

**4^{ème} Groupe de travail sur l'évaluation des stocks
et l'aménagement des pêches
en République Islamique de Mauritanie**

- NOUADHIBOU, 7 au 13 Décembre 1998 -

Commission évaluation des stocks

- rapport provisoire -

4 Evaluation des Stocks

4.1 Données et méthodes - Remarques générales ¹

4.1.1. Difficultés générales rencontrées par la commission Evaluation

Le travail d'évaluation des stocks mauritaniens s'est heurté à trois difficultés générales, qui conduisent à formuler plusieurs recommandations.

. Le temps de travail imparti à l'évaluation s'est avéré extrêmement court, ce qui n'a sans doute pas permis de réaliser toutes les analyses nécessaires.

. Les évaluations se sont heurtées à une incontestable dégradation de la base de données concernant les statistiques de pêche. Ces données se sont souvent révélées incomplètes, dans quelques cas clairement aberrantes, et trop souvent difficiles d'accès.

. Les pêcheries mauritaniennes ont connues au cours de la période récente des évolutions extrêmement fortes : effondrement des pêcheries soviétiques, développement de la pêche au poulpe et du parc piroguier, ... (cf. §3). Dans cette situation de fortes fluctuations des régimes d'exploitation, l'évaluation des stocks est intrinsèquement difficile et les diagnostics risquent souvent d'être incertains.

Face à ces difficultés, 5 recommandations sont formulées.

- . **A l'avenir, il faudrait réunir successivement la commission évaluation, en prévoyant une durée minimum de 5 jours et la commission aménagement (env. 3 jours).**
- . **L'amélioration de la base statistique de pêche doit devenir une des toute première priorité du CNROP.**
- . **Il convient de favoriser l'utilisation et la maîtrise de la base de données par un plus grand nombre de chercheurs du centre.**
- . **Certaines espèces de grand intérêt mériteraient des évaluations si possible annuelles, dans le cadre sous-régional ou international (Poulpes, Pélagiques,...)**
- . **Les groupes de travail organisés par le CNROP sont une excellente chose et devrait autant que possible se réunir plus régulièrement (tous les 3 ans semble un bon compromis)**

4.1.2 Démarche et méthodes générales

Pour chaque stock évalué, les données statistiques partielles, considérées comme raisonnablement fiables, ont pu être identifiées. La ailleurs, la base de données concernant les campagnes scientifiques (démersales et pélagiques) s'est révélée extrêmement précieuse et à été très largement utilisée. Une large partie des résultats présentés s'appuie sur ces données

Recommandation : Les campagnes scientifiques fournissent des données précieuses et doivent absolument pouvoir être continuées à l'avenir.

Une très large gamme de méthodes a été utilisée ; elles sont présentées pour chacune évaluations présentée. Quatre catégories d'analyses ont en particulier été conduites :

- . l'estimation de séries temporelles d'indice d'abondance par les méthode de modélisation GLM (données de campagnes et séries de CPUE par flottille) ;
- . les diagnostics d'évaluation par les modèles globaux, ajustés par les méthodes de pseudo-équilibre ou de non équilibre ;
- . les diagnostics d'évaluation par les méthodes structurales (VPA calibrée ou en taille,...) ;
- . l'analyse spatiale de la répartition des captures, effort de pêche et CPUE (analyse de clusters,...).

Chaque fois que cela est possible, les diagnostics quantitatifs sont estimés et présentés. Ils sont alors traduits en évaluation : des potentiels de production, et des excédents éventuels d'effort de pêche. Une remarque essentielle s'impose à ce stade. **Lorsque les niveaux actuelles de capture sont inférieures aux potentiels estimés, cela ne signifie pas que la pression de pêche peut être augmentée, bien au contraire.** Dès lors qu'il y a sur-exploitation, on ne peut espérer augmenter les captures à long terme qu'en les diminuant dans un premier temps pour permettre au stock de se reconstituer.

¹ Rapport de D. Gascuel

Lorsque les diagnostics quantitatifs s'avèrent impossibles à estimer, ou lorsqu'ils présentent de très grandes incertitudes, le groupe de travail a essayé de prendre en compte toutes les informations qualitatives disponibles et toutes les connaissances acquises pour formuler néanmoins des diagnostics indicatifs sommaires et des recommandations de gestion. Dans quelques cas, cela s'avère réellement impossible. Tous diagnostics ne pourraient probablement que se révéler faux à terme. Ceci risquerait de conduire à une décrédibilisation non seulement de la recherche, mais plus généralement de tout le système d'aménagement et de surveillance des pêches.

Recommandation : Lorsque les diagnostics sont impossibles ou trop incertains, une double approche de précaution doit être adoptée :

- . au niveau de la pêche, en évitant tout accroissement brutal de l'effort de pêche,
- . au niveau de la recherche, en se donnant les moyens d'acquérir rapidement un minimum de diagnostic.

4.2 Ressources pélagiques côtières

4.2.1 Résultats des évaluations acoustiques ²

Par le passé, des campagnes acoustiques ont été effectuées dans la région par les navires de recherche nationaux. Toutefois des difficultés réelles existent pour comparer les différentes estimations du fait de l'absence d'inter-calibrations entre les navires et du matériel utilisé.

Les estimations de biomasse les plus récentes et régulières au niveau de la sous région ont été réalisées par le N/O Dr. Fridtjof Nansen qui a eu à couvrir à plusieurs reprises une vaste zone de la région durant tous les mois de novembre à décembre des années 1995 à 1998. La campagne de 1992 a été réalisée en février/mars durant la saison froide. Les résultats de ce navire offrent l'avantage de faciliter la comparaison d'une année sur l'autre du fait que c'est le même équipement et la même méthodologie de traitement qui ont été mis en œuvre. Du reste, en matière d'évaluation directe, il s'agit des données les plus récentes.

4.2.1.1 Sardinelles

La figure 4.2.1 présente l'évolution annuelle des biomasses de sardinelles pour les différents pays (1992 et 1995 à 1998). Au niveau des limites d'extension nord et sud à savoir respectivement Maroc et Sénégal, on observe des fluctuations de biomasse avec des niveaux très faibles durant les dernières années. En revanche, la zone centrale d'occupation du stock en l'occurrence la zone mauritanienne présente une décroissance régulière de la biomasse d'une année à l'autre.

Au niveau hydrologique, les années 95 et 96 constituent une situation anormale (début 95 jusqu'à mai 96). Vers le mois de juillet 1995 une augmentation considérable de la température a en effet couvert l'ensemble de la zone, avec une anomalie thermique de 1.6°C. Les recherches menées par le N/O ATLANTNIRO montrent qu'en été 1995 la masse d'eau centrale sud Atlantique (SACW) dans la strate bathymétrique 50-150m a pénétré depuis la zone mauritanienne vers la zone du Sahara Occidentale (24°N). Une riche base nutritive (phytoplancton et zooplancton) s'est formée dans les eaux du plateau continental sur une grande surface (21°- 24°N).

L'expansion alors observée vers le nord, parallèlement à l'augmentation de la biomasse, est probablement due à la migration de grands individus. Ayant une distribution moins côtière que celle de *S.maderensis*, *S.aurita* a tendance à s'étendre vers les eaux plus tempérées au nord du Cap Blanc. Les considérations développées par Cury et Fontana (1988) sur les stratégies démographiques de *S.maderensis* et *S.aurita* suggèrent que cette dernière espèce est plus opportuniste et serait plus apte à profiter d'une intensification de la production primaire.

Si l'on observe l'ensemble de la biomasse au niveau de la sous région (figure 4.2.2), la stabilité de la biomasse autour de 3 millions de tonnes durant les années 1992-1995-1996 est suivie d'une réduction d'environ 40% pour atteindre 1 800 000 tonnes en 1997 et 1998. Au même moment, la moyenne annuelle des captures s'est accrue d'environ 30% en passant de 290 000 tonnes durant les années de forte abondance à plus de 400 000 tonnes pour l'année 1997. Au niveau de la ZEEM, la diminution est régulière de 1992 (1 950 000 tonnes) à 1998 (1 125 000 t).

² Biram Samb, Ebayaould Sidina et Elyould Beibou

1 page Figures tirée à part

L'annexe 4.2.1 présente les histogrammes des fréquences de taille des deux espèces de sardinelles dans la sous région de 1995 à 1997. Il apparaît pour la sardine ronde ciblée par les plus importantes pêcheries pélagiques que sont les sennes tournantes au Sénégal et la flottille hollandaise en Mauritanie, une légère diminution de la taille modale.

Par ailleurs, il est important de noter que les juvéniles sont peu représentés dans l'échantillonnage en raison précisément de l'absence d'évaluation de la zone côtière. En effet, pour des raisons techniques, la zone de prospection se limite sur les fonds de 20 m et empêche toute évaluation de la fraction des juvéniles dans la zone côtière.

La diminution de l'effort de pêche consécutive à la disparition de la flottille soviétique a conduit à une reconstitution de la pêcherie pélagique, en terme de flottille et en structure de débarquement. De 1994 à 1996, suite à l'entrée dans la ZEEM de la flottille hollandaise ciblant ces espèces, le niveau des captures de sardinelles augmente considérablement (de 30 à 180 000 t) et dépasse alors les niveaux du début des années 90. En 1996-97, les sardinelles représentent ainsi 40% des captures totales des pélagiques côtiers.

