de morue de la mer Celtique.

La morue (*Gadus morrhua*) (Gadidés) est une espèce démersale des eaux tempérées. Elle vit plus précisément au dessus du plateau continental et des accores, jusqu'à des profondeurs de l'ordre de 600 mètres. L'espèce de l'Atlantique Nord et les pêcheries afférentes sont décrites dans Garrod (1977).

La mer Celtique (divisions CIEM VII f, g, h, j) (*figure 1*) constitue une entité bien déterminée du point de vue géographique et géologique (Charuau & Biseau 1989). Elle représente la limite sud de l'aire de répartition de la morue, mais aussi d'autres espèces. Le stock de mer Celtique est assez bien isolé des autres stocks de morue, sauf peut-être de celui de mer d'Irlande.

A titre indicatif, la biomasse du stock est estimée à environ 15000 tonnes pour l'année 1989 (Anon. 1989a). Les débarquements atteignent en moyenne 6 à 7000 tonnes/an, mais se sont élevés jusqu'à 12 et 14000 tonnes en 1989 et 1990 en raison de deux recrutements exceptionnels. Les prises françaises représentent entre 85 et 90% des débarquements (*tableau 1*). De plus, la majeure partie des captures est le fait de chalutiers du sud de la Bretagne: Le Guilvinec, Concarneau et surtout Lorient. Ce stock est exploité intensivement, de sorte que l'essentiel des prises est constitué de poissons de deux ans (*tableau 2*). La prépondérance de la part française dans l'exploitation fait de ce stock un exemple très intéressant pour plusieurs de nos applications.

Etat	Débarquement	% des Déb.
Belgique	888	6
France	12638	85
Irlande	1003	7
Royaume-Uni	379	2
Total 1989	14908	100

Tableau 1. Débarquements déclarés en tonnes de morue des divisions VII f et g. La troisième colonne indique le pourcentage des débarquements réalisé par chaque état exploitant la ressource (Repris de Anon. 1989).

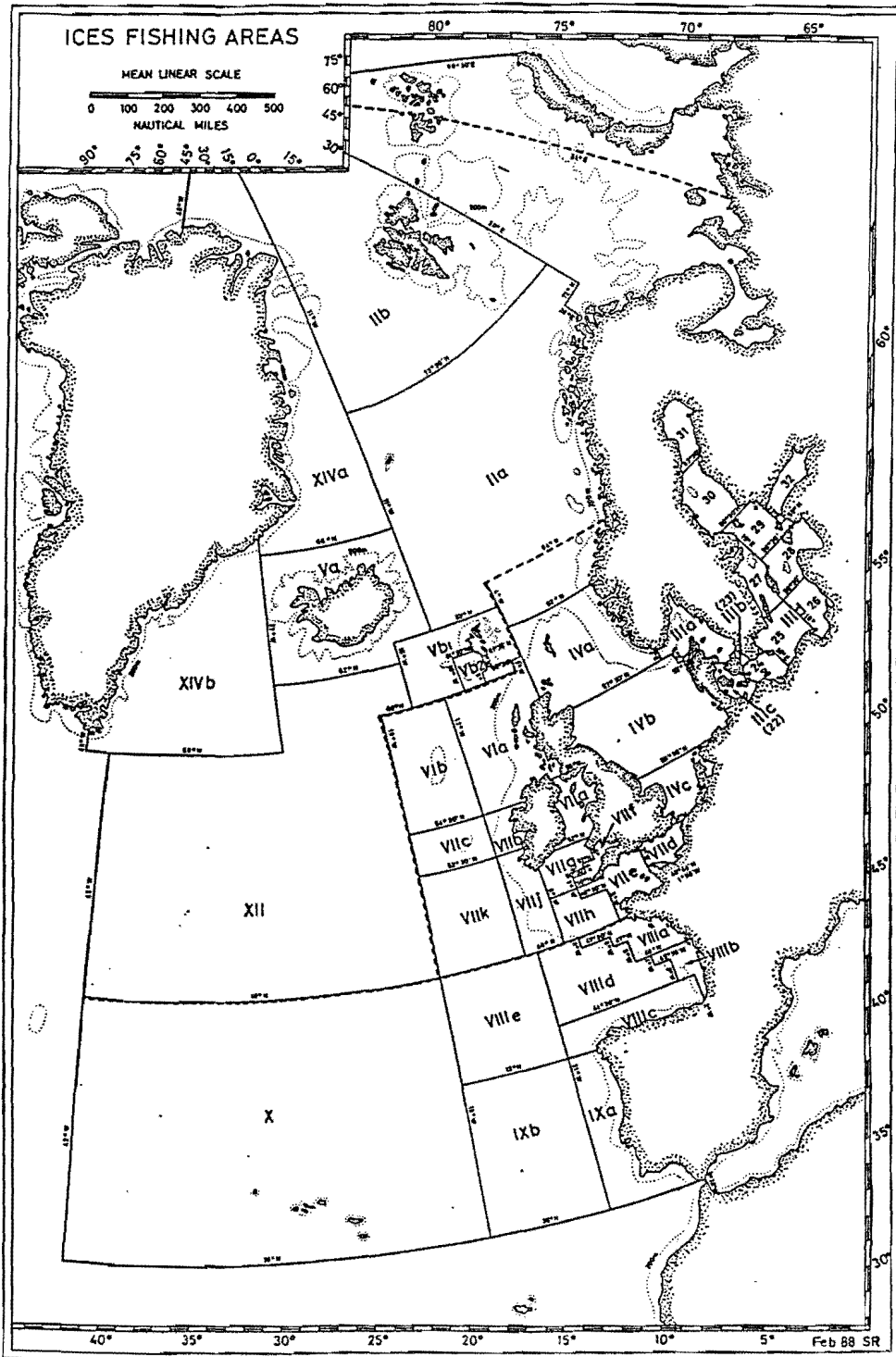


Figure 1. Division de l'Atlantique Nord-Est en secteurs statistiques du CIEM.

Les principales caractéristiques du stock sont décrites dans Charuau & Biseau (1989). Cependant, certaines particularités de sa dynamique sont plus importantes pour l'évaluation à partir des modèles décrits dans le premier chapitre. D'abord, le recrutement dans la pêche se produit au cours du troisième trimestre de l'année¹ pour une taille d'environ 25 à 30 cm, ce qui correspond au groupe d'âge 0. Toutefois, on ne retrouve quasiment pas ce groupe d'âge dans les débarquements et le premier groupe d'âge présent dans les captures est le groupe 1. Ensuite, bien que la morue soit assez mobile, notamment avant la période de reproduction, elle est disponible toute l'année et la pêche ne montre pas de caractère saisonnier marqué. Enfin, la croissance de cette espèce est relativement rapide, ainsi les poissons de 7 ans mesurent couramment plus d'un mètre. Ceci implique des rendements par recrue assez élevés. D'autres poissons comme la sole croissent plus lentement et le rendement correspondant est plus faible.

