

Evaluation des stocks, gestion des pêches et surexploitation : une étude de cas

(principaux stocks exploités par les flottilles Bretonnes - 1983/95)

D. GASCUEL ⁽¹⁾, G. FONTENELLE ⁽¹⁾, C. MAGUER ⁽¹⁾, A. BISEAU ⁽²⁾

(1) Laboratoire Halieutique, ENSA-Rennes, 65 rue de Saint-Brieuc, 35 042 Rennes Cedex

(2) IFREMER DRV-RH, , 8 rue François Toullec, 56 100 Lorient

Introduction

Au cours des dernières décennies, les évaluations scientifiques et le système de gestion des pêches mis en place au sein de l'union européenne n'ont pas permis d'éviter une dégradation de l'état des principaux stocks exploités. Aujourd'hui, la plupart de ces stocks sont en situation de surexploitation, parfois très prononcée, et ceci malgré les mesures prises depuis plusieurs années notamment en matière de TAC et quotas (Biais, 1993). Analyser a posteriori ces situations doit permettre d'identifier les raisons de l'échec, étape évidemment utile pour améliorer les procédures d'évaluation et définir des outils de gestion plus efficaces.

On étudie ici le cas, entre 1983 et 1995, d'une dizaine de stocks exploités par les flottilles hauturières de Bretagne sud. Ces flottilles regroupent environ 350 chalutiers artisans, semi-industriels ou industriels, localisés dans les différents ports Bretons (Lorient, Concarneau, Guilvinec, et secondairement : Douarnenez et Audierne). Elles exploitent principalement les zones de l'Ouest Ecosse (industriels de Lorient et semi-industriels de Concarneau), de la Mer Celtique (semi-industriels de Lorient et Concarneau, flottilles artisanales), et du Golfe de Gascogne (artisans).

Les dix stocks pris en compte font chaque année l'objet d'une évaluation scientifique par les groupes de travail du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) ; cette évaluation conduit à des recommandations de gestion, elles-mêmes traduites en TAC et quotas de pêche, selon une procédure complexe décrite par Gueguen (1988). On analysera a posteriori : la fiabilité des diagnostics établis ; le décalage entre les mesures de gestion recommandées, celles prises et celles effectivement mises en oeuvre ; l'impact réel des captures finalement réalisées sur les stocks.

Méthodes

. Les stocks pris en compte

Parmi les dix principales espèces (en tonnage) capturées par les flottilles hauturières bretonnes, huit font l'objet d'évaluations scientifiques par le CIEM et d'une politique de fixation de TAC (font exception : la lingue franche et le grenadier). Au milieu des années 80, ces huit espèces représentent pour les flottilles bretonnes une production d'environ 100 000 tonnes, sur un total d'approximativement 150 000 tonnes capturées¹. A partir de 1989, la surexploitation des stocks et le déclin de la pêche industrielle conduisent à une forte régression des captures (Fig.1) ; en 1994, les huit espèces ne représentent plus que 50 000 tonnes sur un total proche de 100 000 tonnes. Sur un période de six ans, alors que le total des autres espèces restait sensiblement constant, celui des espèces soumises à TAC diminuait donc d'un facteur approximativement égal à deux.

Dans la mesure où certaines espèces correspondent à deux stocks géographiquement distincts, les évaluations du CIEM concernent 12 stocks différents (Tab.1). Compte tenu de leurs

¹ Les données citées ici sont reprises de Maguer (1996). Elles ont été extraites des "fichiers ZA" du CAAM (Centre Administratif des Affaires Maritimes) au laboratoire pêche d'IFREMER Lorient. Elles se rapportent à l'ensemble des navires hauturiers de Bretagne sud, sachant qu'est considérés comme "hauturier" tout navire qui déclare au moins une marée de 96 heures ou plus dans l'année.

faibles captures, les stocks de cardine et de baudroie de la zone Ouest-Ecosse ne sont pas considérés dans la suite de la présente étude. Parmi les dix stocks étudiés, neuf sont identifiés comme étant actuellement surexploités ; trois présentent même des niveaux de biomasse jugés inférieurs au seuil minimum de précaution ² (Anonyme, 1996).