Les campagnes acoustiques montrent ainsi que les fluctuations de 1995 et 96 seraient liées aux conditions hydrologiques qui ont induit un flux de migration vers le nord du stock adulte. Par contre, la diminution en 97 et 98 serait liée à l'introduction d'un nouveau système d'exploitation dirigé sur les sardinelles (flottille hollandaise).

4.2.1.2 Chinchards

Les valeurs de biomasse montrent pour le chinchard, *T. trecae* une distribution essentiellement localisée au nord avec des fortes concentrations préférentielles dans la zone Cap Juby. L'évolution annuelle (figure 4.2.3) de la biomasse totale indique une légère augmentation de 1992 à 1996-1997 en passant de 550 000 à 650 000 tonnes. En revanche, les captures semblent se stabiliser au cours de ces trois dernières années entre 60 000 et 70 000 tonnes.

La biomasse du chinchard, *T. Trachurus*, espèce localisée essentiellement en Mauritanie et au Maroc, a connu un accroissement considérable (figure 4.2.4) avec 200 000 tonnes en 1992 et 540 000 tonnes en 1997. Les captures accusent une baisse drastique en passant de 123 000 tonnes en 1995 à 48 000 tonnes en 1997.

Dans la ZEEM, l'augmentation semble considérable avec des biomasses de 164 000 tonnes en 1997 et 259 000 tonnes en 1998. Toutefois, l'extension bathymétrique des campagnes (20 à 500m) à la zone du talus laisse supposer que la biomasse des chinchards était sous estimée dans les précédentes campagnes.

4.2.1.3 Carangidés et espèces associées

Pour les autres espèces de chinchards et espèces associées (maquereau, sabre, chinchards jaune etc.) la ventilation de la biomasse spécifique n'est pas effectuée. La biomasse de ce groupe reste très fluctuante et a connu un accroissement en passant de 1 045 000 tonnes en 1992 à 1 976 000 tonnes en 1996.

Dans la ZEE Mauritanienne, après une augmentation régulière jusqu'en 1997 (660 000 tonnes), la biomasse de ce groupe a très sensiblement diminué en 1998, pour atteindre 284 000 tonnes. Les captures du sabre et du maquereau représentent une moyenne annuelle sur la période 1991-97 de 31% du total des captures des petits pélagiques.

4.2.1.4 Conclusion et recommandations scientifiques

L'analyse des données acoustiques met en évidence **une tendance à la baisse de la biomasse des sardinelles et une augmentation de la biomasse des chinchards noirs.**

Recommandations en matière de recherche

- **Il est vivement souhaitable que les activités du N/O Dr. Fridtjof Nansen soient poursuivies notamment en vue de disposer d'une série de données annuelles suffisamment longue et pouvant aider à une meilleure compréhension de la variabilité des stocks pélagiques.**
- **Un effort devra être consenti au niveau de la sous région pour la mise en œuvre de méthodologies pouvant aider à évaluer la fraction de biomasse dans la zone côtière.**
- **En vue d'améliorer la pertinence des résultats d'évaluation, il est important de veiller à ce que la ventilation des captures soient effectuée pour toutes les espèces cibles et non pour les groupes d'espèces.**
- **La répartition en âge des biomasses de sardinelles et de chinchards doit être estimée**

4.2.2 Evaluation des stocks de chinchard par Analyse Séquentielle des Populations

Données et méthodes

Les pré-réquis de l'utilisation de ce type de méthode est l'existence de données sur la composition en âge et en poids des captures. Ces données couvrent les années 1979-1997 et une grande partie de ces données a été utilisée dans le Groupe de Travail de 1993. La composition en âge des captures de *Trachurus trachurus* est présentée en annexe pour *Trachurus trachurus* et pour *T. trecae*. Les paramètres suivants ont été utilisés pour les calculs VPA :

. groupes d'âge : 1-8 ;

. coefficient de mortalité naturelle : 0.6

. proportion des individus matures par groupe d'âge

Groupe d'âge :	1	2	3	4	5	6	7	8
Proportion de matures	0	0.5	1	1	1	1	1	1

. proportion de mortalité naturelle et par pêche avant la période de ponte est : 0 pour *T. trachurus* et 0.5 pour *T. trecae*

Deux sources d'information sont disponible pour le tuning de la VPA. La première source consiste en indices d'abondance obtenus par le N/O Fritjorf Nansen. Ces indices d'abondance sont les valeurs biomasses totales obtenues par les campagnes acoustiques couvrant 4 années : Février-Mars (1992) ; Novembre-Décembre (1995-1997). La deuxième source d'information provient des statistiques de pêche pour les bateaux de l'ex union soviétique (1979-1990). Les essais d'augmenter la taille de l'échantillon en incluant les données des statistiques de pêche au CNROP entre 1991 et 1997 ont été non concluant parce que la base de données ne permet pas la séparation des captures et de l'effort de pêche pour les espèces de chinchards sur une base individuelle.

La standardisation de l'effort de pêche a été conduite pour le modèle GLM. Le choix du standard pour *T. trachurus* a été défini comme suit :

région : Sahara

mois : Janvier

type de bateau : RTMS russe

Pour *T. trecae*, la région choisie est la Mauritanie.

Les résultats des paramètres et de leur erreur standard sont présentés en Annexe. Le diagnostic du modèle montre que tous les facteurs sont significatifs. Cependant il est important de noter une chute considérable de la pue pour *T. trachurus* en 1994. Ceci est le résultat d'un très petit échantillon dans cette année. L'absence d'indices d'abondance fiables décrivant la variabilité interannuelle de la taille du stock des chinchards et qui peuvent constituer une continuité de la série utilisée dicte de restreindre l'évaluation par VPA aux années 1979-1995.

L'analyse par VPA a été conduite par le méthode " Extended Survival Analysis " (XSA) (Shepperd, 1991) par l'intermédiaire du Logiciel " Lowestof Library Software " (Darbie et Flatman, 1994). Ce logiciel donne l'option de corriger les coefficients terminaux de mortalité par pêche avec l'objectif de réduire les probables instabilités dans les estimations d'abondance et de biomasse. Les paramètres du modèle sont :

capturabilité est dépendante de la taille du stock pour les âges inférieurs à 3 ;

capturabilité est indépendante de la taille du stock pour les âges supérieurs à 3 ;

valeurs estimées de la population se réduisent à la moyenne de la population pour les âges inférieurs à 3 ;

valeurs estimées du taux de survie se réduit à la moyenne de la mortalité par pêche F des 5 dernières années et des 5 âges les plus élevés ;

une fenêtre de pondération a été construite en considérant une polynomiale de 3^{ème} ordre sur une période de 20 ans.

Pour *T. trachurus*, ces mêmes paramètres ont été utilisés. Cependant en appliquant la méthodologie de correction pour les F terminaux, seulement 3 années et 3 âges ont été utilisés. Avant le choix du modèle, plusieurs essais ont été faits avec différents paramètres et diagnostics du modèle en examinant les valeurs estimées des erreurs standards des log de l'abondance et des log du coefficient de capturabilité par groupe d'âge.

Pour l'évaluation de *T. trachurus*, deux séries de calcul ont été faits. Un premier essai a utilisé toute la série temporelle de l'effort de pêche standardisé (1979-1995). Le second a été fait en excluant la valeur de la mortalité par pêche pour l'année 1994. La comparaison des résultats a été faite en utilisant les mêmes erreurs standards mentionnées précédemment. Le diagnostic de ces calculs montre que des erreurs significatives dans les données de base sur la composition en âge des captures existent comme le montre la matrice des résidus. Pour quelques années en effet, ces résidus sont significatifs et dépassent 2.0 en valeur absolue (exemple, 1978 et 1982). Il est important de noter la faible valeur du coefficient de corrélation de la régression entre le coefficient de capturabilité et l'abondance pour quelques groupes d'âge (3-6 pour *T. trachurus* et 1-3 pour *T. trecae*). Aussi, le diagnostic du modèle montre que pour augmenter la qualité de l'évaluation, il est nécessaire d'entreprendre des efforts considérables pour améliorer le système d'observations en termes d'information statistiques et

biostatistique. Les valeurs estimées des coefficients de mortalité par pêche, abondance et biomasse sont présentées en Annexe.

Résultats - Estimation de TAC

Les résultats indiquent que le stock de *T. trecae* a connu certaines fluctuations. La biomasse totale de cette espèce aurait atteint son maximum en 1986 (1.3 millions de tonnes). Le niveau de biomasse dans les dernières années est similaire à celui des années 1980-1982. Cependant, l'état de la biomasse des reproducteurs est de 50% plus élevé que celui de 1982. Aussi, la capture totale ne dépasse pas 10% de la biomasse totale et l'intensité de pêche est inférieure à celle des années 1989-1990. Ceci suggère que la mortalité par pêche pourrait être augmentée.

La biomasse totale de *T. trachurus* au cours des dernières années serait de 1.3 millions de tonnes. La biomasse maximale de cette espèce est observée dans le début des années 80. Elle atteint une valeur minimum de 1.1 million de tonnes en 1990. A partir de cette période, la biomasse totale a augmenté. La capture totale de *T. trachurus* au cours des dernières années est moins de 10% de la biomasse totale et le coefficient de la mortalité par pêche est en dessous de son niveau en 1990-1992.

