

Un modèle global avec quantité de biomasse inaccessible dépendant de la surface de pêche. Application aux données de la pêche d'albacores (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique Est

Francis Laloë

Chercheur ORSTOM affecté au
Centre de Recherches océanographiques de Dakar Thiaroye (ISRA),
BP n° 2241 Dakar, Sénégal.
Adresse actuelle : ORSTOM, BP 5045,
34032 Montpellier Cedex, France.

Received November 22, 1988; accepted July 24, 1989.

A surplus production model with an inaccessible quantity of biomass dependent on fishing area. Application to data from the eastern Atlantic yellowfin (Thunnus albacares) fishery.

Laloë F. *Aquat. Living Resour.*, 1989, 2, 231-239.

Abstract

Maximum Sustainable Yield (MSY) estimations from production models may vary for a given stock. They greatly increased since 1970 for yellowfin tuna in the eastern Atlantic. The hypothesis presented here modifies a production model due to an increase in fishing area, leading to a decrease in an unexploited quantity of biomass. Results indicate that the increase in fishing mortality was due to the increase in fishing area rather than to the increase in fishing effort itself.

Keywords : Surplus model, variable exploitation pattern, *Thunnus albacares*.

Résumé

Pour un stock donné, les estimations de Prises Maximales à l'Équilibre (PME) obtenues avec des modèles globaux peuvent varier notablement. Dans le cas de la pêche d'albacore dans l'Atlantique Est, elles ont fortement augmenté depuis les années 1970. L'hypothèse présentée ici concerne un modèle global de dynamique de population se modifiant en fonction de l'accroissement de la surface de pêche. Cet accroissement se traduit par une diminution d'une quantité de biomasse jusqu'alors inexploitée. Selon les résultats obtenus à partir de la formulation adoptée, l'augmentation de mortalité subie par le stock serait due à l'augmentation de la surface exploitée plus qu'à celle de l'activité de pêche elle-même.

Mots-clés : Modèles globaux, schéma d'exploitation variable, *Thunnus albacares*.

INTRODUCTION

Dans un précédent article (Laloë, 1988), nous avons présenté un modèle global supposant qu'il existe une quantité donnée de biomasse inaccessible à la pêche, mais contribuant au renouvellement de la ressource. En exprimant cette quantité comme une

proportion α de la biomasse vierge et en reprenant les notations utilisées par Laurec et Le Guen (1981), l'équation de ce modèle peut être écrite de la façon suivante :

$$dB_i/dt = H(\alpha) \cdot B_i \cdot (B_i - B_v) - q(\alpha) \cdot f_i \cdot (B_i - \alpha \cdot B_v) \quad (1)$$

(B_v est la biomasse vierge et les valeurs du paramètre H et de la capturabilité q peuvent être des fonctions de la proportion α).

Cette équation peut être considérée (Laloë, 1988) comme un cas particulier du modèle, présenté par Fox (1974), comportant deux stocks avec des échanges possibles.

Lorsque α est nul, on retrouve l'équation du modèle de Graham-Schaefer (Graham, 1935; Schaefer, 1954 et 1957). Les relations à l'équilibre entre effort et capture obtenues pour des valeurs de α comprises entre 0 et 1 sont analogues à celles issues du modèle global généralisé de Pella et Tomlinson (1969) lorsque l'exposant « m » varie. Ceci rend peu intéressante l'introduction d'un modèle défini par l'équation (1) si on ne dispose que de données d'efforts et de captures.

Lorsque dans l'histoire d'une pêcherie certains phénomènes ont pu, pour diverses raisons, se traduire par une modification de quantité de biomasse inaccessible, l'utilisation d'un modèle satisfaisant à l'équation (1) peut être envisagée. Nous avons ainsi (Laloë, 1988) adopté cette approche pour décrire, en reprenant les interprétations faites par Binet (1982) et Fréon (1986), les résultats de la pêche du stock ivoiroghanéen de *Sardinella aurita* de 1966 à 1980. Dans cet exemple, le « moteur » des changements de quantité de biomasse inaccessible était purement environnemental et la description de cette quantité s'appuyait sur une fonction du débit de fleuves rendant compte de la salinité dans la zone côtière où l'activité de pêche est importante.

Nous utilisons ici cette approche pour décrire l'impact d'une modification du schéma d'exploitation provoquée par l'extention de la surface prospectée par les pêcheurs. Les données de la pêcherie d'albacores (*Thunnus albacares*) dans l'Atlantique Centre Est serviront d'exemple.

Les estimations des prises maximales équilibrées (PME) et de l'effort de pêche correspondant (f_{PME}) pour le stock d'albacores de l'Atlantique Est sont calculées chaque année à partir des données de prises et d'efforts disponibles. Chaque nouvelle année apporte un point supplémentaire et permet ainsi une réactualisation des estimations de PME et f_{PME} . Fonteneau (1988) a montré que l'estimation de la PME a pratiquement doublé au cours des 15 dernières années (résultat également observé pour la pêcherie d'albacores du Pacifique Est). Il attribue cette évolution à l'augmentation régulière de l'aire fréquentée par les navires (fig. 1), ce qui a conduit à une modification du schéma d'exploitation des albacores.