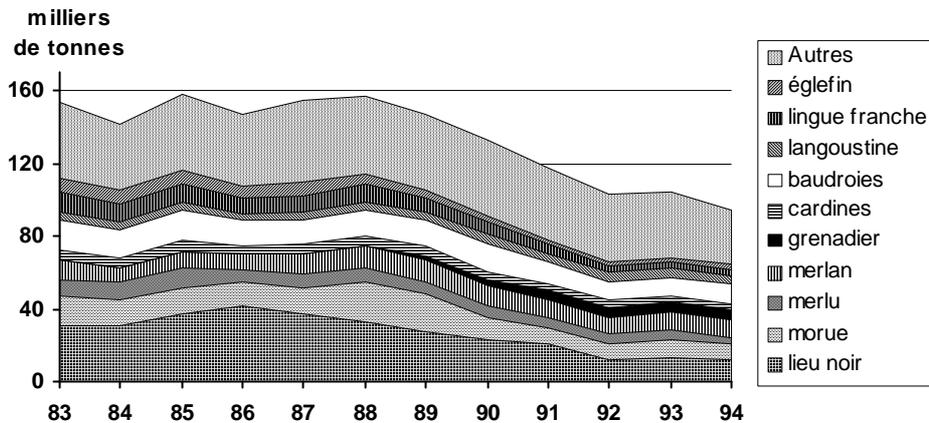


Figure -1- Evolution 1983-94 des captures en tonnage des flottilles hauturières Bretonnes. Les captures des 10 principales espèces en tonnage sont identifiées (la catégorie Baudroies regroupe en réalité deux espèces).

Tableau -1- Liste des espèces et stocks exploités par les flottilles hauturières de Bretagne sud faisant l'objet d'une évaluation annuelle par les groupe de travail du CIEM. Caractérisation du niveau d'exploitation en 1995 (d'après Anonyme, 1996)

Espèces	Zone géographique	Zones CIEM	Etat du stock en 1995 (cf. note infra.)
lieu noir	Ouest-Ecosse	VI	Surexploité et biomasse Inférieure au MBAL
morue	Ouest-Ecosse	Vla	Surexploité et biomasse Inférieure au MBAL
morue	Mer Celtique	VII fgh	Surexploité et biomasse proche du MBAL
merlu	Atlantique Nord	IIIa, IV, VI, VII, VIIIab	Surexploité et biomasse Inférieure au MBAL
merlan	Mer Celtique	VIIb-k	Surexploitation de croissance
cardine	Mer Celt. et Golfe de Gascogne	VIIb-k + VIIIab	Surexploitation de croissance
baudroie	Mer Celt. et Golfe de Gascogne	VIIb-k + VIIIab	Non déterminé
langoustine	Golfe de Gascogne	VIIIab	Surexploitation de croissance (évaluation 92)
églefin	Ouest-Ecosse	Vla	Surexploitation de croissance

. Analyse a posteriori de la fiabilité des diagnostics

L'analyse des cohortes constitue l'outil essentiel utilisé par les groupes de travail du CIEM pour établir leurs diagnostics. Pour chaque stock, elle conduit à l'estimation simultanée : des mortalités par pêche F , de la biomasse B , de la biomasse reproductrice SSB , et du recrutement R . Chaque année n , l'évaluation couvre les années antérieures jusqu'à l'année $n-1$. Compte tenu des propriétés mathématiques de convergence de l'analyse des cohortes, les résultats peuvent généralement être considérés comme fiables pour les années anciennes et comme plus incertains pour les années récentes (Pope et Shepherd, 1985). En même temps, ce sont précisément ces résultats les plus récents qui ont le plus d'importance pour les prédictions de captures. Ils sont en effet utilisés comme variables d'entrée dans les procédures de simulations à court terme, qui servent de base aux recommandations de gestion formulées par l'instance d'avis du CIEM, l'ACFM ("Advisory Committee on Fishery Management").

² Les MBAL ("Minimum Biological Acceptable Level") sont des seuils empiriques définis dans une démarche de précaution. Ils visent à éviter les situations de surexploitation de recrutement en préservant un niveau de biomasse et un potentiel reproducteur considérés minimum pour la pérennité du stock à long terme. Ils sont estimés en référence à un niveau de mortalité par pêche noté F_{high} correspondant à la mortalité qui, dans 9 cas sur 10, aurait théoriquement entraîné une baisse de biomasse d'une génération à la suivante, si elle avait été appliquée au cours des années antérieures (*i.e.* années de biomasse féconde et de recrutement connus).

Cette importance cruciale des estimations concernant les années récentes explique l'attention particulière portée lors de l'évaluation aux procédures de calibration de l'analyse des cohortes. Au travers d'un jeu d'ajustements statistiques plus ou moins complexes, ces procédures visent à fiabiliser le diagnostic, en tenant compte de mesures fines des efforts de pêche pour les années récentes. Cette fiabilité ne peut pourtant s'apprécier qu'a posteriori et l'incertitude des estimations récentes reste une caractéristique fondamentale de l'analyse des cohortes.

La propriété de convergence de l'analyse des cohortes est telle que la dernière estimation réalisée à ce jour peut être considérée comme étant celle la plus fiable. Par convention, les paramètres estimés en 1995, et qui couvrent l'ensemble de la période étudiée, servent donc de référence ; ils sont en quelque sorte considérés comme "valeurs vraies" et sont comparés aux "valeurs estimées" lors des années antérieures³.