Sur la base des valeurs estimées de l'abondance, des calculs de Tac ont été faits pour l'année 1996 avec les hypothèses suivantes :

- . abondance du premier groupe d'âge est égale à la valeur moyenne des 5 dernières années ;
- . poids moyen des individus est le même qu'en 1995 ;
- . tendances de pêche sont égales au Fbar des 3 dernières années.

Cependant pour *T. trachurus* un essai additionnel a été conduit avec l'hypothèse que la mortalité par pêche est égale à celle de 1995 (tableau t9).

Tous les calculs de base sont faits en supposant que la mortalité totale par pêche est au niveau de 1995 (F_{statuquo}), $F_{1,2}=1.2 * F_{\text{statuquo}}$ et $F_{0,8}=0.8 * F_{\text{statuquo}}$.

Les résultats sont présentés comme suit :

	TAC	B1997	TAC	B1997	TAC*	B1997*
Fstatuquo	71000	667000	90547	1418000	94500	1417000
F1.2	83000	673000	107000	1403000	11200	1402000
F0.8	58000	651000	73500	1434000	77200	1432000

*mortalité par pêche est égale à celle de 1995

Ces résultats semblent indiquer **qu'un accroissement de l'effort de pêche peut être envisagé sans conséquence forte sur l'état de la ressource**. En revanche, une analyse critique des estimations conduit à ne pas retenir les estimations de TAC présentés. En particulier, les estimations de biomasses obtenues ne sont pas cohérentes avec celles issues des campagnes acoustics.

Recommandation : En matière de gestion, une augmentation contrôlée de l'effort de pêche concernant le Chinchard semble acceptable.

En matière de recherche, il est recommandé les points suivants concernant l'évaluation de petits pélagiques :

- . Les campagnes d'évaluation acoustics doivent être poursuivies.
- . Les statistiques de capture doivent être améliorées : mise en place d'un programme d'échantillonnage pour l'étude des paramètres biologiques (âge, poids individuel, longueur, sexe et maturité) ; mise en place d'un programme d'échantillonnage pour l'étude des distributions de tailles ; les pays pêcheurs dans la ZEE mauritanienne doivent déclarer leurs captures par espèce ; les espèces doivent être données selon le nom taxonomique et non selon le nom générique
- . Inclure dans les campagnes acoustics des recensements de la composition par âge des espèces cible ;

4.3 Ressources spécifiques de la pêche artisanale ³

4.3.1 Langoustes vertes

Stock nord

³ O. Le Pape et M. Vall

Les forts débarquements des années 80 pourraient expliquer la chute des captures au début des années 90 pour la zone nord. Le groupe de travail de 1993 notait d'ailleurs une diminution des tailles de captures sur ce stock sur cette période. L'effort de pêche a baissé suite à cette diminution des captures. Si l'on considère les données de CPUE depuis 1991 comme un indice d'abondance, le stock serait en voie de se reconstituer. Cette valeur doit toutefois être considérée avec prudence car l'effort est exprimé en nombre de pirogues langoustières sur l'ensemble de la côte mauritanienne, les données spécifiques correspondant au stock nord n'ayant pu être centralisées. La recommandation de 1993 conseillait de limiter les captures à 50 tonnes sans toutefois que ce chiffre soit basé sur une estimation des potentiels de capture. En l'état actuel des données, il serait prudent d'attendre une augmentation des CPUE jusqu'à un niveau comparable à celui du début des années 90, synonyme de retour du stock à un niveau satisfaisant, avant de développer cette pêcherie. Une augmentation progressive de l'effort de pêche ne poserait alors pas de risque et permettrait de déterminer un potentiel de capture par modélisation sur cette série historique prolongée.

Stock sud

Ce stock, était avant 1985 l'objet d'une exploitation forte ayant conduit à son effondrement ; son potentiel était estimé à 175 tonnes. Il n'est pas possible de dire, en l'absence de données, si il s'est ou non reconstitué. Toutefois, des navires collecteurs ont déclarés des captures de 106 tonnes en 1992 et 46 tonnes en 1993 sans qu'il soit possible d'allouer ces captures à l'un de ces deux stocks. Par ailleurs, il existe des disparités importantes entre captures estimées et captures déclarées. Il serait donc nécessaire d'améliorer la fiabilité des données disponibles afin d'améliorer ce diagnostic, que ce soit pour le stock sud ou pour le stock nord. De telles analyses devraient par ailleurs s'effectuer sur des données d'effort ventilées par stock.

4.3.2 Requins et raies

Sur la zone du parc du banc d'Arguin⁴, qui fait l'objet d'études spécifiques, on estime les captures de raies et de requins à 3000 tonnes (essentiellement de la raie (66%)) en 1997. D'après cette communication personnelle, de telles captures sur une étendue aussi modeste ne peuvent s'expliquer que par le fait que ces espèces se concentreraient sur cette zone sans que l'on puisse considérer qu'il s'agit d'un stock résident. La diminution des tailles moyennes de captures semblerait montrer que ces stocks sont en phase d'exploitation croissante. Ces informations sont qualitatives et aucun avis d'évaluation ne saurait en être retiré pour l'instant.

D'après Beye et al (1997), les captures des Imraguens en 96 se répartissent de la façon suivante : Requins divers (y compris Tollo) : 3% de capture par les pêcheurs à pied et 97 % en pirogue ; Raies : pêcheurs à pied : 40 %, pirogues 60 %. Les captures de raies représentent 83 % du total. Les raies doivent donc représenter un tonnage important sans pour autant que des tonnages soient disponibles. Les deux sources de données disponibles montrent le caractère insuffisant des données de la base statistique de déclaration des captures pour ce type d'étude.

Un traitement par modélisation de type GLM sous SAS en fonction des variables année, saison, strate bathymétrique et strate de longitude, permet de dégager un signal annuel d'indice d'abondance pour les deux groupes d'espèces cibles, raie guitare et Tollo. Après une forte diminution de l'abondance de requin à la fin des années 1980 (d'un facteur 3), consécutivement au développement de la pêcherie, ces indices ne montrent pas de tendance sur les 10 dernières années. La commission de description des pêcheries note toutefois une diminution récente des CPUE sur ces espèces.

Recommandation : En l'absence d'évaluation fiable, il serait nécessaire de diminuer l'effort de pêche sur cette pêcherie qui cible des espèces reconnues comme fragiles du fait de leurs caractéristiques biologiques (vie longue, maturité sexuelle tardive, faible fécondité, problèmes de sélectivité).

4.3.3 Mulets jaune et noir

Jusqu'en 1993, les pêcheurs Imraguen étaient les seuls à exploiter le mullet, essentiellement le mullet jaune par pêche à pied ou en pirogue. Une pêcherie à la senne tournante et au filet s'est développée à partir de 1994 afin de produire de la poutargue. Cette nouvelle forme de pêche cible à la fois le mullet jaune et le mullet noir. Elle a stimulé les pêcheurs traditionnels qui ont parallèlement augmenté leurs captures de mullet jaune pour profiter de la demande croissante. Cette constatation est confirmée par l'augmentation importante du volume de poutargue déclaré à l'exportation.

Le calcul de Mohamed Vall réalisé en 1994 donne un volume de captures de 7000 tonnes pour l'ensemble de la pêcherie de mullet, à rapporter aux 115 tonnes recensées selon le système de collecte de statistique utilisé jusqu'alors. Les données collectées en routine depuis 1985 semblent donc trop peu fiables pour être exploitées et les nouvelles données sont encore très parcellaires. Il n'est malheureusement pas possible en l'état d'utiliser les

⁴ Communication personnelle de Mathieu Ducrocq qui travaille au banc D'Arguin

exportations de poutargue comme indicateur quantitatif des débarquements de mulets afin de combler les lacunes des données du fait du nombre de facteurs en jeu (composition spécifique de la poutargue, rapport poids sec sur poids vif des gonades, rapport gonado-somatique des femelles, sex ratio, poids moyens respectifs des mâles et femelles ...) et de la faible longueur de la série statistique (6 ans).

Par ailleurs, la quantification de l'effort de pêche s'avère impossible. Seuls le nombre de pêcheurs à pied Imraguen et le nombre de pirogues pratiquant ce métier traditionnellement sont connus, et leur efficacité de pêche a augmenté en réponse à un nouveau marché sans qu'il soit possible de quantifier cette augmentation. En ce qui concerne les senneurs, l'absence de renseignements permettant de discerner les espèces cibles empêche de déterminer l'effort de pêche sans amalgamer les pêcheurs de petits pélagiques et les pêcheurs de mulet.

Tous les indicateurs disponibles semblent cependant indiquer un accroissement extrêmement de l'effort de pêche au cours de la période récente. Il est naturellement nécessaire d'être vigilant devant le risque que représente un tel développement de cette pêcherie.

Recommandations

.En matière de gestion, il convient de limiter strictement le développement de la pêcherie de Mulet jaune, en attendant de pouvoir déterminer un potentiel de capture.

. En matière de recherche, et dans l'attente des données permettant d'utiliser des modèles d'évaluation (effort, indice d'abondance, captures et éventuellement structures en âge) il serait indispensable de disposer, pour une flottille témoin, de captures par unité d'effort. En l'absence d'indices d'abondance calculés par campagnes océanographiques, ce qui ne semble pas réaliste pour le mulet, de telles données donneraient une première idée de l'évolution des stocks.