On peut considérer deux hypothèses pour décrire l'effet de cette extension de l'aire de pêche sur la dynamique de la population :

— il existe un certain nombre de « sous-stocks » plus ou moins isolés, l'accroissement de la surface prospectée permettant l'exploitation de nouveaux « sous-stocks »;

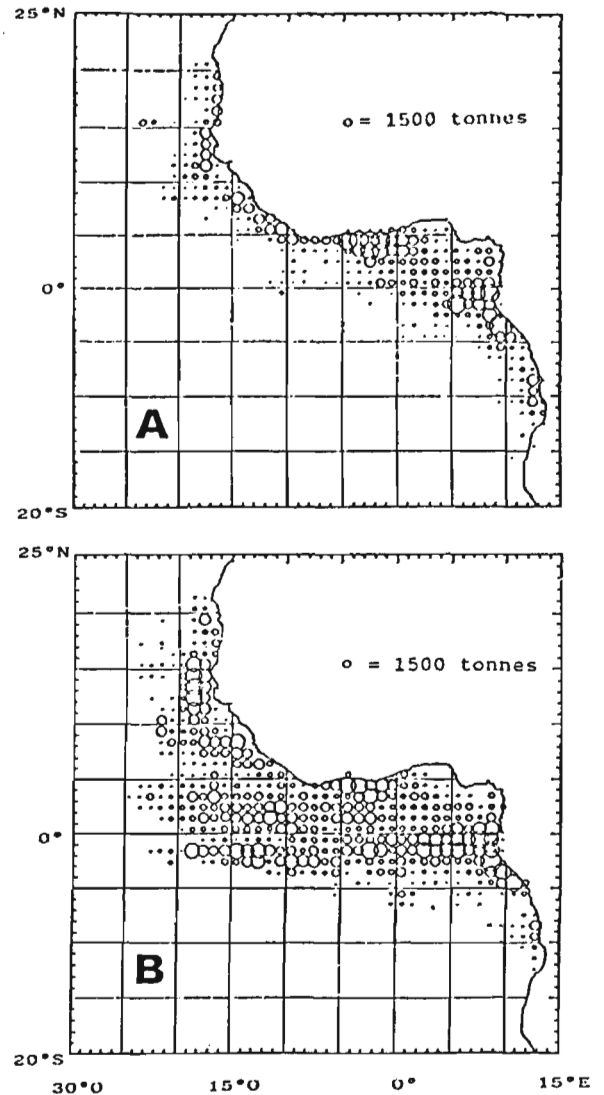


Figure 1. — (D'après Hunter *et al.* 1986). Évolution des superficies de pêche. A : Captures moyennes d'albacores réalisées par les engins de surface de 1969 à 1973; B : Captures moyennes d'albacores réalisées par les engins de surface de 1978 à 1983.

(From Hunter *et al.* 1986). Change in fishing areas. A: Average Yellowfin catches by surface fleets from 1969 to 1973; B: Average Yellowfin catches by surface fleets from 1978 to 1983.

— il n'y a qu'une population, distribuée sur une surface très vaste, avec un mélange plus ou moins complet.

Dans le premier cas, un isolement complet des « sous-stocks » pourrait être traité par un modèle « multispécifique » simple. Dans le second cas, un mélange complet, conduisant à une probabilité de capture semblable pour tous les poissons recrutés, pourrait être traité par un modèle « monospécifique » simple.

Dans les situations intermédiaires, on peut supposer qu'une modification de la surface de pêche se traduit

par une modification du nombre de poissons ayant une probabilité non nulle d'être capturés, sans que la définition de la biomasse « productrice » ne soit quant à elle modifiée. Une modélisation supposant l'existence d'une quantité de biomasse inexploitée, dépendant de la surface de pêche, peut donc être envisagée. Ainsi, une importante difficulté d'utilisation des modèles globaux peut être contournée. En effet, s'il est bien admis qu'une estimation de PME n'est pas une quantité indépendante du schéma d'exploitation, et qu'elle est donc susceptible de se modifier (Laurec et Le Guen, 1981), on suppose, lors d'un ajustement fait avec des données d'efforts et de prises ou de rendements, qu'elle est restée stable pendant la période relative aux données utilisées puisqu'elle est fonction des paramètres (constantes) du modèle. Fox (1974), pour la pêcherie analysée ici, signalait déjà le problème lié à la définition de la biomasse exploitée et préconisait la mise en œuvre de travaux pour mieux décrire les relations entre les paramètres du modèle et la composition en âge des captures.

Lorsque le schéma d'exploitation a subi une évolution régulière, il devient donc délicat de faire un ajustement; sauf si on peut intégrer cette évolution au sein même de l'expression du modèle considéré, objet du présent travail.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les données étudiées ici (tableau 1, colonnes 1 à 3, communiquées par A. Fonteneau, CRODT, Dakar), sont issues des statistiques de l'ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna). Il s'agit :

— d'une part des captures d'albacores obtenues et des efforts standardisés exercés de 1969 à 1985 par les pêcheries dans l'Atlantique Est;

— d'autre part des superficies (exprimées en nombres de carrés de 1° de côté) où des captures d'albacores ont été réalisées de 1969 à 1984 par les canneurs et senneurs relevant de ces mêmes pêcheries. Ces superficies nous ont permis de décrire l'évolution d'une quantité de biomasse inaccessible.

Le choix de la formulation du modèle, à partir de l'équation (1), et en particulier des relations éventuelles entre H et α et entre q et α , doit être discuté. Nous cherchons une formulation simple, c'est-à-dire avec un nombre de paramètres aussi limité que possible, permettant de traduire l'impact des sources de variations que nous prenons en compte. Ceci se fait bien sûr au détriment d'un réalisme biologique largement insaisissable à l'aide d'une approche globale.