On analyse ainsi la fiabilité des diagnostics scientifiques établis l'année n , en prenant en compte trois paramètres estimés : la mortalité par pêche (valeur moyenne sur les principaux âges exploités), la biomasse féconde et le recrutement. Les dernières estimations réalisées l'année n concernent l'année $n-1$. Elles sont notées respectivement F_{n-1} , SSB_{n-1} et R_{n-1} .

. Soit les estimations réalisées en 1995 et concernant la même année $n-1$: F_{n-1}^* , SSB_{n-1}^* et R_{n-1}^*

. La fiabilité du diagnostic établi l'année n est appréciée en calculant les trois ratios :

$$\frac{F_{n-1}}{F_{n-1}^*}, \quad \frac{SSB_{n-1}}{SSB_{n-1}^*}, \quad \text{et} \quad \frac{R_{n-1}}{R_{n-1}^*}$$

Les ratios supérieurs à 1 indiquent que le paramètre a été surestimé ; ceux inférieurs à 1 qu'il a été sous-estimé.

. Du diagnostic à la décision de gestion et à son application

Les évaluations effectuées chaque année par les groupes de travail du CIEM se prolongent par des simulations qui donnent, pour divers niveaux de mortalités par pêche, les captures et les biomasses attendues à court terme⁴. Une recommandation de mortalité par pêche pour l'année à venir ($n+1$) en est déduite. C'est en principe la mortalité qui permettrait à la biomasse féconde de retrouver un niveau tel que le renouvellement du stock ne soit pas mis en péril, ou tout au moins qui enrayerait sa dégradation.

Afin de répondre à la demande de la Commission Européenne, dont le système de gestion repose principalement sur le contingentement des captures, la recommandation proposée par l'ACFM consiste implicitement, et souvent explicitement, à définir un volume de captures associé au niveau de la mortalité "souhaitée".

. Ces recommandations scientifiques sont notées : F_{n+1}^r , SSB_{n+1}^r et Y_{n+1}^r .

Sur la base des recommandations, les services de la Commission Européenne (DG-XIV) élaborent ensuite un projet de TAC. Ce projet est transmis au Conseil de l'Union Européenne, au travers d'une procédure administrative relativement complexe où interviennent différentes commissions qui tiennent compte de considérations d'ordre socio-économique et politique. *In fine*, le Conseil adopte pour l'année suivante un TAC, dit "TAC agréé" que l'on notera : TAC_{n+1} . L'écart entre la recommandation scientifique et le choix politique est apprécié en calculant le rapport :

$$\frac{TAC_{n+1}}{Y_{n+1}^r}$$

Un rapport supérieur à 1, indique ainsi que le "TAC agréé" est supérieur à la recommandation scientifique.

³ Cette approche s'inspire d'ailleurs des procédures mises en œuvre par les groupes d'évaluation eux-mêmes. A l'issue de chaque groupe de travail, la fiabilité des estimations est en effet appréciée, en analysant les estimations des années antérieures et leur évolution d'année en année (i.e. d'estimation en estimation).

⁴ Ces simulations, dont les variables d'entrée sont basées sur les résultats de la VPA pour les années récentes, reposent également sur un certain nombre d'hypothèse concernant le recrutement des années n , $n+1$ et $n+2$, et la mortalité par pêche de l'année n . Le niveau moyen de cette dernière est supposé rester au niveau de l'année $n-1$, alors que le profil d'exploitation est, en général le profil moyen des trois dernières années. Le recrutement utilisé pour les prédictions est en général la moyenne géométrique des recrutements estimés par la VPA. L'utilisation d'une moyenne est évidemment une hypothèse forte dans le cas de stocks à recrutements très variables

Les mesures de gestion prises peuvent être plus ou moins bien respectées, ce qui entraîne un décalage entre captures réellement effectuées (ou débarquement) et TAC agréé. Les captures réalisées l'année $n+1$ sont estimées par les groupes de travail réunis lors des années suivantes. En particulier, lors de l'évaluation 1995, on dispose des estimations de captures Y_{n+1}^* pour chacune des années 1983 à 94. Deux ratios sont calculés :

$\frac{Y_{n+1}^*}{TAC_{n+1}}$ qui mesure l'écart entre la mesure de gestion agréée par le Conseil et la capture réalisée. Un rapport supérieur à 1 indique ainsi que le TAC agréé a été dépassé.

$\frac{Y_{n+1}^*}{Y_{n+1}^r}$ qui mesure l'écart entre la recommandation scientifique initiale et la capture réalisée. Un rapport supérieur à 1 indique que la recommandation a été dépassée.