4.3.3 Courbine

L'estimation des captures par échantillonnage démontre le caractère très insuffisant des déclarations pour estimer les débarquements.

La modélisation GLM des données de campagne (cf 4.4), permet d'estimer un indice annuel d'abondance. La comparaison entre cet indice et les CPUE obtenues à partir des deux sources de données disponibles montre de grandes divergences. En outre, l'indice d'abondance ne montre pas de tendance d'évolution du stock. Aucun avis de gestion ne peut donc être formulé. Il serait néanmoins intéressant d'acquérir des données sur la zone sud où la commission de description des pêcheries note une augmentation de l'activité du fait de la demande croissante.

4.3.5 Conclusion concernant les espèces spécifiques de la pêche artisanale

Le manque de recul par rapport à des pêcheries artisanales dont le développement est récent, associé à l'absence de statistiques de débarquements rend impossible tout diagnostic fiable sur le suivi de ces pêcheries. Seules les données d'indice d'abondance obtenues à partir de campagnes océanographiques peuvent être exploitées. En outre, un groupe de travail durant plus longtemps aurait peut être pu s'intéresser à l'évolution des structures démographiques de la population.. En l'absence d'amélioration des statistiques de capture, ce constat d'échec ne peut que perdurer. Il affecte de plus toutes les pêcheries pour lesquelles les captures de la pêche artisanale ne peuvent être négligées.

4.5 Céphalopodes (poulpe, seiches, calamars)⁵

4.5.1 Poulpe

4.5.1.1 Standardisation et estimation des indices d'abondance

Données

Les données utilisées proviennent de deux sources :

1. Les données de campagne sont collectées de manière régulière par les scientifiques du CNROP de 1982 à 1998. Le nombre total de campagnes utilisées durant cette période est de 60. Les campagnes ont été effectuées par le N/O N'Diogo entre 1982 et 1996 et par le N/O Al-Awam en 1997 et 1998. L'engin de pêche utilisé est le chalut de fond. Les stations de chalutage, toujours effectuées de jour, sont choisies selon un plan d'échantillonnage préétabli. Cependant, durant certaines années les stations sont fixes, alors que durant d'autres années elles sont aléatoires. Les paramètres de base comprennent les captures totales en nombre et en poids, recalculées et standardisées par rapport à un trait standard (30 min, 3.5 nœuds).

2. Données des statistiques de pêche : La standardisation de l'effort de pêche de la ZEE de la Mauritanie a été effectuée pour la période 1966-1987 en utilisant quatre séries de données de capture et d'effort (Annexe 4.5.1), concernant respectivement :

. L'ensemble de la pêcherie. Ces données sont reprises des publications du COPACE pour la période 1966 à 1980 (COPACE, 1979, 1982, 1986; Lamboeuf, 1997), du rapport de Gilly et Maucorps (1987) de 1982 à 1987, puis de la base de données du CNROP pour les années 1986 et 1987. Suivant la méthodologie appliquée lors du groupe de travail CNROP/FAO/ORSTOM (Josse et García, 1986), un coefficient constant a été appliqué aux bateaux mauritaniens durant la période 1980 à 1987 pour calibrer les efforts avec ceux, plus anciens, de la flotte japonaise. Ce coefficient qui est le rapport PUE Japon/PUE Mauritanie est égal à 2.11.

. Les congélateurs mauritaniens pour la période 1984-1997, combinés avec ceux de la flottille céphalopodière de l'UE pêchant dans la ZEE de la Mauritanie de 1995 à 1997 (Sources bases de données du CNROP et de l'IEO, respectivement).

. Les bateaux glaciers de la Mauritanie pour la période 1984-1997 (Source CNROP).

. La flottille artisanal mauritanienne pour la période 1984-1997 (Source CNROP). La capture de l'année 1997 semble être sous-estimée d'environ 1000 tonnes qui ont été débarquées au niveau de Nouackchott.

Méthodes de Calcul

La standardisation des indices d'abondance peut être atteinte en utilisant les approches GLM et GAM⁶. Une analyse préliminaire est menée sur la dépendance entre la variance (V) et la moyenne (I) de l'indice d'abondance. Pour ce faire, ces deux paramètres sont calculés pour chaque strate au niveau de chaque campagne. L'équation de la régression obtenue est de la forme $\text{Log}(V) = a + b \times \text{Log}(I)$ avec un coefficient de corrélation de 0.87. Ce résultat confirme l'existence d'une dépendance Log linéaire significative. Aussi, il a été convenu que la structure du modèle GLM doit comprendre les effets ANNEE, MOIS et STRATE.

Il est important d'évoquer un problème additionnel en appliquant le modèle GLM aux données des campagnes scientifiques. Les analyses préliminaires des captures montrent que les valeurs de zéro sont en nombre considérable⁷. En conséquence, il a été convenu d'utiliser les valeurs des indices d'abondance moyennes à

⁵ P. Gusiukov, C. Inejih et D. Gascuel

⁶ Ces deux classes de modèle permettent l'utilisation de variables qualitatives et quantitatives mais la deuxième classe permet d'incorporer des termes additionnels qui tiennent compte des variations dans les données (exemple : lisseurs). La première étape est de déterminer la structure du modèle, la distribution de probabilité et la fonction de liaison. En Halieutique, le modèle le plus souvent utilisé est celui de Robson - Gavaris (1966) qui est un cas particulier de GLM avec une distribution de type POISSON et une fonction de liaison logarithmique. Dans ce cas, on suppose que la variance de la variable dépendante est une fonction unique de la moyenne. La généralisation de ce modèle peut se faire dans plusieurs directions. Par exemple, l'application de la famille des distributions de type GAMMA et une fonction de lien logarithmique permet de prendre en considération une relation non linéaire entre la variance et la moyenne. L'utilisation de ce type de modèle est de plus en plus commune dans le domaine halieutique. Des options additionnelles permettent à ce modèle d'incorporer des fonctions supplémentaires qui prennent en compte la profondeur, la latitude et des facteurs environnementaux.

⁷ Ainsi, la proportion des captures ayant des valeurs nulles peut atteindre 30% voire plus. La présence d'un nombre significatif de zéros dans les captures complique l'utilisation du GLM car la fonction de liaison est de forme logarithmique. Dans certains cas (quand la proportion de ces zéros est petite), le problème peut être résolu tout simplement en remplaçant les nulles par des valeurs très petites telles que 0.3 ou 0.5 (Sparhott, ICCAT). Dans notre cas, cependant, cette approche ne peut

l'intérieur de 9 strates (3 bathymétries X 3 latitudes). Après calcul des ces indices moyens, la taille de l'échantillon est réduite à 340. L'analyse de ce nouveau échantillon révèle cependant qu'il existe toujours des cas où la valeur moyenne de l'indice d'abondance est nulle et des cas où la valeur moyenne est calculée sur la base d'une seule observation. Ainsi, il a été convenu d'éliminer ces éléments et d'assumer qu'au niveau de ces strates, il n'y a pas d'observations. La taille de l'échantillon final est de 320.

Le modèle GLM est formulée de la manière suivante : $\text{Log(PUE)} = \text{Année} + \text{Mois} + \text{Strate} + E_i$

où : PUE est capture moyenne en poids ou nombre pour une strate ;

Année, Mois et Strate sont les effets à tester;

E_i est une erreur distribuée de façon aléatoire et indépendante.

Ce modèle suggère l'utilisation d'une famille de distribution type GAMMA ayant une fonction de liaison logarithmique. Les calculs sont faits en utilisant Splus et SAS. Les résultats sont présentés en annexe 4.5.2 à 4⁸.

L'analyse montre que tous les facteurs du modèle sont significatifs. Le facteur ANNEE a moins d'impact (contribution) que celui de la strate dans la variance totale.

Un modèle est obtenu pour chaque série statistique utilisée (PUE et campagne). Il est possible de combiner les différents indices en appliquant à nouveau le modèle GLM. Le modèle retenu à cet égard est le suivant :

$\text{Log(PUE}_y) = \text{Année} + \text{Indice} + E_y$

Où : Année : effort de l'année

Indice : Type d'indice utilisé

E_y : Erreur

On suppose que les erreurs ont une distribution de type GAMMA avec une fonction de lien logarithmique. L'analyse de la variance montre que les deux facteurs inclus dans le modèle (année et indice) sont significatifs.

Résultats de GLM - Indice combiné

Concernant les données de campagnes scientifiques, les indices montrent une grande variabilité inter annuelle. Les plus petites valeurs sont observées en 1988 et 1996. L'abondance en 1996 est la plus basse sur toute la période d'étude. Les valeurs plus élevées sont observées en 1992, 1997, et 1998.

Une attention particulière a été portée aux valeurs estimées en 1997 et 1998. On observe en effet une augmentation significative de l'indice d'abondance en 1997, puis en 1998. Ceci donne une vision optimiste quant à la situation actuelle du stock. Néanmoins, cette augmentation pourrait être liée au changement de bateau de recherche (A cet égard, il importe de noter que le nouveau bateau de recherche, le N/O Al - Awam, a des caractéristiques semblables à celles de l'ancien navire de recherche, le N/O, N'Diago et que les durée, la vitesse de chalutage ainsi que le type de chalut utilisé n'ont pas changé).