Les données utilisées pour les modèles de gestion sont tirées de Anon. (1989a; 1991a) (*tableaux 2 et 3*). Il faut souligner que du fait de l'importance de la contribution française aux débarquements, les statistiques lorientaises forment l'essentiel de ces données. Faute d'information, la mortalité naturelle est fixée à 0.2 pour tous les groupes d'âge. Les données très détaillées correspondant à l'échantillonnage sous la criée de Lorient sont collectées par le laboratoire "Ressources Halieutiques" de la station IFREMER de Lorient. Il serait par trop fastidieux de les reporter ici; des exemples de fiches de relevés de mensurations et de lectures d'âge sont donnés dans Pelletier (1990b).

¹ La ponte a lieu en zone côtière de février à mars à l'occasion de concentrations très importantes des géniteurs.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1971	618	393	474	82	30	14	4	5	1	0
1972	3	616	88	163	36	21	9	4	1	0
1973	280	202	292	51	62	14	6	3	1	0
1974	1	183	32	97	31	30	15	3	11	0
1975	602	121	166	55	94	18	18	10	1	0
1976	38	1089	46	80	9	17	2	3	1	0
1977	19	326	185	12	47	2	2	4	8	0
1978	158	398	103	93	16	27	5	7	3	2
1979	372	303	223	58	88	16	21	5	2	1
1980	501	998	234	144	43	46	12	0	0	0
1981	243	2378	625	118	32	15	8	2	0	0
1982	57	871	669	127	27	14	3	1	0	0
1983	721	285	296	235	44	12	3	3	1	0
1984	809	1041	111	78	82	19	3	2	0	0
1985	433	874	396	46	31	37	9	3	1	0
1986	368	829	567	233	24	25	13	0	0	0
1987	2392	655	317	237	46	9	6	3	0	0
1988	1013	4245	234	113	42	17	2	1	1	0
1989	462	1973	1947	96	44	14	3	2	1	0

Tableau 2. Captures par âge pour les années 1971 à 1989 (repris de Anon. 1989a). En fait, un groupe 7+ est formé pour les évaluations.

	1	2	3	4	5	6	7+
<1981	0.445	1.426	4.376	5.899	7.859	9.87	11.14
1981	0.46	1.549	2.284	7.806	10.544	11.439	14.464
1982	0.704	1.488	3.876	7.407	9.624	12.316	15.032
1983	0.446	1.945	4.467	7.353	9.752	11.223	15.908
1984	0.512	1.967	4.948	6.673	7.036	8.211	10.509
1985	0,581	2.078	5.333	8.376	10.851	11.585	14.247
1986	0.528	1.902	5.286	7.382	10.689	12.393	14.482
1987	0.489	1.942	4.815	8.02	9.93	14.545	16.502
1988	0.615	1.634	5.028	8.139	10.789	11.663	13.858
1989	0.98	1.378	4.484	7.679	10.386	12.722	15.859

Tableau 3. Poids moyens par âge pour les années 1971 à 1989 (repris de Anon. 1989a). Pour l'évaluation du stock, les captures de 7 ans et plus sont cumulées en un groupe plus.

2. Le stock de morue de la mer du Nord.

Le stock de morue de la mer du Nord (secteurs IV de la zone CIEM) est l'un des premiers pour lesquels l'évaluation se fonde sur une VPA calibrée par une technique de "tuning *ad hoc*" (voir chap. 1, § 1.5). Au contraire de l'exemple précédent, la ressource est exploitée par une douzaine de flottilles (*tableau 4*).

Etat	Débarquement	% des Déb.
Belgique	3398	3
Danemark	34905	31
Iles Feroë	25	0.02
France	2578	2
RFA	13154	12
Pays-Bas	12028	11
Norvège	5166	5
Pologne	24	0.02
Suède	501	0.4
R-U (Ang., Gal.)	18250	16
R-U (Irl. Nord)	124	0.1
R-U (Ecosse)	31480	28
Total	112511	100

Tableau 4. Débarquements en tonnes, déclarés en 1989 pour chaque pays exploitant le stock (repris de Anon. 1991b). Signification des abréviations: R-U pour Royaume-Uni, Ang. pour Angleterre, Gal. pour Pays de Galles, Irl. pour Irlande.

Les débarquements sont en baisse régulière: ils sont passés de 250000 tonnes en 1980 à 112000 tonnes en 1989. Cette pêcherie de morue est donc à la fois plus internationale et économiquement plus importante que celle de mer Celtique. Par suite, elle fait l'objet, avec d'autres stocks de Gadidés de mer du Nord, de plusieurs campagnes scientifiques annuelles, dont l'objectif principal est l'estimation d'indices d'abondance pour les jeunes groupes d'âge, et en particulier

l'estimation du recrutement. Soit ces campagnes émanent de pays concernés par l'exploitation de ces stocks (Scottish Ground Fish Survey (G.F.S.), English G.F.S., Federal Republic of Germany G.F.S., et Netherlands G.F.S.); soit elles sont organisées conjointement (International Ground Fish Survey à laquelle participent des navires et des scientifiques français).

Ce stock offre un exemple caractéristique de ressource exploitée par plusieurs flottilles pour lesquelles de nombreuses données sont disponibles depuis environ une dizaine d'années. C'est donc un cas d'étude privilégié pour étudier les techniques de calibration de la VPA par rapport à des données auxiliaires. Dans la mesure où l'objectif principal du chapitre 5 est l'investigation des conséquences de la gestion sous incertitude, un stock artificiel calqué sur ce stock de morue a été construit. Ainsi, au lieu de disposer à l'origine des données de captures, les paramètres du stock (les effectifs N_{ay}) et de la pêcherie (les mortalités par pêche F_{ay}) sont fixées pour les années 1971 à 1987 (*tableaux 5 et 6*). Le fait de disposer de valeurs supposées vraies des N_{ay} et F_{ay} permet de comparer les résultats des évaluations à la situation réelle de la pêcherie (Pelletier & Laurec 1991). Les valeurs des N_{ay} et F_{ay} sont étroitement liées à la réalité puisque ce sont les estimations issues du groupe de travail (Anon. 1991b). L'équation des captures fournit directement les captures correspondantes, par âge et de 1971 à 1987. Les poids par âge sont les mêmes que pour l'évaluation (*tableau 7*), ainsi que la mortalité naturelle (*tableau 8*). Quant aux informations nécessaires au tuning, les efforts de pêche sont pratiquement les mêmes que ceux du groupe de travail: une régression linéaire a été effectuée sur la série temporelle des efforts de pêche de chaque flottille (les R^2 de ces régressions sont tous supérieurs à 85%). Ce sont les estimations d'effort par le modèle de régression qui sont utilisées. Les données correspondantes sont reportées dans le *tableau 9*. A partir des résultats du groupe de travail (Anon. 1991b), les capturabilités "vraies" ont été estimées. L'hypothèse d'une capturabilité dépendante du temps a été testée et rejetée pour chaque flottille. Aussi a-t-on retenu une capturabilité constante et dépendant uniquement de l'âge (*tableau 10*).