Enfin cette capture réalisée peut être traduite en terme de mortalité par pêche engendrée pour le stock. Cette mortalité implique elle-même un niveau donné de biomasse féconde survivante. L'effet des captures réelles sur le stock peut ainsi être comparé à l'effet recommandé, en calculant les deux ratios :

$\frac{F_{n+1}^*}{F_{n+1}^r}$, et $\frac{SSB_{n+1}^*}{SSB_{n+1}^r}$ Ces deux ratios mesurent *in fine* l'efficacité du travail scientifique, en terme de limitation de la pression de pêche et de préservation du potentiel reproducteur. Plus ils sont proches de 1, plus la pratique de la pêche est conforme aux avis des biologistes.

Résultats

Fiabilité des diagnostics

Les rapports entre mortalités par pêche estimées et mortalités "réelles" varient entre 0.6 et 1.8, traduisant ainsi des erreurs parfois importantes dans les estimations (Fig.2 et Tab.2). En moyenne sur la période, les estimations de mortalités sont surestimées pour trois des neuf stocks étudiés : la langoustine du Golfe de Gascogne ⁵, l'églefin de Ouest-Ecosse, et le merlan de Mer Celtique. Dans les trois cas, il s'agit de stocks considérés comme "modérément surexploités", mais avec des niveaux de biomasse supérieurs aux seuils de précaution.

Au contraire, dans la majeure partie des cas, les mortalités par pêche sont sous-estimées. C'est en particulier vrai pour les trois stocks considérés comme très fortement surexploités (*i.e.* biomasses inférieures au MBAL) : le merlu de l'Atlantique nord, le lieu noir et la morue de Ouest Ecosse. Autrement dit, les diagnostics tendent à sous estimer la gravité des situations les plus critiques. En outre, cette sous-estimation paraît particulièrement marquée en période d'accroissement de la mortalité par pêche. C'est par exemple le cas pour le lieu noir en 1989 et pour la morue de la mer Celtique en 1986.

En ce qui concerne les biomasses reproductrices et les recrutements, les ratios entre valeurs estimées et valeurs "vraies" fluctuent entre 0.4 et 2.4. Les valeurs moyennes sur la période confortent les résultats précédents et conduisent à opposer deux types de situations.

⁵ Mais le nombre d'années considérées pour cette espèce est faible.