Les données des statistiques de pêche montrent quant à elles que les abondance sont en chute, particulièrement pour les dernières années. Ceci est un signe que le stock est probablement en situation difficile. Il est important de noter la concordance entre cette série de pue et celle des indices d'abondance à partir de 1992. Plus généralement, l'examen des intervalles de confiance autour des paramètres estimés permet de dire que les tendances observées sont significatives et décrivent les tendances de l'abondance du poulpe.

être utilisée puisqu'on risque de distordre les résultats de la standardisation en augmentant les valeurs estimées aux extrémités de la série temporelle (PAVEL sous presse).

⁸ Annexe 4.5.2 : calculs des paramètres et de leur erreur standard, analyse de la variance, valeurs standardisées des indices d'abondance campagne 1982-98 ; Annexe 4.5.3 : indices de pue standardisée à partir des données de statistiques de pêche ; Annexe 4.6.4 : résultats concernant l'indice combiné.

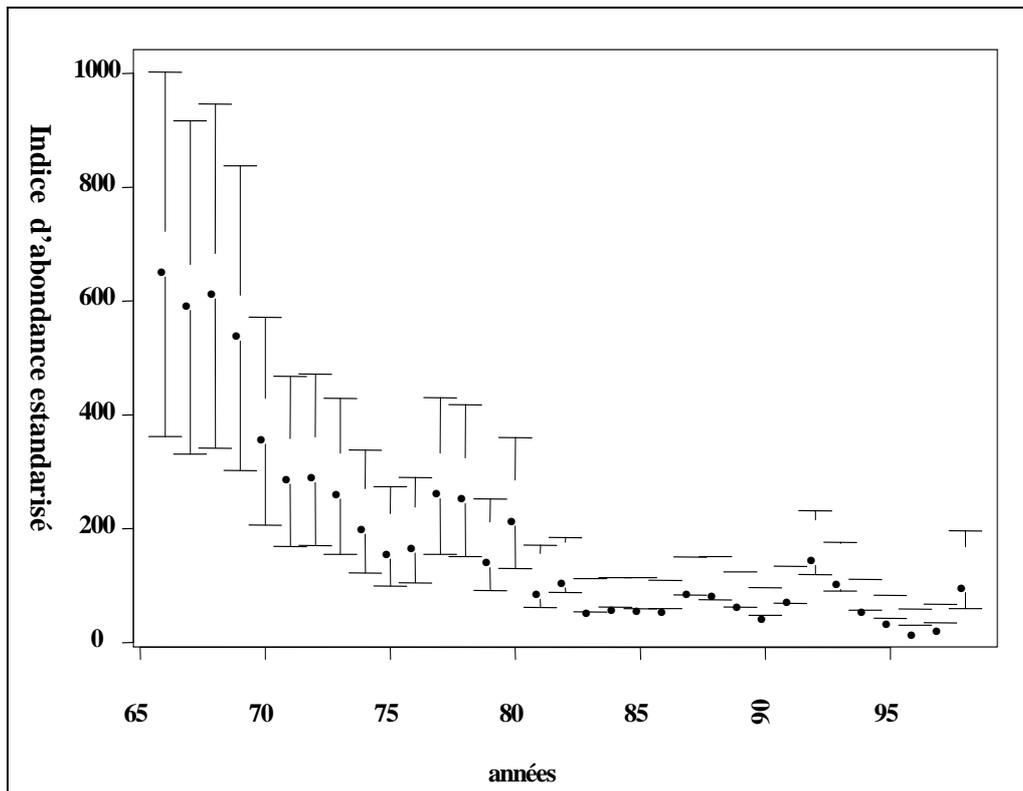


Figure 4.5.1 - Evolution 1966-98 de l'indice d'abondance combiné, décrivant l'évolution des biomasses du stock de poulpes au cours de la période (et intervalles de confiance)

De 1966 à 1980 la biomasse du stock diminue de manière très importante. Les indices présentent de fortes variances d'estimation, mais on peut considérer que cette diminution atteint un facteur de l'ordre de 5. Depuis le milieu des années 1980 les biomasses restent à un niveau faible, avec un maximum relatif en 1992. L'augmentation observée en 1998 pourrait n'être liée qu'à un artefact de la méthode.

4.5.1.2 Diagnostic biologique par les modèles de production

Méthodes

L'indice combiné précédemment établi est utilisé. Cette approche permet de réduire le niveau des erreurs d'observation, inhérentes aux données de capture et d'effort, dès l'étape de la préparation des données.

Dans un premier temps, le modèle dynamique de production (MDP) est utilisé⁹. Tous les calculs ont été faits en utilisant le logiciel *Catch_Effort_Data_Analysis* (CEDA) version 1.0 développée par S.Holden et

⁹ Ce modèle décrit la variabilité de la biomasse des populations selon l'équation suivante :

$$B_{y+1} = B_y + g(B_y) - C_y \quad (1)$$

où B_y = Biomasse de la population dans l'année y
 $g(B)$ = Fonction de production
 C_y = Captures totales dans l'année y

La fonction de production peut être écrite sous différentes formes. Les modèles de Schaefer et de Fox sont très souvent utilisés. Soit, respectivement :

$$g(B) = r * B * \left(1 - \frac{B}{K}\right) \quad \text{et} \quad g(B) = r * B * \left(1 - \frac{\ln(B)}{\ln(K)}\right) \quad (2 \text{ et } 3)$$

Où : r = paramètre de croissance intrinsèque
 K = Niveau de biomasse moyenne avant l'exploitation de la pêcherie (ou capacité biotique).

L'utilisation des MDP suppose que la biomasse (B_y) est liée à l'abondance observée (I_y) selon l'équation :

M.V.Bravington (1992). Ce logiciel offre une variété d'options et inclut des modèles de production dynamique tels que Schaefer, Fox et Pella-Thompson ainsi qu'une variété de modèles pour la structure d'erreur.

Résultats du modèle dynamique

Les résultats des paramètres estimés pour Schaefer et Fox, avec différents modèles d'erreur sont présentés aux tableaux 4.5.1 et 2. Pour tous les calculs, il est supposé que la biomasse de la première année $B_{1966} = K$. La comparaison et l'analyse des résultats obtenus suggère, en utilisant R2 comme critère de sélection, qu'il est préférable d'utiliser le modèle de Fox avec des paramètres déterminés par la méthode des moindres carrés.

Tableau 4.5.1 : paramètres du modèle dynamique de production (Shaefer) selon les structures d'erreur.

Distribution	R ²	r	K (x 1000 tonnes)	q
Moindres carrés	.723	.0827	697.0	6.97 e ⁻⁴
Moindres carrés pondérée	.613	.0171	1006.7	3.41 e ⁻⁴
GAMMA	.702	.01550	552.7	7.79 e ⁻⁴
Log-normale	.704	.0626	815.1	4.34 e ⁻⁴

Tableau 4.5.2 : Paramètres du modèles de production dynamique (Fox) selon les différentes structures

Distribution	R ²	r	K (x 1000 tonnes)	q
Moindres carrés	.787	.0169	405.8	1.354 e ⁻⁴
Moindres carrés pondérée	.676	.089	598.4	6.41 e ⁻⁴
GAMMA	.742	.099	573.3	7.86 e ⁻⁴
Log-norm	.727	.098	577.3	6.79 e ⁻⁴

Cependant, une analyse plus détaillée des résultats montre une contradiction dans les valeurs estimées. Par exemple, la valeur estimée de la biomasse totale en 1997 est approximativement égale aux captures de la même année. Ainsi, il a été décidé de choisir le modèle de Fox avec une distribution des erreurs du type GAMMA. Cette distribution a de meilleures propriétés en comparaison avec la loi normale ou log-normale, parce qu'elle tient en compte la variabilité de la variance des erreurs en fonction de la variabilité de la biomasse totale. La Biomasse totale par année et les valeurs calculées des indices d'abondance est présentée en tableau x.8.

La figure 4.5.2 montre les valeurs observées et prédites des indices d'abondances ainsi que les nuages des résidus obtenus par ce modèle qui décrit 74% de la variance totale. **Les résultats obtenus montrent que la biomasse d'Octopus avant l'exploitation était au niveau 573 000 tonnes avec un intervalle de confiance de 500-800.000 tonnes. Au cours de l'exploitation, cette biomasse décroît systématiquement.** Actuellement, la biomasse totale estimée serait autour de 90 000 tonnes. La valeur de la Production Maximale Equilibrée (MSY) est au niveau de 21 000 tonnes. Il est évident que pour toutes les années à l'exception de 1979, 1980 et 1995-1997, la capture totale d'Octopus est plus élevée que cette valeur. **C'est donc bien la situation de surexploitation qui est responsable de la diminution des biomasses.**

$$I_y = q * B_y \quad (4) \quad \text{si l'indice de l'abondance fait référence au début de l'année, et}$$

$$I_y = q \frac{(B_y + B_{y+1})}{2} \quad (5) \quad \text{si l'indice de l'abondance fait référence au milieu de l'année}$$

Où I_y = Indice d'abondance
 q = coefficient de capturabilité

L'application du modèle dépend en grande partie du modèle choisi pour l'erreur, lequel modèle peut prendre plusieurs formes. Fréquemment, il est supposé que les erreurs ont un caractère multiplicatif avec une distribution log-normale. Les paramètres à déterminer peuvent être déterminés en minimisant la fonction objective suivante :

$$SSE = \sum_{y=1}^n [\ln(I_y^{obs}) - \ln(I_y^{calc})]^2 \quad (6)$$

Les paramètres inconnus dans ce modèle sont r, K, q et B_1 (Biomasse dans la première année de la pêche). La distribution de type GAMMA peut être choisie comme un exemple de modèle de distribution des erreurs. Il est aussi possible d'utiliser la méthode des moindres carrés.