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
1	0.088	0.116	0.116	0.112	0.183	0.137	0.185	0.122	0.214	0.132
2	1,023	0.838	0.957	1,001	1,005	1,111	1,003	1	0.938	0.799
3	0.859	0.967	0.952	0.986	1,229	1,165	1,008	1,022	0.944	1,221
4	0.753	0.575	0.74	0.734	0.823	0.87	0.803	0.786	0.833	0.74
5	0.887	0.714	0.603	0.685	0.803	0.768	0.742	0.695	0.794	0.78
6	0.684	0.547	0.649	0.635	0.898	0.799	0.755	0.656	0.809	0.793
7	0.678	0.627	0.779	0.75	0.731	0.758	0.759	0.658	0.703	0.939
8	0.792	0.542	0.81	0.614	0.768	0.747	0.851	0.78	0.719	0.636
9	1,031	0.855	0.659	0.701	0.838	0.605	0.785	0.723	0.764	0.513
10	1,115	0.954	0.95	0.859	0.678	0.675	0.968	0.407	1,162	1,266
11	0.367	0.167	2,158	0.855	0.622	0.95	1,172	2,4	1,552	0.54
12	0.797	0.629	1,071	0.756	0.727	0.747	0.907	0.994	0.98	0.779
13+	0.797	0.629	1,071	0.756	0.727	0.747	0.907	0.994	0.98	0.779

Tableau 5. Mortalités par pêche par âge, de 1971 à 1987, pour le stock artificiel de morue de mer du Nord.

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
1	425575	449656	800880	271033	557359	268234	542214	99255	613036	252725
2	285512	175043	179945	320428	108931	208620	105105	202454	39486	222295
3	25235	72334	53351	48688	82992	28104	48409	27169	52462	10889
4	17338	8328	21417	16030	14139	18920	6827	13759	7614	15889
5	5194	6686	3837	8368	6297	5082	6493	2504	5135	2711
6	2072	1751	2679	1719	3455	2309	1930	2532	1023	1900
7	811	856	830	1146	746	1153	850	742	1076	373
8	741	337	375	312	443	294	442	326	315	436
9	236	275	160	136	138	168	114	155	122	125
10	53	69	96	68	55	49	75	43	61	47
11	54	14	22	30	24	23	20	23	23	16
12	44	30	10	2	11	10	7	5	2	4
13+	4	0	0	6	0	0	4	0	2	6

Tableau 6. Effectifs (en milliers d'individus) par âge, de 1971 à 1987, pour le stock artificiel de morue de mer du Nord.

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
1	0,567	0,548	0,546	0,722	0,585	0,63	0,592	0,584	0,577	0,619
2	0,937	0,945	0,985	0,83	0,948	0,916	0,982	0,917	0,932	0,924
3	1,967	2,432	1,996	2,252	1,857	1,857	2,142	2,118	1,815	1,935
4	4,201	4,306	4,576	4,773	4,514	3,954	4,044	4,221	3,821	3,591
5	6,538	6,558	6,373	7,214	6,82	6,592	6,251	6,403	6,353	5,952
6	8,766	8,277	9,173	8,861	8,981	8,439	8,396	8,468	7,975	8,203
7	9,794	10,858	9,815	10,06	10,707	9,92	10,316	10,41	9,775	9,885
8	11,053	11,49	11,874	11,513	12,499	11,825	11,357	12,034	11,656	11,443
9	12,427	13,057	12,782	13,324	13,452	12,747	13,505	13,033	12,627	11,956
10	12,778	14,148	14,081	14,876	12,852	12,562	13,408	13,209	13,566	15,563
11	13,847	15,982	16,475	16,867	13,991	14,117	12,886	14,425	13,328	15,807
12	13,74	15,394	12,166	18,129	15,879	15,238	14,086	14,348	13,232	17,113
13+	17,148			28,496				15,568	10,461	18,06

Tableau 7. Poids moyens par âge, de 1971 à 1987, pour le stock artificiel de morue de mer du Nord. L'estimation pour le groupe d'âge 13+ n'est pas toujours fournie.

Groupe d'âge a	1	2	3	4 et plus
M_a	0.8	0.35	0.25	0.2

Tableau 8. Mortalité naturelle par âge pour le stock artificiel de morue de Mer du Nord. La mortalité est supposée ne pas dépendre de l'année.

Code de la flottille	Dénomination de la flottille
SCOTRL	Chalutiers écossais
SCOSEI	Senneurs écossais
SCOLTR	Chalutiers "légers" écossais
ENGTRL	Chalutiers anglais
ENGSEI	Senneurs anglais
SCOGFS	Scottish Ground Fish Survey
INTGFS	International Ground Fish Survey
NETGFS	Netherlands Ground Fish Survey
ENGGFS	English Ground Fish Survey

Tableau 9. Signification des codes des flottilles utilisés dans le tableau 10. Le terme "senneur" se réfère à des sennes danoises qui tiennent plus du chalut que de la véritable senne.

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
SCOTRL	200	190	180	170	160	150	140	130	120	110
SCOSEI	216	238	260	282	304	326	348	370	392	414
SCOLTR	114	127	140	153	166	179	192	205	218	231
ENGTRL	518	499	480	461	442	423	404	385	366	347
ENGSEI	149	144.5	140	135.5	131	136.5	122	117.5	113.5	108.5
SCOGFS					0.4	0.4	0.35	0.3	0.35	0.4
INTGFS	0.4	0.4	0.35	0.3	0.35	0.4	0.45	0.5	0.5	0.5
NETGFS			0.015	0.015	0.015	0.015	0.04	0.04	0.04	0.04
ENGGFS	0.1	0.1	0.1	0.1	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08

Tableau 10. Efforts de pêche exprimés en milliers d'heures, par flottille et par année. Deux des flottilles scientifiques ne possèdent pas de données antérieures 1982 (SCOGFS) et 1980 (NETGFS).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
SCOTRL	.895	6.41	7.76	5.12	3.48	2.55	2.24	2.16	3.64	7.29	13.5	0
SCOSEI	3.04	35.7	42.	32.8	25.3	23.1	18.6	26.4	33.5	31.1	79.9	0
SCOLTR	5.04	26.5	32.4	21.5	13.6	10.5	9.77	11.2	14.2	24.4	14.3	0
ENGTRL	2.72	21.1	22.6	15.4	11.5	10.8	11.5	13.7	13.4	13.	31.9	0
ENGSEI	2.33	25.2	26.2	24.2	42.9	59.4	69.3	80.7	88.2	117	132	0
SCOGFS	.381	1.51	2.44	2.97	3.78	3.8	3.02	2.99	3.9	2.68	7.04	0
INTGFS	3.36	15.4										
NETGFS	24.6	3.29										
ENGGFS	9.79	7.54	6.51	6.86	7.26	6.89	11.4	11.	9.93	21.4		

Tableau 11. Capturabilités ($\times 10^8$) en heures⁻¹. La capturabilité est donc supposée ne pas dépendre de l'année. Certaines des flottilles scientifiques ne s'intéressent qu'aux premiers groupes d'âge.