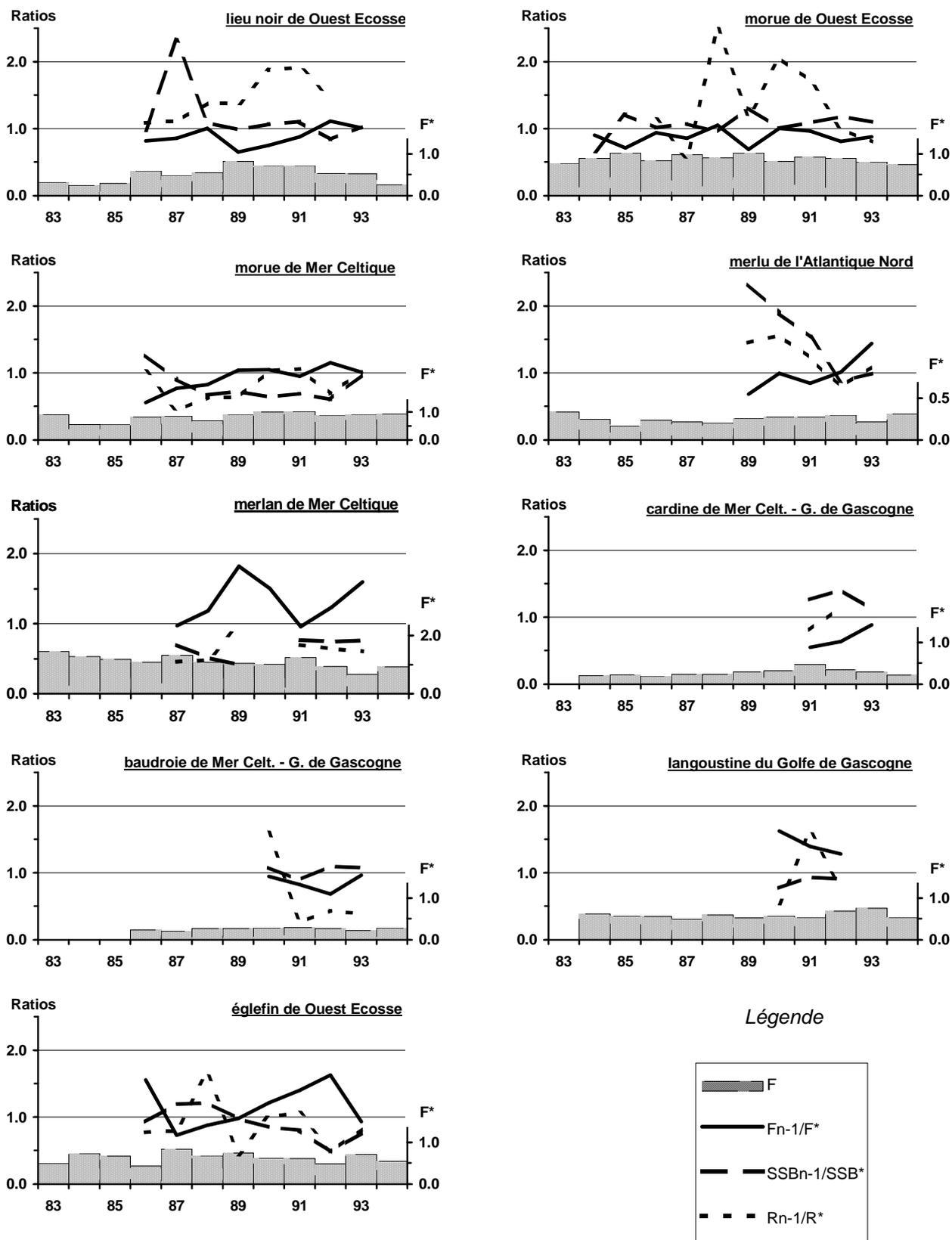


Figure -2- Analyse de la fiabilité des diagnostics : évolution 1983-94 des mortalités par pêche F et des ratios entre valeurs estimées et valeurs "vraies" pour la mortalité par pêche, la biomasse féconde et le recrutement (d'après les données disponibles dans Anonyme, 1996a et 1996b).

. Dans le cas des stocks les plus intensément exploités, tels que le lieu noir et la morue de Ouest-Ecosse, la mortalité par pêche est régulièrement sous-estimée, tandis que la biomasse féconde et le recrutement sont surestimés. D'une certaine manière, au fur et à mesure que le stock s'effondre, le diagnostic devient plus pessimiste, mais toujours en retard sur l'évolution réelle ; il reste donc exagérément optimiste.

Tableau -2- Ratios moyens (période 1983-93) entre valeurs estimées et valeurs "vraies", pour la mortalité par pêche, la biomasse féconde et le recrutement.

Stock	$\frac{F_{n-1}}{F_{n-1}^*}$	$\frac{SSB_{n-1}}{SSB_{n-1}^*}$	$\frac{R_{n-1}}{R_{n-1}^*}$
lieu noir W-Ecosse	0.88	1.18	1.45
morue W-Ecosse	0.88	1.06	1.37
morue mer Celtique	0.92	0.81	0.81
merlu Atlant. Nord	0.99	1.52	1.22
merlan mer Celtique	1.33	0.65	0.64
cardine m.Celt. G.Gasc.	0.69	1.26	0.98
baudroie m.Celt. G.Gasc.	0.85	1.04	0.67
langoustine Golfe Gasc.	1.43	0.87	0.97
églefin W-Ecosse	1.20	0.90	0.88

. A l'inverse, le stock de merlan de la mer Celtique est dans une situation relativement plus favorable, avec des captures sans cesse croissantes sur la période et des mortalités en diminution. La mortalité est ici régulièrement surestimée, tandis que biomasse reproductrice et recrutement sont sous-estimés. Le diagnostic devient donc de plus en plus optimiste, mais toujours en retard sur l'évolution réelle ; il reste donc exagérément pessimiste.

. De la capture recommandée

à la capture réalisée

Dans tous les cas étudiés ici, les captures agréées par le Conseil de l'Europe sont supérieures aux recommandations scientifiques (Tab.3). Dans le cas de la morue et du merlan de mer Celtique, les TAC agréés atteignent environ trois fois les recommandations (!). Un tel résultat est cependant trompeur, dans la mesure où la recommandation concerne ici la seule zone de mer celtique (zone CIEM VII_{fg}h), tandis que les TAC se rapportent à une zone beaucoup plus vaste (ensemble de la zone VII). Un tel écart traduit néanmoins un décalage entre évaluation et gestion qui sont mises en œuvre, pour ces stocks, à des échelles d'espace différentes.

A l'inverse, lorsque l'évaluation et la mesure de gestion concernent la même zone, les écarts entre recommandations scientifiques et TAC agréées restent le plus souvent faibles ; c'est particulièrement vrai pour la langoustine et la baudroie. Globalement, l'influence du travail des biologistes est donc loin d'être négligeable. Des écarts importants sont cependant observés de manière systématique lorsque la dégradation du stock conduit à recommander de fortes diminutions de captures. De manière caractéristique, c'est le cas des stocks de Ouest Ecosse : l'églefin dans les années 1987-90, le lieu noir et la morue dans les années 1993-95. Les captures agréées sont certes en diminution, mais dans des proportions moindres que ne le recommandent l'ACFM. Autrement dit, les décisions politiques suivent plutôt bien les recommandations des biologistes, mais avec un retard qui devient important dès que la recommandation implique des choix difficiles.