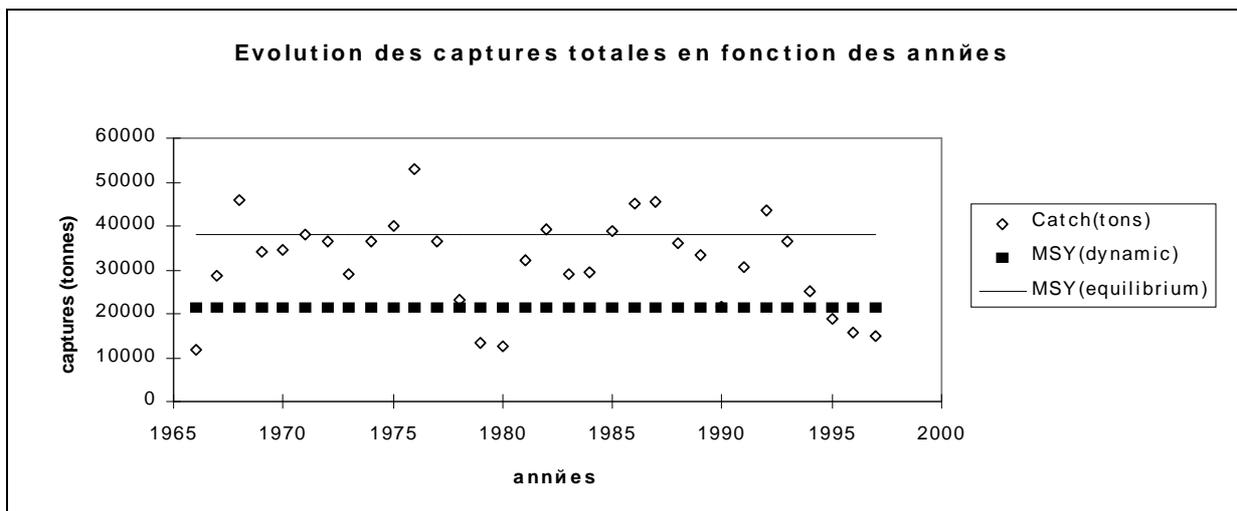


Figure 4.5.2 - Modèles de production appliqué au Poulpe : évolution des captures et potentiels estimés par le MDP et le modèle de fox à l'équilibre

Analyse complémentaire - Bilan de l'évaluation et recommandations

Les résultats de l'évaluation à partir du modèle dynamique s'avèrent extrêmement sensibles au choix du modèle des structures d'erreur. En outre, plusieurs éléments conduisent à penser que le potentiel de production est sous estimé par ce modèle : 1. le rapport capture sur biomasse serait inférieur à 10 % en situation de pleine exploitation, ce qui paraît faible pour une espèce de ce type ; 2. les captures auraient été presque systématiquement supérieures au potentiel de production depuis 20 ans, ce qui aurait du entrainer des baisses de biomasse encore plus forte que celle observées ; 3. pour cette espèce à durée de vie courte l'ajustement à l'équilibre devrait être rapide ; la courbe de production équilibrée devrait donc restée proche des captures observées, ce qui n'est clairement pas le cas.

Un nouvel ajustement d'un modèle de Fox est ajusté aux données de captures et d'indice d'abondance (indice combiné) sous hypothèse d'équilibre. Cet ajustement conduit à une estimation du MSY de 37 000 tonnes (Figures 4.4.2 et 4.5.3). La méthode peut cette fois conduire à une surestimation du potentiel.

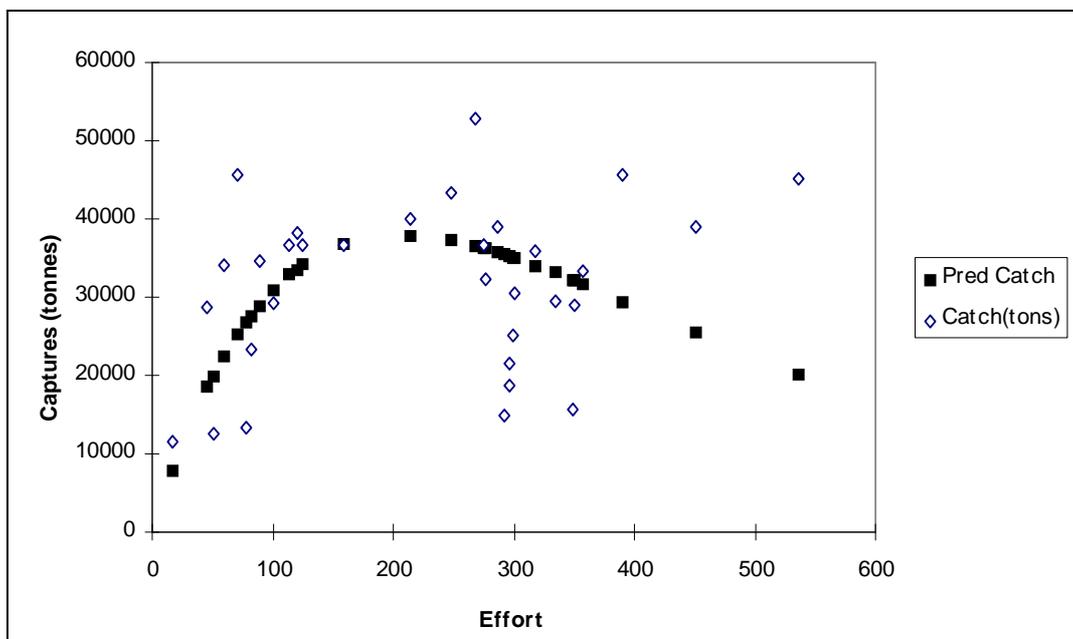


Figure 4.2.3 - Modèle de production à l'équilibre de FOX appliqué au Poulpe.

Compte tenu des différents éléments disponibles, il est décidé de retenir comme valeur la plus probable du MSY une estimation de 35 000 tonnes. Cette estimation reste cependant incertaine et doit être assortie

d'un intervalle d'estimation, pour lequel il est proposé la valeur minimale de 25 000 tonnes (modèle MDP corrigé en hausse) et la valeur maximale de 40 000 tonnes (estimation 1993). On notera que quelque soit le modèle utilisé, les données récentes conduisent à réviser à la baisse l'estimation du potentiel de capture.

Si l'estimation du potentiel reste incertaine, d'autres éléments du diagnostic semblent en revanche beaucoup plus fiables. Tous les modèles utilisés indiquent en effet les éléments suivants :

- . la biomasse qui permettrait que maximiser les captures est estimée à environ 200 000 tonnes,
- . la biomasse est en très forte diminution sur la période et se situe actuellement très sensiblement en deçà de la valeur précédente (ceci n'exclue naturellement des fluctuations interannuelles),
- . le diagnostic de sur-exploitation paraît certain, et cette sur-exploitation paraît marquée,
- . toute poursuite de l'accroissement de l'effort de pêche ne pourrait donc qu'avoir des conséquences graves sur le stock comme sur les pêcheries,
- . de même, une réduction des âges de première capture ne pourrait que dégrader le diagramme d'exploitation et avoir des conséquences néfastes.

Recommandation : En matière de gestion du stock, ce diagnostic conduit à recommander une diminution significative de l'effort de pêche. A titre indicatif, une valeur de réduction de l'effort de l'ordre de 25 % est retenue. Il convient en outre de ne pas augmenter la capture des jeunes.

4.5.1.3 Coûts et revenus de la flottille céphalopodière ¹⁰

Les coûts et revenus de la flotte céphalopodière sont suivis depuis 1986 par la Cellule Economique d'Appui au Ministère des Pêches et de l'Economie Maritime (CEAMP). Une première analyse des coûts et revenus moyens, calculés par unité d'effort standardisé, confirment que le revenu moyen diminue systématiquement lorsque l'effort de pêche augmente (tableau Annexe 4.5).

L'aménagement de la pêcherie doit tenir compte de 3 éléments au moins : la production, les revenus et les coûts. Il est indispensable qu'un dialogue continu et fréquent s'instaure entre les autorités chargées de l'aménagement des pêches, les organes de recherche et de suivi, et la profession de manière à pouvoir alimenter une base de données fiables et à construire des indicateurs utiles de la santé du secteur.

Recommandation : La CEAMP doit procéder, grâce au suivi des comptes d'exploitation, à des bilans de santé de l'industrie de production. Une coopération avec les économistes du CNROP devrait permettre : la prise en compte de la dimension sociale, une couverture plus exhaustive du secteur et l'affinement des analyses financières et économiques.

4.5.2 seiches et calmars ¹¹

Données utilisées - Indices d'abondance

La série de captures pour les seiches et calmar (tableau y1) de 1984 à 1997 est reconstituée à partir : des données de débarquement de la période de 1984 à 1992, reprises du rapport du groupe de travail de 1993 ; et des données de déclaration de production de 1991 à 97 (CNROP, 1998 , Archive N°78).