— Le taux de renouvellement de la biomasse peut diminuer lorsque la biomasse inaccessible augmente. C'est-à-dire qu'à déficit de biomasse donné, la production est d'autant plus forte que ce déficit est uniformément réparti. Nous avons ainsi supposé que le

paramètre H est fonction de α :

$$H(\alpha) = H(\alpha=0) \cdot (1-\alpha),$$

la PME devient alors proportionnelle à $(1-\alpha)$ quand α est inférieur à 0,5 (Laloë, 1988), ce qui traduit l'idée d'une liaison entre PME et surface prospectée si la valeur de α est liée à cette dernière.

— Par ailleurs, lorsque la zone de pêche s'accroît, les parcours effectués par les bateaux s'accroissent également. La capturabilité est ainsi considérée inversement proportionnelle à la surface de pêche; on peut alors écrire :

$$q(\alpha) = q(\alpha=0)/(1-\alpha),$$

(en utilisant une relation, discutée plus loin, supposant $\alpha = (S - S_p)/S$, S et S_p étant les surfaces totales et effectivement fréquentées).

On obtient ainsi l'expression :

$$dB_t/dt = H \cdot (1-\alpha_t) \cdot B_t \cdot (B_t - B_v) - q/(1-\alpha_t) \cdot f_t \cdot (B_t - \alpha_t \cdot B_v) \quad (2)$$

où H et q correspondent aux valeurs $H(\alpha_t=0)$ et $q(\alpha_t=0)$.

Les formes des relations à l'équilibre entre prises et efforts pour quelques valeurs de α sont présentées sur la figure 2.

Les valeurs α_t sont obtenues par une fonction de la surface où ont été réalisées des captures au cours de périodes d'une année. Nous supposons les α_t constants par année et nous les noterons α_i , ($i=1969, \dots, 1985$). La nature de cette fonction doit également être discutée.

Les superficies ont augmenté assez régulièrement sur l'ensemble de la période étudiée. Si le stock occupe une aire de surface S , et si la densité de biomasse dans la partie non fréquentée par la pêcherie n'est pas affectée par celle-ci, une valeur α_t peut être estimée par la proportion de surface non « pêchée » :

$$\hat{\alpha}_t = (S - S_t)/S,$$

où S_t est la superficie couverte l'année i et S la « surface » totale occupée par le stock.

Dans cette relation, S ne doit pas être interprété comme une surface « plane » car une partie de la biomasse peut être inaccessible pour des raisons diverses, autres qu'une position géographique. C'est le cas des individus de taille inférieure à la taille à la première capture (« cryptic nursery »), ou des individus ayant un comportement les rendant, pour diverses raisons, inaccessibles.

On constate que la quantité $\alpha_t \cdot B_v$ peut croître d'une année à l'autre si $S_t > S_{t+1}$. En fait, si on appréhende S comme une superficie, celle-ci n'est certainement pas constante d'une année à l'autre, ni même à l'intérieur d'une année. On suppose que la pêcherie a amélioré d'années en années sa capacité à

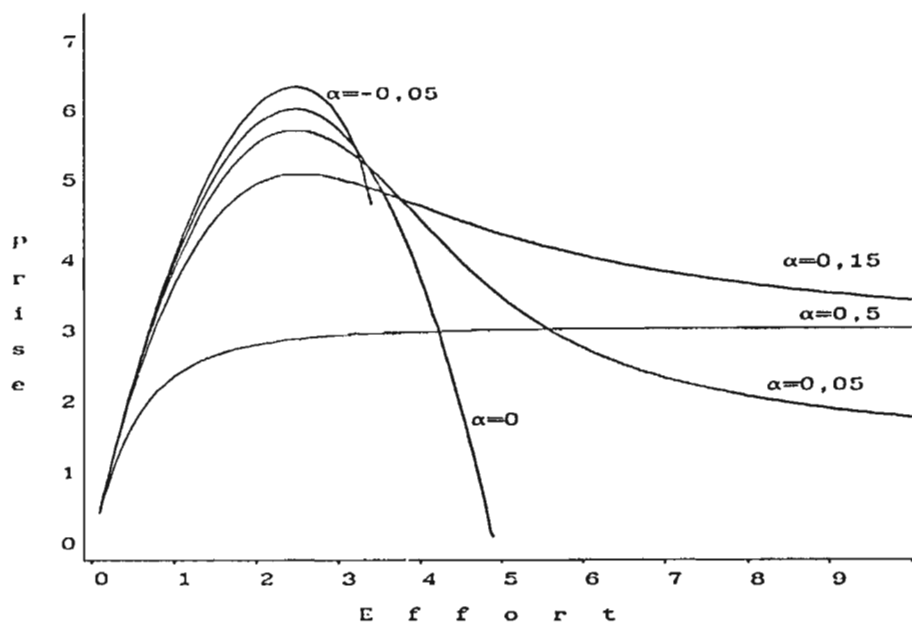


Figure 2. — Relations prises efforts à l'équilibre obtenues pour diverses valeurs de α avec le modèle :

$$dB_i/dt = H \cdot (1 - \alpha) \cdot B_i \cdot (B_i - Bv) - (q/(1 - \alpha)) \cdot f_i \cdot (B_i - \alpha \cdot Bv).$$

Equilibrium catch-effort relationships with various values of α in the model:

$$dB_i/dt = H \cdot (1 - \alpha) \cdot B_i \cdot (B_i - Bv) - (q/(1 - \alpha)) \cdot f_i \cdot (B_i - \alpha \cdot Bv).$$

couvrir la zone de répartition du stock et qu'une diminution de la superficie peut par exemple correspondre à une plus forte concentration du stock. Pour tenir compte de cette hypothèse les valeurs S_i sont estimées de la façon suivante :

$$\hat{S}_i = a \cdot i + b, \quad i = 1969, \dots, 1983$$

où i est le millésime et où a et b sont les coefficients de la régression des S_i sur i , obtenus par les moindres carrés. Cette régression linéaire explique 93% de la variance des surfaces S_i et ne dénature donc pas l'information initiale.