Les ratios captures réalisées / captures agréées sont quant à eux presque systématiquement inférieurs à 1, alors même qu'aucune fermeture de pêche (pour cause de quota atteint) n'est intervenue au cours de la période. Ceci signifie que, pour les différents stocks considérés, les quotas de pêche sont totalement non contraignants. La capture est ici limitée, non pas par les mesures réglementaires agréées, mais par la quantité de poissons accessible aux pêcheurs. Ceci est particulièrement vrai lorsque les TAC dépassent les recommandations scientifiques (morue et merlan de mer Celtique) ; en quelque sorte, la réalité du stock (*i.e.* la quantité de biomasse exploitable) vient ici corriger les excès de la décision politique. Mais ceci semble également vrai lorsque recommandations et TAC sont proches (par exemple : morue de l'Ouest Ecosse et baudroie). Dans ce cas, la régulation souhaitable des captures paraît dépendre plus de la faiblesse des biomasses exploitables, que de la sagesse des décisions politiques vis à vis des diagnostics scientifiques.

Tableau -3- Ratios moyens (période 1983-93) entre captures recommandées (Y^r), captures agréées (TAC), et captures réalisées (Y^*) (cf. texte).

Stock	$\frac{TAC_{n+1}}{Y_{n+1}^r}$	$\frac{Y_{n+1}^*}{TAC_{n+1}}$	$\frac{Y_{n+1}^*}{Y_{n+1}^r}$
	lieu noir W-Ecosse	1.37	0.95
morue W-Ecosse	1.17	0.78	0.90
morue mer Celtique	3.27	0.50	1.53
merlu Atlant. Nord	1.25	0.94	1.31
merlan mer Celtique	2.83	0.47	1.34
cardine m.Celt. G.Gasc.	1.03	0.98	0.80
baudroie m.Celt. G.Gasc.	1.10	0.67	1.10
langoustine Golfe Gasc.	1.04	0.77	-
langoustine mer Celtique	1.19	0.18	0.25
églefin W-Ecosse	1.50	0.65	0.95

In fine, la capture réalisée est généralement supérieure à celle recommandée. C'est le cas aussi bien pour le stock de merlan de mer Celtique, dont on a vu que la situation était relativement favorable, que pour des stocks très surexploités (notamment, le lieu noir et le merlu).

. De la capture réalisée à l'impact sur le stock

Les captures réalisées étant généralement supérieures à la recommandation scientifique, il est logique qu'elles se traduisent par un niveau de mortalité par pêche souvent supérieur à la mortalité initialement recommandée (Tab.4). Corrélativement, la biomasse reproductrice résultante est alors inférieure à celle attendue. Cette situation est notamment observée pour deux des stocks les plus surexploités : le lieu noir et la morue de Ouest Ecosse. A des diagnostics trop optimistes,

Tableau -4- Ratios moyens (période 1983-93) entre valeurs "réalisées" et valeurs recommandées, pour la mortalité par pêche et pour la biomasse féconde.

Stock	$\frac{F_{n+1}^*}{F_{n+1}^r}$	$\frac{SSB_{n+1}^*}{SSB_{n+1}^r}$
	lieu noir W-Ecosse	1.60
morue W-Ecosse	1.44	0.71
morue mer Celtique	1.37	1.21
merlu Atlant. Nord	1.03	1.19
merlan mer Celtique	0.83	2.39
cardine m.Celt. G.Gasc.	0.80	0.71
baudroie m.Celt. G.Gasc.	1.08	1.03
églefin W-Ecosse	1.07	1.28

se rajoute le fait que les objectifs initialement recommandés ne sont finalement pas atteints. Ceci risque naturellement de conduire à une nouvelle aggravation de l'état de ces stocks.

A contrario, le stock le moins surexploité, le merlan de mer Celtique, est caractérisé par des mortalités plus faibles et des biomasses reproductrices plus fortes que ce qui était recommandé. Les captures réalisées sont ici supérieures aux recommandations, mais elles engendrent, compte tenu d'un diagnostic initial trop pessimiste, des mortalités plus faibles que ce qui était attendu. C'est en définitive la recommandation qui apparaît comme ayant été trop limitative⁶. En quelque sorte, elle est corrigée (mais seulement de manière partielle) par le dépassement des recommandations.