Annexe du chapitre 1

Estimations VPA des mortalités par pêche et des effectifs

dans l'exemple de la morue de la mer Celtique.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	0.312	0.819	0.724	0.62	0.401	0.582	0.582
1972	0.007	0.586	0.429	0.593	0.618	0.547	0.547
1973	0.257	0.836	0.618	0.477	0.473	0.522	0.522
1974	0.003	0.266	0.295	0.428	0.602	0.442	0.442
1975	0.245	0.505	0.411	1.233	0.983	0.876	0.876
1976	0.046	0.934	0.365	0.356	0.674	0.466	0.466
1977	0.016	0.664	0.391	0.152	0.366	0.305	0.305
1978	0.14	0.507	0.454	0.348	0.31	0.371	0.371
1979	0.135	0.433	0.599	0.503	0.651	0.584	0.584
1980	0.101	0.636	0.71	1.029	0.886	0.875	0.875
1981	0.125	0.943	1.123	1.003	0.675	0.934	0.934
1982	0.078	0.862	0.777	0.73	0.665	0.724	0.724
1983	0.254	0.678	0.84	0.703	0.608	0.717	0.717
1984	0.255	0.707	0.619	0.554	0.572	0.582	0.582
1985	0.209	0.481	0.651	0.569	0.446	0.555	0.555
1986	0.212	0.774	0.669	1.063	0.669	0.8	0.8
1987	0.142	0.618	0.748	0.605	0.635	0.663	0.663

Tableau 1. Estimations VPA des mortalités par pêche pour $M=0.2$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	2533	765	1003	194	99	35	13
1972	477	1518	276	398	85	54	19
1973	1359	388	692	147	180	38	14
1974	409	861	138	305	75	92	42
1975	3042	334	540	84	163	34	36
1976	937	1949	165	293	20	50	9
1977	1359	733	627	94	168	8	23
1978	1328	1096	309	347	66	96	26
1979	3238	945	541	161	201	40	39
1980	5719	2316	502	243	80	86	15
1981	2271	4231	1004	202	71	27	12
1982	835	1640	1349	267	61	30	5
1983	3527	632	567	507	106	26	9
1984	3949	2239	263	200	206	47	7
1985	2524	2506	904	116	94	95	18
1986	2118	1676	1268	386	54	49	16
1987	18958	1403	633	532	109	23	10

Tableau 2. Estimations VPA des effectifs par âge pour $M=0.2$ (en milliers d'individus).

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	0.258	0.695	0.629	0.552	0.37	0.582	0.582
1972	0.006	0.499	0.365	0.523	0.573	0.547	0.547
1973	0.197	0.722	0.534	0.421	0.436	0.522	0.522
1974	0.002	0.213	0.26	0.382	0.56	0.442	0.442
1975	0.205	0.404	0.341	1.125	0.92	0.876	0.876
1976	0.037	0.791	0.296	0.308	0.626	0.466	0.466
1977	0.013	0.562	0.328	0.13	0.337	0.305	0.305
1978	0.114	0.436	0.39	0.306	0.285	0.371	0.371
1979	0.114	0.373	0.532	0.45	0.605	0.584	0.584
1980	0.086	0.564	0.633	0.934	0.83	0.875	0.875
1981	0.106	0.833	1.005	0.909	0.628	0.934	0.934
1982	0.064	0.756	0.684	0.652	0.618	0.724	0.724
1983	0.216	0.582	0.732	0.627	0.564	0.717	0.717
1984	0.214	0.624	0.536	0.488	0.53	0.582	0.582
1985	0.184	0.426	0.589	0.506	0.413	0.555	0.555
1986	0.194	0.722	0.622	0.997	0.622	0.8	0.8
1987	0.142	0.618	0.748	0.605	0.635	0.663	0.663

Tableau 3. Estimations VPA des mortalités par pêche pour $M=0.3$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	3130	893	1157	221	111	36	15
1972	606	1792	330	457	94	57	22
1973	1807	446	806	170	201	39	16
1974	565	1100	161	350	83	96	49
1975	3745	417	659	92	177	35	39
1976	1212	2261	207	347	22	52	10
1977	1762	865	759	114	189	9	28
1978	1688	1289	365	405	74	100	31
1979	3996	1115	617	183	221	41	44
1980	7021	2642	569	268	87	89	16
1981	2798	4772	1114	224	78	28	13
1982	1061	1865	1538	302	67	31	6
1983	4281	737	648	575	117	27	10
1984	4826	2556	305	231	228	49	8
1985	2974	2885	1015	132	105	99	20
1986	2400	1834	1396	417	59	52	18
1987	19865	1464	660	555	114	23	12

Tableau 4. Estimations VPA des effectifs par âge pour $M=0.3$ (en milliers d'individus).

Annexe du chapitre 2

10/10/2010

A. Dérivées premières des résultats des modèles

par rapport aux paramètres d'entrée.

Les modèles -VPA, prévisions à long et court terme- sont décrits dans le premier chapitre. Ils permettent d'estimer respectivement les mortalités par pêche F_{ay} et les effectifs du stock N_{ay} , le rendement par recrue et le TAC. Les dérivées n'ont pas été calculées pour le TAC dont l'analyse de sensibilité a été réalisée au moyen de simulations. Dans le cas des effectifs, on calcule les dérivées logarithmiques plus faciles à exprimer.

Nous emploierons les notations suivantes :

- igp indice de groupe plus : vaut un s'il y a un groupe plus et zéro sinon.
- Z_a coefficient de mortalité totale pour l'âge a : $\forall a, Z_a = F_a + M_a$

De plus, pour alléger les expressions, nous utiliserons les intermédiaires de calcul suivants :

$$\forall a < A, \quad U_a = \frac{1}{F_a} - \frac{1}{Z_a} + \frac{\Delta T_a}{1 - \exp(-Z_a \Delta T_a)}$$

$$V_a = \frac{1}{Z_a} - \frac{\Delta T_a}{1 - \exp(-Z_a \Delta T_a)}$$

1. Dérivées des résultats de la VPA.

1.1 Groupe d'âge terminal.

- Pour les coefficients de mortalité par pêche:

$$\frac{\partial F_A}{\partial F_A} = 1 \quad \text{ainsi que} \quad \forall a < A, \frac{\partial F_A}{\partial F_a} = 0$$

$$\forall a, \quad \frac{\partial F_A}{\partial M_a} = 0 \quad \text{ainsi que} \quad \frac{\partial F_A}{\partial C_a} = 0$$