La diminution de l'effort en 1984 et 1985 est due au départ d'un certain nombre de bateaux vers l'océan Indien, elle correspond donc à un changement de physionomie de la pêcherie. Le nombre de carrés où des captures ont été réalisées a nettement diminué en 1984 (tableau 1), il faut en tenir compte dans l'estimation de S_{84} et S_{85} . En fait, la formulation adoptée ici ne peut pas bien rendre compte de ces diminutions de surfaces. Par exemple si la densité de biomasse dans la zone exploitée une année donnée est uniforme, une diminution de surface l'année suivante n'annulera pas la biomasse exploitée mais pourra conduire à une valeur négative de $B - \alpha \cdot Bv$, ce qui

Tableau 1. — Prises, CPUE, efforts, aires fréquentées (observée et re-estimée) de 1969 à 1985 (albacore Atlantique Est).

Catches, CPUE, effort, observed and re-estimated areas in which yellowfin catches were made in the central eastern Atlantic from 1969 to 1984.

Année	Prise (10^3 t)	CPUE (t)	Effort standard.	Aire (S_i) (carrés de 1°)	Aire estimée (\hat{S}_i)
1969	80,4	7,78	10334	188	167
1970	60,0	2,57	23346	167	180
1971	57,1	2,86	19965	179	193
1972	77,7	4,34	17903	210	206
1973	71,2	4,30	18418	215	219
1974	91,8	3,68	24946	234	231
1975	107,7	4,79	22484	233	244
1976	109,1	3,65	29890	264	257
1977	115,3	4,46	24852	268	270
1978	115,4	2,82	40922	310	283
1979	111,6	2,87	38885	298	296
1980	112,3	2,37	48826	299	309
1981	134,7	2,37	56835	304	322
1982	134,2	2,19	61219	314	335
1983	118,5	2,01	58955	376	348
1984	75,0	2,11	35400	263	348
1985	93,0	2,63	35400	-	348

ne correspond pas à la réalité. Dans d'autres contextes, une telle valeur négative, traduite par des captures nulles, peut être un élément essentiel permettant de rendre compte d'un effondrement de captures (Laloë, 1988). Nous avons supposé dans ces conditions que la diminution de surface peut être principalement due au moins grand nombre d'unités de pêche et que la pêcherie a maintenu, sans l'améliorer, sa couverture au cours des années 1984 et 1985. Nous avons donc admis que les valeurs S_{84} et S_{85} sont égales à \hat{S}_{83} . L'ensemble des valeurs \hat{S}_i ainsi obtenues est présenté dans le tableau 1 (4^e colonne).

Nous avons donc estimé les α_i par :

$$\hat{\alpha}_i = (S - \hat{S}_i) / S.$$

Ajustements

Les données du tableau 1 sont ajustées à l'aide du modèle régi par l'expression (2) en recherchant les valeurs des paramètres minimisant la somme :

$$\sum_i ((P_i - \hat{P}_i) / \hat{P}_i)^2.$$

Nous avons utilisé l'algorithme de Marquardt (1963) déjà adopté, avec le critère ci-dessus, pour l'estimation des paramètres des modèles globaux généralisés en période de transition (Rivard et Bledsoe, 1978; Laloë, 1988).

Le modèle ainsi défini comporte quatre paramètres : H, q, Bv et S, et il convient, pour réaliser un ajustement, d'estimer également la biomasse B_0 présente au début de la première année étudiée. Il y a donc en fait cinq paramètres.

Des contraintes sur les paramètres du modèle ont été imposées pour en réduire le nombre.

— Nous avons appliqué la formule $PME = 0,5 \cdot M \cdot Bv$ (Gulland, 1971) dérivée de l'hypothèse selon laquelle, dans un modèle de Schaefer, la mortalité par pêche F_{PME} , correspondant à la PME est égale à la mortalité naturelle M que nous supposons égale à 0,6 pour l'albacore (Murphy et Sakagawa, 1976; Fonteneau, 1981), nous avons donc imposé la première contrainte suivante :

$$Bv = PME / 0.3$$

La « formule de Gulland » ($PME = 0,5 \cdot M \cdot Bv$) est habituellement utilisée pour estimer un potentiel de pêche pour une pêche « débutante », donc dans un contexte très différent de celui présenté ici. L'intérêt de cette formule dans notre cas est d'imposer une valeur de biomasse vierge d'un ordre de grandeur acceptable, sans chercher à en faire une estimation. En effet, lorsqu'on cherche à estimer le paramètre Bv, on obtient très généralement des estimations de l'ordre de 100% pour le pourcentage de variation lié à l'estimateur de Bv. Fixer alors une contrainte permet

de diminuer le nombre de paramètres, sans diminuer la qualité de l'ajustement. Mais il faut insister sur le fait qu'on ne « valide » ainsi en aucun cas une quelconque estimation de la biomasse vierge ou de la mortalité naturelle.