Discussion - Conclusion

Les décalages entre évaluations scientifiques et état réel des stocks sont couramment analysés, tant par les groupes d'évaluation eux même (Anonyme 1996 et 1997), que dans les études consacrées à certains stocks (cf. notamment, Ould El Kettab 1993, pour les gadidés de mer Celtique). On montre ici, de manière sans doute plus globale, que les évaluations sont généralement en retard sur l'évolution réelle des stocks, notamment lorsque cette évolution est rapide. Elles conduisent ainsi à des diagnostics qui sont trop optimistes dans les situations les plus

⁶ Pour une part, le caractère très limitatif de la recommandation est d'ailleurs volontaire dans ce cas. Les limitations de captures de merlan en mer Celtique sont en effet proposées avec l'objectif de protéger le stock de morue, exploité conjointement et considéré plus fragile (Anonyme, 1996).

dégradées. De plus, les TAC adoptés, souvent supérieurs aux recommandations des biologistes, s'avèrent peu contraignants pour les pêcheurs et ne conduisent pas aux baisses de mortalité espérées. Dans les situations de surexploitation croissante, c'est ainsi l'ensemble des maillons de la chaîne qui conduit de l'évaluation à la capture qui semble mise en défaut.

Le lieu noir et la morue de l'Ouest Ecosse constituent de bons exemples de ce type de situation. Ni l'évaluation, ni la gestion mise en oeuvre ne permettent ici d'éviter une forte dégradation de l'état des stocks entre 1983 et 1992. En revanche, cette dégradation de la ressource disponible n'est certainement pas étrangère aux difficultés économiques que connaissent alors les flottilles industrielles de Bretagne sud. A partir de la fin des années 80, ces difficultés conduisent à un fort déclin de la pêche industrielle. La baisse corrélative de l'effort de pêche se traduit par une baisse de mortalité, sensible à partir de 1990 pour le lieu noir et de 1992 pour la morue. En retour, on assiste, au moins pour la première espèce, à un début de reconstitution du stock, avec une hausse des biomasses dans les années les plus récentes (Anonyme, 1997). Tout se passe donc ici comme si les régulations d'ordre économique avaient joué pleinement, l'emportant très largement sur les régulations d'ordre "biologique" et réglementaire. Conformément à la théorie, une telle régulation se traduit cependant par un coût économique et social élevé.

Parmi les décalages successifs intervenant au cours de la chaîne évaluation-recommandations-décisions-application-impact, ceux qui ont trait au pouvoir politique et aux pratiques de pêche ont des motivations qui sont bien connues et qui ne justifient guère une discussion approfondie. Naturellement, ces décalages ne sont pas sans conséquences sur l'état des stocks, et les décideurs professionnels ou politiques ont en la matière une part de responsabilité qui ne doit pas être minimisée.

En même temps, les dépassements de captures recommandées n'expliquent que partiellement les dépassements de mortalité correspondants. C'est en particulier le cas pour les deux stocks précédemment cités. Dans le cas du lieu noir, la mortalité par pêche réellement appliquée dépasse en moyenne de 60 % celle recommandée, alors que le dépassement n'est que de 24 % en terme de capture. Dans le cas de la morue de Ouest Ecosse, le dépassement de mortalité atteint 44 %, alors que les captures sont cette fois inférieures de 10 % aux recommandations. Ces différences sont évidemment liées aux imprécisions du diagnostic, et plus précisément à l'étape de l'analyse des cohortes. Dans les deux cas, celle-ci conduit à une sous-estimation des mortalités passées, et à une surestimation des biomasses disponibles. Dès lors, même une application parfaite des recommandations scientifiques ne conduirait pas à la baisse de mortalité recherchée.

A contrario, les biomasses de morue et de merlan de mer Celtique semblent en moyenne sous-estimées. Un fort dépassement des recommandations en matière de captures (+53 % et +34 %) conduit alors, en terme de mortalité, à un dépassement moindre pour la morue (+37 %) ou à des valeurs plus faibles que la recommandation pour le merlan (-17 %).

Dans tous ces cas de figures, la plus ou moins grande efficacité de la recommandation scientifique, en terme de limitation de la pression de pêche et de préservation de la biomasse du stock, semble ainsi dépendre tout autant de la fiabilité des évaluations de stocks, que de la traduction qu'en font les autorités administratives et politiques.

Cette fiabilité du diagnostic scientifique dépend elle-même de l'analyse des cohortes, dont on sait justement qu'elle ne permet pas de bien estimer l'état réel des stocks dans les années récentes (Laurec et Shepherd, 1983). C'est même là une difficulté bien connue des scientifiques chargés de l'évaluation. De ce point de vue, la présente analyse permet simplement de souligner que même les méthodes les plus performantes, telles que celles utilisées au CIEM, ne parviennent pas à résoudre cette difficulté.

Il est frappant de relever à ce sujet l'effort pourtant fait depuis quelques années, en matière d'amélioration des méthodes d'évaluation. La sophistication croissante des procédures et logiciels d'analyse des cohortes (procédures d'optimisation statistique de la calibration, introduction de contraintes, ...) était a priori supposée améliorer la fiabilité des estimations. Dans les cas analysés ici, cette amélioration reste, pour le moins, à démontrer.