La démarche adoptée pour l'évaluation des stocks des seiches et calmar est la même. Partant du fait que les essais d'évaluation effectués en utilisant les CPUE des unités ciblant le poulpe (FAO/COPACE, 1993 et CECAF, en préparation) ont été non concluants, on estime des indices d'abondance à partir des campagnes de chalutage. Pour les deux espèces *Sepia officinalis* et *Loligo vulgaris*, les indices annuels d'abondance sont estimés par modélisation GLM, en suivant la méthodologie présentée pour les poulpes. Les figures yy1 et yy2 présentent les évolutions de ces indices, en comparaison avec les CPUE des congélateurs céphalopodiers mauritaniens.

Figure

Ces indices montrent une baisse des abondance pour ces deux espèces de céphalopodes à partir de 1993. Les fluctuations de l'abondance semblent cependant être moins fortes pour la seiche que pour le calmar. Pour cette dernière espèce, l'évolution est cohérente avec celle des PUE calculées pour les congélateurs ciblant le poulpe. Notons cependant une grande différence entre ces deux indices pour l'année 1992.

Diagnostic et recommandation

¹⁰ M. Fall O/ Abdi

¹¹ Cheikh Inejih, Ebayaould Sidina

Les essais d'application des modèles de production, avec des séries de captures et d'indice d'abondance, n'ont pas donné de résultats satisfaisants. En premier lieu, la qualité des statistiques de pêche ces dernières années, avec en particulier la disparition de la catégorie " CHOCO " dans les productions des années 1996 et 1997, peut avoir conduit à une sous estimation des quantités débarquées. En second lieu, le caractère assez côtier (cas de *Sepia*) et les variations du schéma de distribution selon la profondeur (en particulier pour *Loligo*) peuvent affecter les indices obtenus par un chalut de type démersal (chalut à bord du N/O N'diago).

Compte tenu de la baisse des indices des indices d'abondance et de l'incertitude des diagnostics, ces deux stocks doivent être considérés comme probablement pleinement exploités. L'aménagement de ces espèces reste cependant lié à celui du poulpe. Dans l'hypothèse d'une diminution de la pression de pêche sur la principale espèce cible (*Octopus vulgaris*), ces stocks pourraient sans doute supporter une exploitation par des engins sélectifs, dans la zone de Nouakchott où les densités sont les plus élevées.

Recommandation : En matière de recherche, outre l'amélioration des statistiques, il convient de développer les études biologiques sur la maturité et la croissance, et sur la distribution spatio-temporelles.

En matière de gestion une démarche de précaution doit être adoptée et l'utilisation d'engins sélectifs encouragé

4.6 Poissons démersaux¹²

4.6.1 Données et méthodes

L'évaluation de l'état des stocks démersaux exploités dans la ZEE Mauritanienne par la pêche artisanale et par la pêche industrielle est importante, même si nombre de ces espèces constituent aujourd'hui des prises accessoires. Elles contribuent en effet à la richesse et à la diversité du potentiel halieutique mauritanien ; elles sont un éléments essentiel tant pour la résilience de l'écosystème productif, que pour celle des pêcheries. Cette évaluation s'est appuyée sur deux types de données.

. La base statistique du CNROP permet d'estimer les captures déclarées par famille zoologique et par pêcherie de 1984 à 1997. Six principales familles sont considérées ; les captures de la pêche industrielle sont ventilées entre congélateurs et glaciers lorsque les données sont disponibles (Annexe 4.6.1). Ces estimations peuvent ne représenter qu'une partie des captures réelles et n'incluent ni les prises accessoires des pêcheries pélagiques ni les rejets. Elle doivent donc être considérées avec une extrême précaution. En outre, les données mises à disposition du groupe n'ont pas permis d'estimer les captures par espèce.

Recommandation : Aucune évaluation de l'état réel des stocks démersaux ne pourra être réalisée tant que les statistiques de captures et de rejets pour les principales espèce ne seront pas estimées avec un minimum de précisions. Ces ressources

Une catégorie divers démersaux a été estimée. De 1984 à 1990, elle correspond à la différence entre les données disponibles en 1998 et les captures estimées lors du groupe d'évaluation de 1993. De 1991 à 1997, elle correspond à la catégorie "divers démersaux" de la base CNROP. L'hypothèse faite ici est donc que cette même catégorie avait été incluse dans les estimations de 1993. Cette catégorie divers démersaux représente de l'ordre de 50 % des captures.

. La base de données campagnes regroupe les données de 61 campagnes scientifiques de chalutage, réalisées entre 1982 et 1998 (Annexe 4.6. 2). Toutes les campagnes disponibles sont prises en compte. De 1982 à 1996 elles sont réalisées par le N/O N'Diago et de 1997 à 1998 par le N/O Al-Awam. Les campagnes réduites, réalisées en 1993-95 dans le cadre du programme poulpe, sont incluses dans le jeux de données.

Ces données sont utilisées pour estimer les indices d'abondance annuel d'une sélection de 32 espèces, appartenant aux 6 familles zoologiques précédentes et considérées comme importantes (Annexe 4.6.3). L'estimation est conduite par les méthodes de modélisation GLM en appliquant à toutes les espèces un traitement standard. La capture spécifique par station (soit 2800 lignes campagne*station) est modélisée en fonction d'un effet année et d'un effet spatio-saisonnier (4 strates bathymétriques X 3 strates de latitude X 4 saisons hydrologiques ; cf Annexe 4). Un modèle multiplicatif est utilisé sous hypothèse de Lognormalité des résidus. Les indices annuels sont estimés, ainsi que les indices d'abondances moyens par strates de bathymétrie, de latitude et de saison

¹² Didier GASCUEL et Mamoudou Aliou DIA

(Annexes 4.6.5 et 6¹³). Pour toutes les espèces considérées les 2 facteurs année et strate ont un effet significatif. Ce traitement doit cependant être considéré comme préliminaire et devrait être complété par des analyses plus complètes par espèce. En particulier, l'existence éventuels d'effets croisés entre année et strate n'a pu être analysée faute de temps et pourrait biaiser les estimations présentées.

Recommandation : Reprendre l'estimation des indices d'abondance spécifique, en analysant notamment pour chaque espèce : le modèle le plus adéquat (choix des effets strates) ; les effets croisés éventuels entre année et strate ; la structure d'erreur la plus adéquate à prendre en compte.

. Un diagnostic est présenté par famille zoologique en mettant en parallèle : la somme des indices d'abondance spécifiques estimés pour chaque famille (espèces considérées), et les captures correspondantes (ensemble des espèces de la famille). Ceci permet d'exprimer les indices d'abondance et les captures en fonction d'un effort théorique et d'examiner la cohérence de ces résultats synthétiques. Compte tenu des données disponibles, les captures sont exprimées en valeur relative, comparativement à l'estimation de début de période (1984).

Une capture corrigée est également estimée, en appliquant à la série un coefficient empirique d'accroissement de 5 % par an. Ce traitement vise à explorer les conséquences sur le diagnostic d'une dégradation de la qualité des statistiques de pêche disponibles. 4.6.2 Résultats et interprétation

Globalement, les statistiques disponibles indiquent une diminution des captures sur la période (Fig.4.6.1). Cette diminution ne semble pas liée à une diminution globale de l'abondance des ressources considérées (cf. ci-après). Elle peut dès lors être imputée à trois causes :

. Une connaissance qualitative de la pêcherie semble indiquer que le développement de la pêche au poulpe se traduit par un désintérêt croissant pour les espèces démersales, considérées comme accessoires. La diminution des débarquements pourrait dès lors traduire, au moins pour partie, une diminution de l'efficacité de pêche sur ces ressources démersales et donc une baisse de l'effort effectif. Cette explication est évidemment la plus optimiste. Elle ne peut cependant être considérée comme la seule explication à la baisse de capture observée. Au cours de la période, l'accroissement de l'effort de pêche nominal est en effet très rapide, en particulier pour la pêche artisanale (augmentation du nombre de pirogues, des puissances motrices, ...; Fig.4.6.2). Il paraît dès lors très peu probable que la baisse d'efficacité puisse compenser l'évolution de l'effort de pêche.

. Ce désintérêt pour les poissons démersaux pourrait s'accompagner d'un accroissement des rejets. Les statistiques traduiraient ainsi une baisse des débarquements et non une diminution des captures réelles.

. Plus généralement, il semble qu'on assiste à une dégradation de la qualité des données statistiques disponibles. Elles indiquent, par exemple, une quasi-disparition de la pêche artisanale dans les années récentes, ce qui est évidemment peu crédible. La diminution observée traduirait dans ce cas une baisse du pourcentage des captures réelles pris en compte dans les statistiques.

Faute de données, le groupe de travail n'a malheureusement pas pu estimer, même grossièrement, l'importance respective de ces différents phénomènes. Il est clair que les diagnostics finaux seront totalement divergents, selon qu'on impute la baisse des captures à une diminution réelle de l'effort ou à un problème de statistiques.

¹³ Le modèle calcul également les effets croisés entre strates de profondeur, de latitude et de saison. Cet effet croisé est significatif pour toutes les espèces considérées. Faute de temps ces indices n'ont pas été analysés et ne sont pas présentés dans le rapport.