— En supposant que S est au moins égal au maximum des S_i et en observant que les valeurs des S_i ont plus que doublé pendant la période d'étude, la valeur de α était supérieure à 0,5 en 1969 et au cours des années précédentes. L'effort déployé avant 1969 était inférieur à celui du début de notre période d'étude. Nous avons alors supposé que la biomasse B_0 , présente au début de l'année 1969, était liée à la biomasse vierge Bv par la relation suivante, définissant une seconde contrainte :

$$B_0 = 0,9 \cdot Bv.$$

(en fait nous avons également effectué l'ajustement en imposant $B_0 = 0,8 \cdot Bv$ et nous avons alors obtenu des estimations très faibles, incompatibles avec la réalité (Fonteneau, comm. pers.), des valeurs d'efforts correspondant aux PME pour les valeurs des α_i ; il y a dans l'exemple présenté ici une forte sensibilité à la valeur initiale de la biomasse).

Avec ces deux contraintes, le modèle ne comporte plus que trois paramètres : H, S et q, ce qui constitue un minimum puisqu'une relation linéaire simple entre effort et rendement en comporte deux et qu'un troisième paramètre est nécessaire pour décrire l'évolution au cours du temps de cette relation.

En utilisant les relations :

$$PME = -H \cdot Bv^2 / 4$$

et

$$f_{PME} = M / q$$

(cette relation provient directement de la formule de Gulland); on peut estimer directement les paramètres PME, S et f_{PME} ; où PME et f_{PME} sont ici les valeurs de ces paramètres correspondant à $\alpha = 0$.

RÉSULTATS

Les résultats issus de l'ajustement décrit dans le paragraphe précédent sont donnés au tableau 2 (ajustement n° 1). Le pourcentage de variance expliquée (obtenu en comparant la somme des carrés résiduelle à la somme des $((P_i - \hat{P}_i) / \hat{P}_i)^2$) est égal à 57%, ce qui indique un assez bon ajustement. Les estimations des écarts-types des estimateurs de PME et S sont nettement inférieures aux estimations obtenues pour ces paramètres.

En supposant que le « bon modèle » est celui obtenu par cet ajustement, on peut rechercher quelles surfaces \hat{S}_i auraient conduit aux captures observées. Ceci est possible puisque la valeur des S_i conditionne

Tableau 2. — Ajustements obtenus à l'aide de l'équation (2) en supposant que la fraction de biomasse vierge inaccessible s'est réduite dans le temps.

Adjustments obtained with equation (2), assuming a decreasing inaccessible quantity of biomass.

Ajustement	PME (10 ³ t)	f _{PME}	S	SCR	Variance expliquée (%)
N° 1					
Estimation	146	23 000	420	0,425	57
Écart-type	12	4 700	41		
N° 2					
Estimation	163	16 000	494	0,364	63
Écart-type	18	5 300	53		

Tableau 3. — Prises observées et ajustées (colonnes 2 et 3). Surfaces observées réestimées (colonnes 3 et 4) et théoriques (colonne 6) correspondant aux prises observées avec les valeurs des paramètres issues de l'ajustement n° 1; valeurs estimées de α (colonne 7).

Observed and fitted catches (columns 2 and 3). Observed, reestimated areas (columns 4 and 5) and theoretical areas, (column 6) corresponding to observed catches and values of parameter obtained with adjustment No. 1; estimations of α (column 7).

Année	Prise (10 ³ t)	Prise ajustée	S _i	\hat{S}_i	\tilde{S}_i	α
1969	80	80	188	167	168	0,60
1970	60	110	167	180	133	0,57
1971	57	71	179	193	156	0,54
1972	78	68	210	206	198	0,51
1973	71	76	215	219	204	0,48
1974	92	97	234	231	218	0,45
1975	108	87	233	244	260	0,42
1976	109	110	264	257	258	0,39
1977	115	96	268	270	294	0,36
1978	115	134	310	283	274	0,33
1979	112	114	298	296	291	0,29
1980	112	130	299	309	290	0,26
1981	135	129	304	322	311	0,23
1982	134	123	314	335	333	0,20
1983	118	114	376	348	348	0,17
1984	75	79	263	348	347	0,17
1985	93	99	—	348	343	0,17

la capturabilité :

$$CPUE_i = q_i \cdot (B_i - \alpha_i \cdot B_v),$$

donc

$$\alpha_i = B_i/B_v - CPUE_i/(q_i \cdot B_v)$$

et on obtient S_i par S_i = (1 - α_i) · S.

Nous avons effectué ce calcul en conservant les valeurs S_i (tableau 1) pour le calcul des $q_i = q(\alpha=0) \cdot (S/S_i)$. Les nouvelles estimations \tilde{S}_i des surfaces sont données dans le tableau 3. Les \tilde{S}_i sont assez proches des S_i, ce qui est normal puisque les paramètres du modèle ont été calculés avec l'information des S_i. On pourrait envisager de faire l'ajustement

en cherchant quelles valeurs des paramètres PME, f_{PME} et S conduisent à des valeurs \tilde{S}_i proches des \hat{S}_i (ou des S_i) en minimisant par exemple :

$$\sum_i (\tilde{S}_i - \hat{S}_i)^2 \quad \text{ou} \quad \sum_i (\tilde{S}_i - S_i)^2,$$

cette méthode permettrait de suivre l'évolution de la biomasse en considérant que les prélèvements dus à la pêche sont les prises observées et non les prises ajustées. Ceci permettrait également d'introduire directement l'information auxiliaire dans le critère d'ajustement, comme cela a été fait pour les ajustements de modèles de prises par âge par Deriso *et al.* (1985).