- Pour les effectifs:

$$\frac{\partial \ln(N_A)}{\partial F_A} = \frac{1}{Z_A} - \frac{1}{F_A} - \frac{(1-igp)\Delta T_A}{\exp(Z_A \Delta T_A) - (1-igp)}$$

$$\forall a < A, \quad \frac{\partial \ln(N_A)}{\partial M_a} = 0 \quad \text{ainsi que} \quad \frac{\partial \ln(N_A)}{\partial C_a} = 0$$

$$\frac{\partial \ln(N_A)}{\partial M_A} = \frac{1}{Z_A} - \frac{(1-igp)\Delta T_A}{\exp(Z_A \Delta T_A) - (1-igp)}$$

$$\frac{\partial N_A}{\partial C_A} = \frac{Z_A}{F_A} \frac{1}{1 - (1-igp)\exp(-Z_A \Delta T_A)}$$

1.2 Groupe d'âge terminal.

(Soit pour tout $a < A$)

- *Dérivées par rapport au F terminal:*

$$\forall a < A, \quad \frac{\partial F_a}{\partial F_A} = -\frac{1}{U_a} \frac{\partial \ln(N_{a+1})}{\partial F_A}$$

$$\frac{\partial \ln(N_a)}{\partial F_A} = \left(1 - \frac{\Delta T_a}{U_a}\right) \frac{\partial \ln(N_{a+1})}{\partial F_A}$$

- *Dérivées par rapport à la mortalité naturelle:*

$$\frac{\partial F_a}{\partial M_i} = 0 \quad \text{si } i < a$$

$$= \frac{V_a}{U_a} \quad \text{si } i = a$$

$$= -\frac{1}{\Delta T_a - U_a} \frac{\partial \ln(N_a)}{\partial M_i} \quad \text{sinon}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \ln(N_a)}{\partial M_i} &= 0 \quad \text{si } i < a \\ &= \left(\frac{V_a}{U_a} + 1 \right) \Delta T_a \quad \text{si } i = a \\ &= \left(1 - \frac{\Delta T_a}{U_a} \right) \frac{\partial \ln(N_{a+1})}{\partial M_i} \quad \text{sinon} \end{aligned}$$

- Dérivées par rapport aux captures:

$$\frac{\partial F_a}{\partial C_a} = \frac{1}{C_a U_a}$$

$$\frac{\partial F_a}{\partial C_{a+1}} = -\frac{1}{C_{a+1} U_{a+1} U_a}$$

$$\forall i > a+1, \quad \frac{\partial F_a}{\partial C_i} = \frac{\partial F_a}{\partial C_{a+1}} \prod_{k=a+1}^{i-1} \left(1 - \frac{1}{U_k} \right)$$

Quant aux effectifs, on obtient une seule relation de récurrence :

$$\forall i, \quad \frac{\partial \ln(N_a)}{\partial C_i} = \frac{\partial \ln(N_{a+1})}{\partial C_i} + \frac{\partial F_{a+1}}{\partial C_i}$$

2. Dérivées du rendement par recrue.

Le rendement par recrue à l'équilibre pour un schéma d'exploitation défini par F et un vecteur de multiplicateurs d'effort μ est donné d'après Thompson et Bell (1934) par:

$$Y_r(F, \mu) = \sum_{a=1}^{A-1} W_a \frac{\mu_a F_a}{Z_a} S_a [1 - \exp(-Z_a \Delta T_a)] \\ + W_A \frac{\mu_A F_A}{Z_A} S_A [1 - (1 - igp) \exp(-Z_A \Delta T_A)]$$

où:

- S_a est la proportion de survivants par rapport au recrutement:

$$S_a = \exp\left(-\sum_{i=1}^{a-1} (\mu_i F_i + M_i) \Delta T_i\right)$$

$$Z_a = \mu_a F_a + M_a$$

Pour le calcul des dérivées, il est pratique d'écrire le rendement par recrue sous la forme:

$$Y_r = \sum_{a=1}^A W_a Y_a$$

avec :

$$\forall a < A, \quad Y_a = \frac{\mu_a F_a S_a}{Z_a} (1 - \exp(-Z_a \Delta T_a))$$

$$Y_A = \frac{\mu_A F_A S_A}{Z_A} (1 - (1 - igp) \exp(-Z_A \Delta T_A))$$

2.1. Dérivées par rapport aux poids moyens.

On obtient immédiatement:

$$\forall a, \frac{\partial Y_r}{\partial W_a} = Y_a$$

2.2. Dérivées par rapport à la mortalité terminale.

Comme le rendement par recrue dépend de plusieurs cohortes, on calcule ces dérivées en passant par celles des mortalités par pêche:

$$\frac{\partial Y_r}{\partial F_A} = \sum_{a=1}^A W_a \frac{\partial Y_a}{\partial F_A} = \sum_{a=1}^A W_a \frac{\partial Y_a}{\partial F_a} \frac{\partial F_a}{\partial F_A}$$

2.3. Dérivées par rapport aux captures.

$$\forall i, \quad \forall a < A - 1, \quad \frac{\partial \ln Y_a}{\partial C_i} = \left(\frac{1}{F_a} - \frac{\mu_a}{Z_a} + \frac{\mu_a \Delta T_a}{\exp(Z_a \Delta T_a) - 1} \right) \frac{\partial F_a}{\partial C_i} - \sum_{j=1}^{a-1} \mu_j \Delta T_j \frac{\partial F_j}{\partial C_i}$$

$$\forall i, \quad \frac{\partial \ln Y_A}{\partial C_i} = - \sum_{j=1}^{A-1} \mu_j \Delta T_j \frac{\partial F_j}{\partial C_j}$$

Dont on déduit celles de Y_r par :

$$\forall i, \quad \frac{\partial Y_r}{\partial C_i} = \sum_{a=1}^A W_a \frac{\partial Y_a}{\partial C_i} = \sum_{a=1}^A W_a Y_a \frac{\partial \ln Y_a}{\partial C_i}$$

2.4. Dérivées par rapport à la mortalité naturelle.

On opère de la même façon que pour les captures en considérant les Y_i .

$$\begin{aligned} \forall a, \quad i, \quad \frac{\partial \ln Y_a}{\partial M_i} = & \left(\frac{1}{F_a} - \frac{\mu_a}{Z_a} + \frac{\mu_a \Delta T_a}{\exp(Z_a \Delta T_a) - 1} \right) \frac{\partial F_a}{\partial M_i} \\ & - \delta_{ai} \left(\frac{1}{Z_a} - \frac{\Delta T_a}{\exp(Z_a \Delta T_a) - 1} \right) \\ & - \sum_{k=1}^{a-1} \Delta T_k \left(\mu_k \frac{\partial F_k}{\partial M_i} + \delta_{ik} \right) \end{aligned}$$

δ_{ai} représente le symbole de Kronecker.