A l'inverse, on peut se demander si la complexité croissante des procédures statistiques ne conduit pas dans certains cas à dessaisir le scientifique de la parfaite maîtrise méthodologique de

l'évaluation. Malgré une procédure rigoureuse, le risque existe notamment de voir la puissance informatique masquer le simplisme de certaines hypothèses sous-jacentes, et occulter la nécessaire analyse critique des méthodes et des résultats. A titre d'exemple, et sans naturellement en faire la cause unique ou principale des possibles erreurs d'évaluations, on peut ici évoquer trois questions d'ordre méthodologique :

. La méthode de calibration généralement utilisée⁷ repose sur une hypothèse de capturabilités par âge, constantes en fonction des années ; bien que cette hypothèse soit analysée en routine, on peut parfois s'interroger sur ses implications potentielles, notamment lorsque des changements rapides de biomasse entraînent des modifications de stratégies et donc de puissance de pêche des navires (Millischer et Gascuel, 1997 ; Biseau, 1996).

. Les mortalités par pêche estimées pour l'année passée (n-1) et les profils d'exploitation estimés en moyenne pour les trois années passées (n-3 à n-1), sont généralement utilisés dans la simulation de l'année en cours (n) et de l'année suivante (n+1) (laquelle conduit à la recommandation de captures). Cette procédure peut naturellement contribuer aux décalages observés, en cas de pression de pêche croissante.

. L'incidence du recrutement injecté dans les prédictions peut également être importante pour certains stocks. Ainsi, pour le merlan de mer celtique, près de 40% des captures, et plus de 50% de la biomasse féconde prédites pour l'année n+1 proviennent du recrutement injecté

Plus généralement, il faut noter que c'est évidemment la prédiction qui est la plus sujette à incertitude. Globalement, les diagnostics concernant le passé sont d'une grande fiabilité ; les écarts au réel ne sont sensibles que pour les années les plus récentes et ne remettent le plus souvent pas en cause l'évolution générale de l'état du stock. En revanche, ces écarts sont repris et en quelque sorte amplifiés dans la prédiction qui sert de base à la recommandation.

En définitive, la présente analyse ne conduit évidemment pas à condamner l'évaluation scientifique, bien au contraire. On pourra s'interroger par ailleurs sur la manière dont cette évaluation peut contribuer à la régulation du "système pêche". C'est un débat qui dépasse très largement la présente analyse. On insistera surtout ici pour conclure : sur la grande part de responsabilité du scientifique, sur l'importance que revêt la fiabilité des diagnostics, et sur la nécessité permanente de l'analyse critique, la sophistication des méthodes n'étant pas en soit une condition suffisante de la fiabilité.

Références

- Anonyme, 1996 - Rapport of the ICES Advisory Committee on Fishery Management 1995, **214**, Part 1 368 p. and part 2 355 p.
- Anonyme, 1997 - Rapport of the ICES Advisory Committee on Fishery Management 1996, **216**.
- Biais G., 1993 - La gestion de pêches par contingentement des captures dans le nord-ouest de l'Europe. *In: Les recherches française en évaluation quantitative et modélisation des ressources et des systèmes halieutiques.* Gascuel, Durand, Fonteneau (éds). Premier Forum Halieumétrique, ORSTOM édition, Paris, 309-320.
- Biseau A., 1996 - Definition of directed fishing effort, and its impact on CPUE trends: the case of the French demersal fishery of the West coast of Scotland. *ICES CM 1996/G:17*.
- Darby C.C. and S. Flatman, 1993 - Virtual population analysis: XSA user guide. MAFF Directorate of Fisheries research ed., Lowestoft, 47 p. mineo.
- Gueguen J., 1988 - Les quotas, qui décide quoi ? *Equinoxe*, **19**.
- Laurec A., 1993 - Etalonnage de l'analyse des cohortes en halieutique. *In: Biométrie et Environnement*, Lebreton et Asselain (eds), Masson, Paris, 332 p.
- Laurec A. et J.G. Shepherd, 1983 - On the analysis of catch and effort data. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, **41**, 81-84.
- Maguer C. 1996 - De l'évaluation des stocks à l'activité des flottilles : étude des flottilles hauturières de Bretagne Sud. Mémoire DAA Halieutique de l'ENSA-Rennes, 48 p. + annexes.
- Millischer L. et D. Gascuel, 1997 - Estimation des puissances de pêche des navires : étude des flottilles industrielles de Bretagne sud. (présente réunion).
- Ould El Kettab M., 1993 - La pêcherie de Gadidés de mer Celtique : description, analyse de l'exploitation et évaluation des stocks. Tentative de gestion par un modèle économique. Thèse Université de Bretagne Occidentale, Brest, 207 p.
- Pope J.G., et J.G. Shepherd 1985 - A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. *J. Conc. int. Explor Mer*, **42**, 129-151.

⁷ Méthode dite XSA pour "eXtented Survivor Analysis" (Darby et Flatman, 1993; Laurec, 1993)