L'observation des carrés résiduels obtenus avec l'ajustement n° 1 indique que l'écart entre captures observées et estimées pour la deuxième année (1970) contribue pour environ la moitié à la somme totale de ces carrés (0,20 sur 0,43). Ceci correspond aux faibles rendements observés en 1970, phénomène renouvelé en 1971. Les surfaces de pêche de 1970 et 1971 étant inférieures à celles de 1969, on peut émettre l'hypothèse d'une stabilité des surfaces pour les 3 premières années, qui pourrait être due à une absence d'extension de la zone à la suite des excellents résultats de 1969. Cette hypothèse se rapproche des estimations \tilde{S}_i pour les années 1970 et 1971. Cependant, les faibles surfaces de 1970 et 1971 peuvent également refléter de faibles rendements dus au faible effectif de la classe 1968 (Fonteneau, comm. pers.). Dans ces conditions, nous avons refait l'ajustement en remplaçant les estimations des S_i par les valeurs observées pour les 3 premières années. Le pourcentage de variance expliquée devient alors de 63% (tableau 3, ajustement n° 2). Ce résultat n'est donné qu'à titre indicatif car en modifiant chaque valeur S_i nous pourrions obtenir un ajustement parfait, mais avec un modèle surparamétré. Dans la discussion, nous ne ferons donc appel qu'au premier ajustement.

Nous avons par ailleurs réalisé, à partir des données de prises et d'efforts, l'ajustement d'un modèle généralisé (Pella et Tomlinson, 1969) en utilisant la méthode décrite par Rivard et Bledsoe (1978). Nous avons imposé les contraintes B_v = PME/0,3 et B₀ = 0,8 · B_v (dans ce modèle il n'y a pas de biomasse inaccessible, ce qui justifie d'imposer une biomasse initiale plus réduite par rapport à la biomasse vierge). Cet ajustement (tableau 4) conduit à 37% de variance expliquée. La valeur estimée de l'exposant « m » (0,24) est proche de 0 et les estimations des écarts-types des estimateurs des paramètres sont considérables. Le phénomène de convergence « anormale » vers 0 de l'estimation de m, décrit par Rivard et Bledsoe (1978), s'est peut-être reproduit. En imposant m = 0,9 (c'est-à-dire un modèle proche de celui décrit par Garrod, 1969 et Fox, 1970), le pourcentage de variance expliquée est de 31% (tableau 4).

Tableau 4. — Ajustements obtenus à partir d'un modèle global généralisé (m libre ou fixé=0,9).

Adjustments obtained with a generalized stock production model (m free or with fixed value=0.9).

Paramètre	PME	f_{PME}	m	SCR	Variance expliquée (%)
Estimation	118	92 000	0,25	0,650	37
Écart-type	35	189 000	0,64		
Estimation	110	43 760	0,9	0,710	31
Écart-type	8	6 400	fixé		

En cherchant à traduire une hypothèse déjà formulée, ce qui nous a par exemple conduit à effectuer des modifications des surfaces de pêche, le modèle présenté ici n'apporte pas de connaissances nouvelles par rapport à celles déjà acquises pour le stock d'albacores de l'Atlantique Est. Notre intérêt se portera plus sur une discussion de caractéristiques connues de cette pêcherie pour commenter les résultats obtenus, que sur un exposé de conclusions originales. L'originalité de cette discussion sera d'être menée à partir d'une description issue d'un modèle global simple, et ainsi de pouvoir entrevoir son utilisation dans d'autres circonstances.

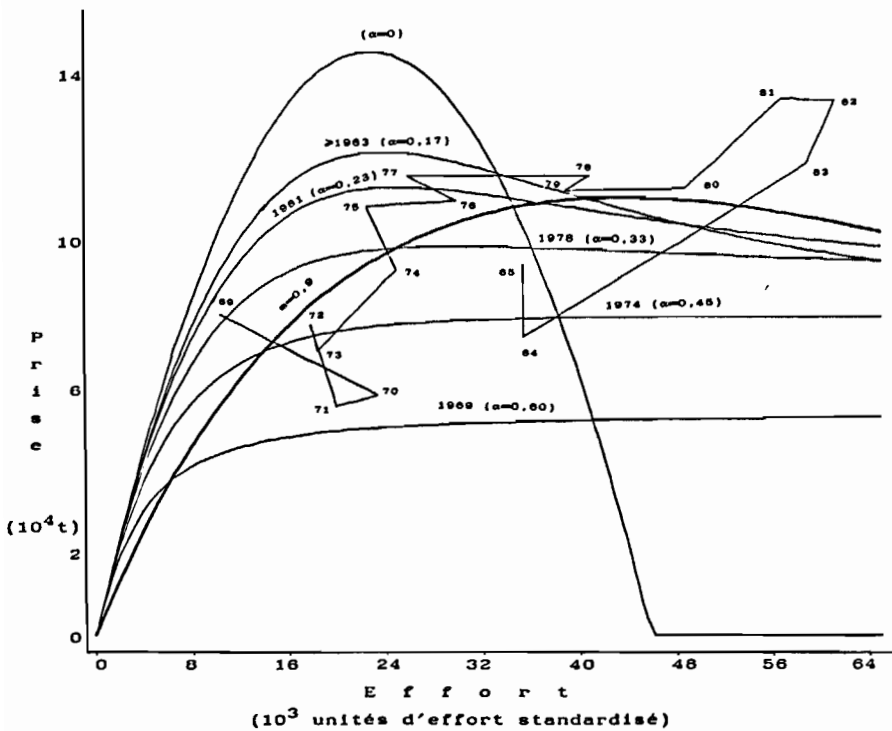


Figure 3. — Relations prises efforts à l'équilibre: pour certaines années avec l'ajustement n° 1; avec un modèle de Pella et Tomlinson ($m=0,9$), et prises et efforts réalisées entre 1969 et 1985.