On en déduit alors la dérivée du rendement par recrue par :

$$\forall i, \quad \frac{\partial Y_r}{\partial M_i} = \sum_{a=1}^T W_a Y_a \frac{\partial \ln Y_a}{\partial M_i}$$

B. Estimations des sensibilités des estimateurs VPA

dans l'exemple de la morue de la mer Celtique.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	0.382	0.339	0.318	0.33	0.347	0.287	0
1972	0.385	0.337	0.364	0.335	0.336	0.298	0
1973	0.561	0.306	0.34	0.318	0.31	0.328	0
1974	0.567	0.5	0.286	0.317	0.277	0.238	0
1975	0.35	0.484	0.458	0.278	0.333	0.276	0
1976	0.418	0.334	0.502	0.43	0.393	0.403	0
1977	0.421	0.333	0.377	0.43	0.377	0.394	0
1978	0.404	0.299	0.321	0.306	0.311	0.303	0
1979	0.343	0.296	0.251	0.26	0.234	0.225	0
1980	0.324	0.242	0.246	0.242	0.219	0.194	0
1981	0.336	0.252	0.246	0.252	0.261	0.216	0
1982	0.385	0.264	0.282	0.301	0.277	0.235	0
1983	0.323	0.297	0.303	0.298	0.307	0.263	0
1984	0.354	0.25	0.289	0.326	0.288	0.284	0
1985	0.279	0.263	0.21	0.252	0.283	0.238	0
1986	0.229	0.176	0.19	0.163	0.188	0.238	0
1987	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 1. Coefficients de sensibilité globaux des mortalités par pêche par rapport à la mortalité naturelle pour $M=0.2$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	0.64	0.565	0.517	0.506	0.504	0.395	0
1972	0.632	0.557	0.58	0.52	0.485	0.409	0
1973	0.938	0.502	0.54	0.489	0.461	0.443	0
1974	0.951	0.818	0.456	0.482	0.405	0.339	0
1975	0.598	0.805	0.727	0.427	0.471	0.375	0
1976	0.692	0.561	0.789	0.654	0.559	0.527	0
1977	0.681	0.551	0.6	0.652	0.548	0.524	0
1978	0.658	0.49	0.512	0.473	0.461	0.42	0
1979	0.56	0.485	0.406	0.405	0.351	0.32	0
1980	0.537	0.403	0.398	0.379	0.327	0.277	0
1981	0.559	0.423	0.402	0.393	0.388	0.303	0
1982	0.638	0.446	0.46	0.467	0.407	0.33	0
1983	0.525	0.495	0.492	0.464	0.449	0.363	0
1984	0.564	0.403	0.467	0.504	0.427	0.392	0
1985	0.433	0.411	0.33	0.395	0.417	0.337	0
1986	0.347	0.27	0.291	0.25	0.287	0.332	0
1987	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 2. Coefficients de sensibilité globaux des mortalités par pêche par rapport à la mortalité naturelle pour $M=0.3$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	0.419	0.306	0.305	0.328	0.375	0.301	0.256
1972	0.48	0.338	0.384	0.335	0.333	0.314	0.268
1973	0.587	0.283	0.336	0.34	0.334	0.34	0.277
1974	0.663	0.531	0.339	0.346	0.292	0.281	0.312
1975	0.403	0.465	0.464	0.223	0.281	0.259	0.186
1976	0.505	0.289	0.51	0.452	0.365	0.408	0.3
1977	0.514	0.324	0.401	0.493	0.405	0.43	0.396
1978	0.472	0.321	0.345	0.348	0.358	0.343	0.35
1979	0.416	0.328	0.272	0.291	0.254	0.255	0.255
1980	0.404	0.262	0.257	0.222	0.221	0.207	0.186
1981	0.411	0.237	0.216	0.231	0.271	0.215	0.176
1982	0.466	0.253	0.274	0.293	0.284	0.248	0.216
1983	0.378	0.297	0.28	0.294	0.313	0.268	0.218
1984	0.405	0.26	0.298	0.335	0.303	0.299	0.256
1985	0.345	0.295	0.237	0.276	0.316	0.268	0.265
1986	0.3	0.203	0.222	0.174	0.22	0.242	0.2
1987	0.186	0.148	0.14	0.149	0.147	0.145	0.232

Tableau 3. Coefficients de sensibilité globaux des effectifs par âge par rapport à la mortalité naturelle pour $M=0.2$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	0.702	0.526	0.507	0.515	0.555	0.425	0.34
1972	0.772	0.567	0.619	0.532	0.495	0.441	0.354
1973	0.991	0.476	0.545	0.53	0.504	0.473	0.365
1974	1,092	0.876	0.539	0.533	0.437	0.405	0.404
1975	0.68	0.794	0.75	0.357	0.417	0.363	0.255
1976	0.821	0.502	0.819	0.698	0.538	0.55	0.392
1977	0.819	0.547	0.646	0.752	0.599	0.587	0.496
1978	0.762	0.528	0.556	0.543	0.537	0.484	0.447
1979	0.67	0.537	0.442	0.456	0.388	0.368	0.339
1980	0.655	0.434	0.418	0.358	0.339	0.3	0.255
181	0.671	0.402	0.361	0.37	0.412	0.31	0.243
1982	0.759	0.43	0.454	0.465	0.428	0.356	0.293
1983	0.611	0.5	0.467	0.468	0.469	0.38	0.295
1984	0.645	0.424	0.488	0.528	0.459	0.423	0.34
1985	0.534	0.466	0.375	0.438	0.474	0.386	0.351
1986	0.454	0.314	0.342	0.27	0.338	0.346	0.273
1987	0.279	0.221	0.209	0.223	0.22	0.217	0.312

Tableau 4. Coefficients de sensibilité globaux des effectifs par âge par rapport à la mortalité naturelle pour M=0.3.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	1.711	1.353	1.411	1.479	1.638	1.505	0
1972	1.993	1.503	1.617	1.498	1.481	1.53	0
1973	1.757	1.343	1.481	1.581	1.584	1.548	0
1974	1.997	1.749	1.725	1.618	1.491	1.607	0
1975	1.767	1.56	1.631	1.137	1.261	1.32	0
1976	1.954	1.287	1.667	1.675	1.443	1.589	0
1977	1.984	1.45	1.647	1.851	1.667	1.716	0
1978	1.862	1.559	1.598	1.681	1.712	1.662	0
1979	1.867	1.614	1.494	1.562	1.459	1.504	0
1980	1.899	1.469	1.421	1.236	1.314	1.321	0
1981	1.876	1.282	1.189	1.25	1.443	1.287	0
1982	1.881	1.328	1.378	1.408	1.45	1.411	0
1983	1.716	1.382	1.341	1.425	1.488	1.416	0
1984	1.604	1.352	1.367	1.525	1.512	1.505	0
1985	1.599	1.354	1.322	1.312	1.604	1.524	0
1986	1.309	1.051	1.049	0.894	1.071	1.365	0
1987	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 5. Coefficients de sensibilité globaux des mortalités par pêche par rapport aux captures pour $M=0.2$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	1.753	1.424	1.468	1.521	1.659	1.5	0
1972	1.994	1.559	1.663	1.542	1.506	1.525	0
1973	1.808	1.407	1.534	1.618	1.607	1.543	0
1974	1.998	1.793	1.751	1.649	1.516	1.602	0
1975	1.8	1.632	1.682	1.182	1.289	1.314	0
1976	1.962	1.364	1.721	1.71	1.47	1.584	0
1977	1.987	1.514	1.693	1.87	1.686	1.713	0
1978	1.885	1.607	1.643	1.712	1.729	1.658	0
1979	1.885	1.656	1.535	1.596	1.484	1.499	0
1980	1.912	1.513	1.465	1.282	1.341	1.315	0
1981	1.893	1.339	1.243	1.295	1.468	1.281	0
1982	1.879	1.385	1.432	1.452	1.475	1.406	0
1983	1.736	1.425	1.401	1.469	1.513	1.41	0
1984	1.616	1.388	1.401	1.568	1.537	1.5	0
1985	1.605	1.374	1.344	1.335	1.625	1.519	0
1986	1.317	1.07	1.067	0.913	1.089	1.359	0
1987	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 6. Coefficients de sensibilité globaux des mortalités par pêche par rapport aux captures pour $M=0.3$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	1	1	1	1	1	1	1
1972	1	1	1	1	1	1	1
1973	1	1	1	1	1	1	1
1974	1	1	1	1	1	1	1
1975	1	1	1	1	1	1	1
1976	1	1	1	1	1	1	1
1977	1	1	1	1	1	1	1
1978	1	1	1	1	1	1	1
1979	1	1	1	1	1	1	1
1980	1	1	1	1	1	1	1
1981	1	1	1	1	1	1	1
1982	0.961	1	1	1	1	1	1
1983	0.962	0.958	1	1	1	1	1
1984	0.864	0.951	0.917	1	1	1	1
1985	0.819	0.824	0.901	0.848	1	1	1
1986	0.561	0.777	0.717	0.812	0.732	1	1
1987	1	1	1	1	1	1	1

Tableau 7. Coefficients de sensibilité globaux des effectifs par âge par rapport aux captures pour $M=0.2$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	1	1	1	1	1	1	1
1972	1	1	1	1	1	1	1
1973	1	1	1	1	1	1	1
1974	1	1	1	1	1	1	1
1975	1	1	1	1	1	1	1
1976	1	1	1	1	1	1	1
1977	1	1	1	1	1	1	1
1978	1	1	1	1	1	1	1
1979	1	1	1	1	1	1	1
1980	1	1	1	1	1	1	1
1981	1	1	1	1	1	1	1
1982	0.947	1	1	1	1	1	1
1983	0.951	0.943	1	1	1	1	1
1984	0.842	0.939	0.899	1	1	1	1
1985	0.803	0.804	0.887	0.829	1	1	1
1986	0.552	0.764	0.701	0.798	0.718	1	1
1987	1	1	1	1	1	1	1

Tableau 8. Coefficients de sensibilité globaux des effectifs par âge par rapport aux captures pour $M=0.3$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	0.016	0.019	0.029	0.075	0.132	0.202	1
1972	0.013	0.025	0.035	0.056	0.137	0.212	1
1973	0.039	0.02	0.046	0.055	0.095	0.241	1
1974	0.028	0.05	0.034	0.077	0.095	0.149	1
1975	0.007	0.036	0.07	0.076	0.157	0.198	1
1976	0.007	0.012	0.055	0.103	0.187	0.315	1
1977	0.007	0.01	0.023	0.071	0.147	0.301	1
1978	0.007	0.009	0.018	0.033	0.089	0.212	1
1979	0.007	0.01	0.015	0.028	0.054	0.14	1
1980	0.006	0.01	0.017	0.034	0.057	0.116	1
1981	0.007	0.01	0.024	0.041	0.077	0.139	1
1982	0.056	0.011	0.023	0.057	0.091	0.154	1
1983	0.059	0.082	0.026	0.047	0.111	0.181	1
1984	0.208	0.096	0.156	0.052	0.087	0.199	1
1985	0.287	0.3	0.186	0.28	0.084	0.152	1
1986	0.658	0.472	0.534	0.443	0.518	0.158	1
1987	1	1	1	1	1	1	1

Tableau 9. Coefficients de sensibilité des mortalités par pêche par rapport à la mortalité terminale par pêche pour $M=0.2$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	0.028	0.031	0.047	0.104	0.176	0.266	1
1972	0.023	0.04	0.052	0.083	0.182	0.278	1
1973	0.065	0.033	0.067	0.077	0.132	0.312	1
1974	0.048	0.079	0.052	0.105	0.126	0.204	1
1975	0.013	0.058	0.104	0.105	0.202	0.257	1
1976	0.013	0.021	0.082	0.144	0.243	0.393	1
1977	0.012	0.017	0.036	0.101	0.198	0.383	1
1978	0.013	0.015	0.028	0.049	0.124	0.281	1
1979	0.012	0.017	0.024	0.042	0.077	0.191	1
1980	0.011	0.017	0.028	0.05	0.079	0.16	1
1981	0.013	0.017	0.037	0.059	0.106	0.188	1
1982	0.076	0.02	0.036	0.082	0.124	0.207	1
1983	0.075	0.105	0.041	0.069	0.15	0.24	1
1984	0.237	0.114	0.182	0.074	0.121	0.263	1
1985	0.309	0.325	0.207	0.304	0.116	0.207	1
1986	0.667	0.486	0.547	0.456	0.531	0.212	1
1987	1	1	1	1	1	1	1

Tableau 10. Coefficients de sensibilité des mortalités par pêche par rapport à la mortalité terminale pour $M=0.3$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	-0.014	-0.013	-0.02	-0.055	-0.108	-0.15	-0.256
1972	-0.013	-0.019	-0.028	-0.042	-0.101	-0.161	-0.268
1973	-0.034	-0.013	-0.034	-0.044	-0.075	-0.186	-0.277
1974	-0.028	-0.044	-0.03	-0.062	-0.07	-0.12	-0.312
1975	-0.006	-0.028	-0.057	-0.04	-0.095	-0.127	-0.186
1976	-0.007	-0.007	-0.046	-0.086	-0.133	-0.249	-0.3
1977	-0.007	-0.007	-0.019	-0.066	-0.123	-0.259	-0.396
1978	-0.007	-0.007	-0.014	-0.028	-0.077	-0.176	-0.35
1979	-0.006	-0.008	-0.011	-0.022	-0.039	-0.104	-0.255
1980	-0.005	-0.007	-0.012	-0.02	-0.036	-0.075	-0.186
1981	-0.006	-0.006	-0.013	-0.024	-0.055	-0.086	-0.176
1982	-0.054	-0.007	-0.015	-0.04	-0.065	-0.107	-0.216
1983	-0.052	-0.058	-0.017	-0.033	-0.082	-0.126	-0.218
1984	-0.183	-0.067	-0.114	-0.039	-0.066	-0.149	-0.256
1985	-0.259	-0.236	-0.134	-0.21	-0.068	-0.115	-0.265
1986	-0.593	-0.319	-0.381	-0.256	-0.369	-0.105	-0.2
1987	-0.933	-0.733	-0.684	-0.738	-0.726	-0.716	-0.232