Equilibrium catch-effort relationships: for some years with adjustment No. 1; with Pella-Tomlinson model ($m=0,9$), and catches and effort from 1969 to 1985.

DISCUSSION

En l'absence des conditions requises, nous ne ferons pas de tests statistiques pour décider des qualités respectives de ces divers modèles; nous commenterons simplement les résultats de l'ajustement n° 1 qui permettent une description de l'histoire de la pêcherie, conduisant à des interprétations de nature différente de celles obtenues avec des modèles globaux classiques.

Nous avons présenté (fig. 3) les relations (ajustement n° 1) entre prises et efforts à l'équilibre pour certaines années et sous l'hypothèse $\alpha=0$, ainsi que celle issue de l'ajustement d'un modèle global généralisé avec $m=0,9$; nous avons également porté sur cette figure les valeurs annuelles observées de prises et d'effort.

Selon les résultats de l'ajustement n° 1 (fig. 3), le stock aurait été en permanence « localement surexploité » et l'équilibre serait pratiquement atteint à l'issue de l'année 1985. Les valeurs d'efforts sont toujours situées dans la partie « plate » des relations à l'équilibre entre prise et effort et les captures s'expliquent par l'accès chaque année à une nouvelle partie du stock vierge jusqu'alors inaccessible.

On est donc conduit à considérer que l'effort aurait toujours été trop élevé si l'objectif est de parvenir à la valeur f_{PME} . Par contre, avec l'ajustement obtenu en utilisant le modèle global généralisé avec $m=0,9$, l'effort serait proche du niveau optimal. Deux interprétations très différentes peuvent donc être fournies pour retracer l'histoire de cette pêcherie, et on pourrait être resté en permanence au-dessus de la

valeur optimale « instantanée » de l'effort sans être à même de le déceler.

Les résultats issus des modèles analytiques, reposant sur l'analyse de captures par âge, indiquent que les mortalités par pêche pour certaines classes d'âges sont relativement faibles. Dans ces conditions les conclusions issues de l'ajustement n° 1 réalisé ici, indiquant des situations de surexploitation, paraissent très suspectes et doivent être examinées d'une façon plus approfondie. Cependant, « l'impossibilité d'augmenter les captures en augmentant l'effort » et « la possibilité d'accroître les captures en augmentant les mortalités par pêche » ne sont pas incompatibles.

D'après les résultats issus d'approches analytiques, connaissant les mortalités naturelle et par pêche aux différents âges ainsi que les courbes de croissance, le rendement par recrue peut être amélioré en augmentant la mortalité par pêche. En première analyse, ceci conduit à permettre une augmentation de l'effort. Cependant, si les grands individus présents dans les captures proviennent de la biomasse cachée, c'est-à-dire qu'ils n'auraient pas pu être capturés auparavant, même si l'effort avait été beaucoup plus important, on convient qu'une telle augmentation d'effort n'aurait pas accru la probabilité de capture de ces poissons et aurait pu se traduire par une simple diminution de CPUE. On peut donc considérer qu'il n'y a pas de surexploitation parce qu'un accroissement des mortalités par pêche pourrait entraîner une augmentation des captures, mais qu'en même temps une augmentation de l'effort, dans les conditions où il est appliqué, n'apporterait pas cet accroissement de mortalité. Le niveau d'effort n'est donc pas seul en cause; il faut aussi analyser les conditions de l'application de cet effort, c'est-à-dire sa traduction en termes de mortalité par pêche. Vus sous cet angle, nos ajustements ne sont pas incompatibles avec les conclusions issues des modèles analytiques. Ils sont également en accord avec le fait (Fonteneau, 1986) que la pêche est souvent pratiquée par des concentrations de bateaux exerçant leur effort sur des concentrations de poissons jusqu'à ce que leur biomasse soit suffisamment réduite pour rendre leur exploitation non rentable; dans ces conditions on peut imaginer que la flottille se partage plus ou moins vite une certaine quantité de biomasse accessible, la capture totale étant peu dépendante de l'effort.

CONCLUSION

En ce qui concerne la pêcherie d'albacores de l'Atlantique Est, admettre que l'effort optimal serait dépassé, avec l'existence d'une biomasse inaccessible de l'ordre de 20% de la biomasse vierge, doit être considéré avec précaution. Il est possible que l'hypothèse selon laquelle le modèle de Schaefer s'appliquerait lorsque toute la biomasse est accessible soit fautive

et que l'estimation du paramètre α en 1983 corresponde au modèle biologique valide dans le cas où toute biomasse exploitable est exploitée. La courbe correspondant au modèle de Schaefer (fig. 3) n'a donc pas grand sens, d'autant plus que le modèle de Schaefer admet implicitement que le recrutement tend rapidement vers zéro en cas de forte surexploitation, ce qui ne rend pas compte de la grande fécondité des thons tropicaux. L'hypothèse faite sur la diminution de la biomasse inaccessible conditionne l'ensemble des résultats et les arguments qui ont conduit à la formuler ne permettent pas de la garantir fermement; de plus, dans l'expression (2), la multiplication du paramètre H par le terme $(1-\alpha)$ et la division par ce même terme du paramètre q ne reposent pas sur des bases très solides. Néanmoins, le modèle utilisé correspond à un scénario qui n'est pas moins plausible que celui issu d'un ajustement fait à partir d'un modèle global généralisé classique, tout en conduisant à un ajustement plus satisfaisant.