Tableau 11. Coefficients de sensibilité des effectifs par âge par rapport à la mortalité terminale par pêche pour $M=0.2$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	-0.024	-0.022	-0.034	-0.08	-0.147	-0.2	-0.34
1972	-0.023	-0.031	-0.044	-0.064	-0.137	-0.213	-0.354
1973	-0.059	-0.023	-0.052	-0.063	-0.107	-0.242	-0.365
1974	-0.047	-0.072	-0.046	-0.087	-0.096	-0.165	-0.404
1975	-0.011	-0.048	-0.088	-0.06	-0.127	-0.166	-0.255
1976	-0.013	-0.014	-0.071	-0.124	-0.178	-0.313	-0.392
1977	-0.012	-0.013	-0.03	-0.095	-0.168	-0.33	-0.496
1978	-0.012	-0.012	-0.023	-0.042	-0.108	-0.235	-0.447
1979	-0.012	-0.014	-0.019	-0.033	-0.057	-0.144	-0.339
1980	-0.011	-0.013	-0.02	-0.031	-0.052	-0.103	-0.255
1981	-0.012	-0.011	-0.022	-0.038	-0.078	-0.118	-0.243
1982	-0.074	-0.014	-0.026	-0.06	-0.092	-0.145	-0.293
1983	-0.068	-0.079	-0.029	-0.05	-0.113	-0.168	-0.295
1984	-0.213	-0.084	-0.14	-0.058	-0.094	-0.198	-0.34
1985	-0.283	-0.264	-0.155	-0.237	-0.095	-0.158	-0.351
1986	-0.608	-0.34	-0.403	-0.276	-0.391	-0.142	-0.273
1987	-0.934	-0.738	-0.69	-0.743	-0.731	-0.721	-0.312

Tableau 12. Coefficients de sensibilité des effectifs par âge par rapport à la mortalité terminale pour $M=0.3$.

Annexe du chapitre 4

Coefficients de variation des estimations des mortalités par pêche et des effectifs obtenus par la delta-méthode dans l'exemple de la morue de la mer Celtique.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	35	19	21	29	56	63	0
1972	41	21	24	30	51	64	0
1973	37	18	24	31	55	65	0
1974	42	26	24	34	49	67	0
1975	37	24	28	24	43	55	0
1976	40	18	30	36	52	67	0
1977	40	20	26	38	59	72	0
1978	38	21	25	33	58	70	0
1979	38	21	21	32	48	63	0
1980	39	20	20	24	44	55	0
1981	39	17	17	25	48	54	0
1982	39	18	20	28	48	59	0
1983	36	19	20	28	50	59	0
1984	35	19	21	29	51	53	0
1985	37	20	19	27	53	64	0
1986	36	17	17	20	42	57	0
1987	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 1. Coefficients de variation des mortalités par pêche pour $M=0.2$.

année\âge	1	2	3	4	5	6	7+
1971	14	14	15	21	34	43	65
1972	14	14	16	21	34	44	65
1973	15	14	17	28	35	44	65
1974	16	16	15	25	33	46	65
1975	15	16	19	18	37	41	65
1976	13	15	22	27	36	45	65
1977	12	14	18	30	37	50	65
1978	12	12	16	24	35	48	65
1979	13	12	14	23	33	43	65
1980	14	13	14	18	35	41	65
1981	13	15	15	18	33	41	65
1982	12	14	14	20	33	42	65
1983	13	13	15	20	33	42	65
1984	12	13	14	21	33	43	65
1985	13	11	13	19	32	44	65
1986	11	13	11	16	28	41	65
1987	39	23	21	21	52	53	65

Tableau 2. Coefficients de variation des effectifs par âge pour M=0.2.

Annexe programmes

Liste des principaux programmes

informatiques réalisés

Tous les programmes sont écrits en Fortran 77.

1. MULTCO.

Objectifs	Référence
Calcul des coefficients de sensibilité linéaire des modèles de VPA et de rendement par recrue: -VPA non calibrée et pour plusieurs cohortes.	Chap. 2, § 2
Estimation par la delta-méthode des variances des réponses des modèles précédents	Chap. 4, § 2.1

Version	Fonctionne sur	Date de la dernière version	Temps de programmation et de mise au point
SENSIVPA	SUN	Mai 1989	4 mois
MULTCO	PC	21/09/1990 (Sensivpa repris par H. Beucher)	2 mois

2. STAGIF-STAT.

Objectifs	Nom	Références
Saisie des données d'échantillonnage	STAGIF	Gigout (1991)
Estimations des captures et des variances d'échantillonnage associées (estimateur n°1)	STAT	Gigout (1991) Chap. 3, § 1
Idem estimateur n°2	STAT2	Gigout (1991)

Version	Fonctionne sur	Date de la dernière version	Temps de programmation et de mise au point
STAGIF	PC	Juin 1991 par E. Gigout	1 mois en tout
STAT	"	"	
STAT2	"	"	

GIGOUT E., 1991. Informatisation des calculs d'estimateurs de captures et des variances associées. Rapport de stage IFREMER.

3. SIMUL1.

Objectifs	Référence
Estimation des variances des réponses des modèles de VPA et de rendement par recrue : -par rééchantillonnage des captures. -VPA non calibrée et pour une cohorte isolée; -estimation des variances, des biais et des distributions empiriques des réponses.	Chap. 4, § 2.2
Estimation des variances, des biais et des distributions empiriques des estimateurs bootstrap des captures par âge	"

Version	Fonctionne sur	Date de la dernière version	Temps de programmation et de mise au point
SIMUL1	CDC 992	Juin 1990	2 mois

4. SIMUL4.

Objectifs	Référence
<p>Estimation des variances des réponses des modèles de VPA et de rendement par recrue :</p> <ul style="list-style-type: none"> -par bootstrap paramétrique (distributions normales); -VPA non calibrée et pour une cohorte isolée; -en réponse à des erreurs sur les captures, mortalité naturelle, poids et mortalité terminale par pêche. -estimation des variances, des biais et des distributions empiriques des réponses. 	Chap. 4, § 2.2

Version	Fonctionne sur	Date de la dernière version	Temps de programmation et de mise au point
SIMUL4	CDC 992	Juin 1989	1 mois

5. SIMUGE.

Objectifs	Référence
Calcul de sensibilités des modèles de VPA, de rendement par recrue et de prévisions à court terme: -par simulation de distributions normales sur tous les para- mètres d'entrée; -VPA calibrée et pour plusieurs cohortes.	Chap. 2, § 2
Etude du comportement de stratégies de gestion en présence d' incertitudes dans les données	Chap. 5, § 4

Version	Fonctionne sur	Date de la dernière version	Temps de programmation et de mise au point
SIMUGE	CDC 992	Octobre 1990	6 mois