La formulation proposée ici est très simple et rend compte d'un cas de *modification régulière* d'un schéma d'exploitation, ce qui constitue son principal intérêt. Cependant il convient de ne pas rechercher une interprétation systématique de l'ensemble des estimations obtenues. Ainsi la valeur prise par le paramètre α , qui est d'interprétation immédiate, peut traduire, pour les dernières années un écart à un modèle de Schaefer plus que l'existence biomasse inexploitée. En effet, une relation à l'équilibre peut parfois être obtenue à partir d'un modèle de Schaefer en modifiant, soit le terme décrivant la production de biomasse, soit celui décrivant la capture. La formulation d'un modèle, quelle qu'elle soit, doit être confrontée aux connaissances annexes dont on peut disposer.

L'utilisation d'informations autres que des efforts de pêche et des captures ou rendements n'est pas nouvelle. Fréon (1986) a utilisé des données d'environnement pour décrire des modifications de biomasse vierge ou de capturabilité. Dans le présent travail, nous avons décrit une modification de la forme même de la relation entre capture et effort. Ceci serait délicat à partir d'un modèle généralisé, puisqu'il faudrait décrire les variations de l'exposant « m ».

La formulation d'un modèle global nous paraît de plus en plus devoir être adaptée selon les caractéristiques de chaque cas d'application. Il est intéressant de tester à, partir de pêcheries « bien connues », la capacité des modèles à refléter divers événements. Ainsi, pour l'exploitation du stock ivoiro-ghanéen de sardinelles rondes, avons-nous utilisé une formulation presque identique, mais dans des conditions très différentes. La capacité d'un modèle à rendre compte de certaines sources de variations est un aspect extrêmement important. Les résultats présentés ici autorisent un certain optimisme quant à l'intérêt de l'approche globale, par exemple pour fournir des outils simples, utilisables dans le cadre de simulations mises en œuvre pour l'évaluation de l'effet des diverses sources de variations pouvant affecter l'activité et les résultats d'une pêcherie.

Remerciement

Je remercie le Dr A. Fonteneau pour les très fructueuses remarques faites à la lecture des manuscrits.

RÉFÉRENCES

- Binet D., 1982. Influence des variations climatiques sur la pêche des *Sardinella aurita* ivoiro-ghanéennes : relation sécheresse surpêche. *Océanol. Acta*, 5, 443-452.
- Deriso R. B., T. J. Quinn II, R. P. Neal, 1985. Catch age analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 815-823.
- Fonteneau A., 1981. Dynamique de la population d'albacores (*Thunnus albacares*, Bonnaterre, 1788) de l'océan Atlantique. Thèse dr. Etat, Univ. Paris-VI.
- 1986. Analyse de l'exploitation de quelques concentrations d'albacores par les senneurs durant la période 1980-1983 dans l'Atlantique Centre Est. *Rev. Doc. Scient. ICCAT*, 25, 81-98.
- 1988. Modélisation, gestion et aménagement des pêcheries thonières de l'Atlantique Centre Est. In: Fonteneau et Marcille éd., Ressources pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique Centre Est, 317-355.
- Fox W. W., 1970. An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish population. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99, 80-88.
- 1974. An overview of production modeling. ICCAT workshop on tuna population dynamics, Nantes, France, 1974. *Rec. Doc. Scient. CICTA*, III, 142-156.
- Fréon P., 1986. Réponses et adaptations des stocks de clupéidés d'Afrique de l'Ouest à la variabilité du milieu et de l'exploitation. Analyse et réflexion à partir de l'exemple du Sénégal. Thèse dr. État, Univ. Aix-Marseille-II.
- Garrod D. J., 1969. Empirical assessments of catch effort relationships in the North Atlantic cod stock. *Res. Bull. ICNAF*, 6, 26-34.
- Graham M., 1935. Modern theory of exploiting a fishery, and application to North Sea trawling. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, 10, 264-274.
- Gulland J., 1971. The fish resources of the oceans FAO/Fishing News (Books) Ltd, Surrey, 255 p.
- Hunter J. R., A. W. Argue, W. H. Bayliff, A. E. Dizon, A. Fonteneau, D. Goodman, G. R. Seckel, 1986. The dynamics of tuna movements: an evaluation of past and future research. *FAO Fish. Techn. Paper*, 277.
- Laloë F., 1988. Un modèle global avec quantité de biomasse inaccessible liée aux conditions environnementales. Application aux données de la pêche ivoiro-ghanéenne de *Sardinella aurita*. *Aquat. Living Resour.*, 1, 289-298.
- Laurec A., Le Guen J. C., 1981. Dynamique des populations marines exploitées. CNEXO, Rapp. scient. techn., 45, 117 p.
- Marquardt D. W., 1963. An algorithm for least squares estimation of non linear parameters. *SIAM J.*, 11, 431-441.
- Murphy T. C., G. T. Sakagawa, 1976. A review and evaluation of estimates of natural mortality rates of tunas. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*, 6, (1), 117-123.
- Pella J. J., P. K. Tomlinson, 1969. A generalized stock production model. *Bull. IATTC*, 13, 419-496.
- Rivard D., L. J. Bledsoe, 1978. Parameter estimation for the Pella-Tomlinson stock production model under non equilibrium conditions. *Fish. Bull. US*, 76, 523-534.
- Schaefer M. B., 1954. Some aspects of the dynamics of population important of the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Int. Am. Trop. Tuna Comm.*, 1, 26-56.
- Schaefer M. B., 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Bull. Int. Am. Trop. Tuna Comm.*, 2, 247-285.