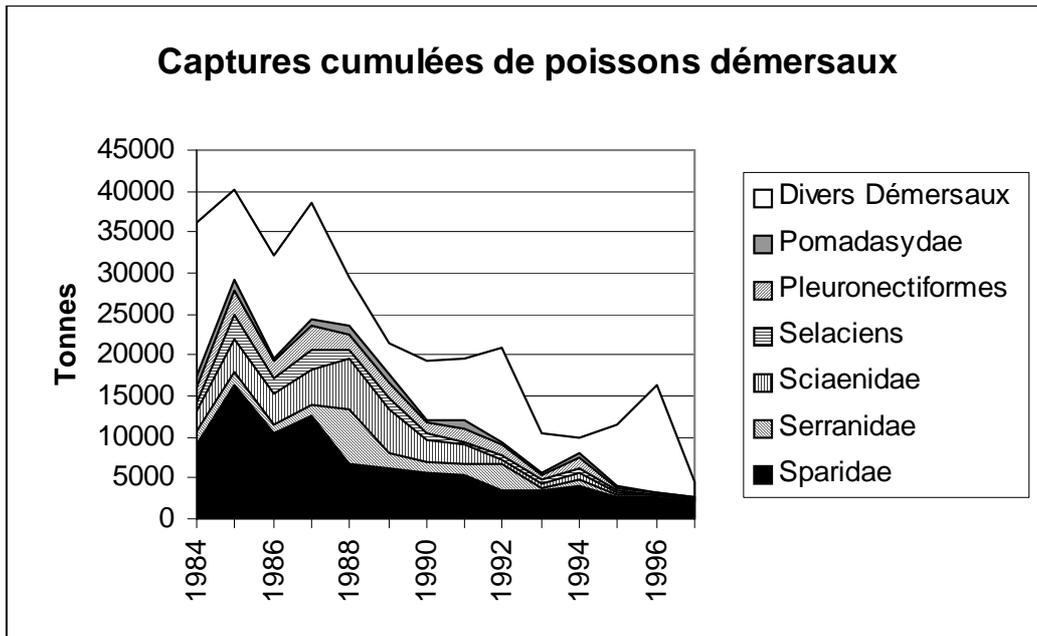


Figure -4.6.1- Evolution des captures démersales par famille (sources : CNROP et Rapport groupe de travail 1993)

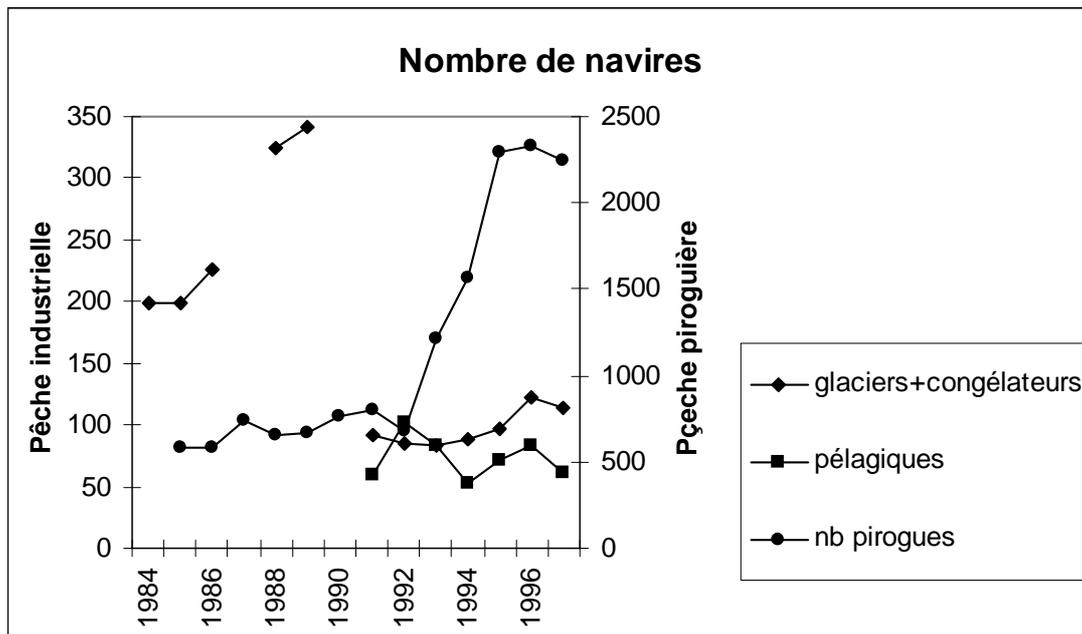


Figure -2- Evolution du nombre d'embarcation pêchant dans les eaux Mauritaniennes (Source Bulletin statistique CNROP)

Les indices d'abondance indiquent des évolutions différentes selon les espèces (Annexe 4.6.5 et 6).

. Quelques espèces présentent des indices qui diminuent significativement au cours de la période. C'est en particulier le cas pour le Thiof (*Epinephelus aenus*) et plus généralement pour l'ensemble des Serranidés, dont l'abondance est approximativement divisée par 2 en 15 ans. C'est également le cas du Tollo, avec une diminution d'un facteur 3 en début de période (*Mustellus mustellus* et *Leptocharias smithii*), et dans une moindre mesure du Turbot Africain (*P. belcheri*). Cette diminution d'abondance frappe ainsi des espèces à affinité côtière marquée.

. Dans de nombreux cas, on observe une abondance soit relativement stable au cours de la période, soit fluctuante mais sans tendance marquée. Parmi les espèces prises en compte, c'est globalement le cas des Pomadasydés, des Sciaenidés, des Raies, du Pageot (*Pagellus belottii*), de l'Ombrine (*Umbrina umbrina*) et des Otholithes (*Pseudotolithus sp.*).

. Enfin quelques espèces présentent une abondance clairement orientée à la hausse. C'est en particulier le cas des Dentés profonds (*Dentex canariensis*, *D. gibbosus* et *D. maroccanus*), dont les indices sont multipliés par 3 ou 4 sur la période. Dans une moindre mesure, et sauf pour le Turbot, c'est également le cas des Pleuronectiformes sur la période 1982-95 ; les trois dernières années sont cependant marquées ici par une inversion de tendance et une forte baisse d'abondance.

4.6.3 Diagnostic et recommandations

Les diagnostics par famille confirment une certaine cohérence dans l'estimation des indices d'abondance. En particulier, les périodes d'effort théorique élevé sont marquées par des indices d'abondance faibles. Globalement, on semble se situer pour les années récentes dans une situation d'effort de pêche faible. Un accroissement de la pression de pêche accroîtrait vraisemblablement la capture totale. En outre, ce diagnostic très global ne semble pas modifié par l'hypothèse d'une dégradation des statistiques de 5 % par an.

Deux éléments conduisent cependant à corriger et compléter cette appréciation. D'une part, il apparaît in fine que l'hypothèse d'une dégradation des statistiques de 5 % par an n'est pas suffisante ; rien ne permet d'exclure une dégradation beaucoup plus importante. D'autre part, les indices d'abondance conduisent à distinguer deux situations différentes.

. Les ressources les plus côtières (strates 7 à 30 m) semblent présenter des abondances au mieux stables et au pire en forte diminution. Ceci semble cohérent avec l'accroissement probable de l'effort effectif dans les eaux côtières, lié au développement de la pêche au poulpe. Il paraît ainsi prudent de considérer que ces ressources démersales cotière sont globalement dans une situation qui pourrait aller de la pleine exploitation à la surexploitation. Pour quelques espèces la surexploitation pourrait être marquée.

Recommandation : En matière de gestion, et relativement à ces seuls poissons démersaux côtiers, il convient d'éviter autant que possible tout accroissement de la pression de pêche. Celle-ci ne pourrait vraisemblablement entraîner qu'une diminution de l'abondance des ressources et une baisse de la capture globale.

. Les ressources plus profondes ne montrent, à ce stade de l'analyse, aucun signe de diminution d'abondance. Certains stocks semblent même en phase de reconstitution marquée. Ceci peut être mis en relation avec une probable diminution de l'effort de pêche dans les zones du large. La pression exercée par la pêche artisanale y est en effet plus réduite. Quant à la pêche industrielle, sa reconversion sur les céphalopodes pourrait avoir entraîné une diminution d'effort sur les fonds supérieurs à 80 m. Globalement, il semble qu'on puisse donc considérer que ces ressources démersales du large soient dans une situation plus favorable, probablement allant de la sous exploitation à la pleine exploitation.

Recommandation : L'absence de tout diagnostic précis conduit cependant à être extrêmement prudent et à recommander que tout éventuel accroissement de l'effort de pêche reste modéré et soit accompagné de mesures propres à permettre un réel suivi de l'abondance des stocks.

4.7 Poissons du talus. Merlus¹⁴

4.7.1 Biologie - Identité des stocks

Dans les eaux mauritaniennes, on peut trouver deux espèces principales de merlu: le merlu sénégalais (*Merluccius senegalensis*) et le merlu de Benguela (*Merluccius polli*). Ils se distinguent du merlu blanc (*Merluccius merluccius*) par leur couleur plus sombre, d'où leur nom générique de "merlu noir". L'identification

¹⁴ Balguerias et ... ?

taxonomique de ces deux espèces est très difficile parce qu'elle est basée sur des caractéristiques internes (nombre de vertèbres et de "gill rakers", forme des otolithes) (Maurin, 1965; Wysokinski, 1986). C'est pour cette raison qu'elles ne sont pas séparées dans les statistiques de capture (FAO, 1986b).

Ces deux espèces ne se trouvent qu'au long de la côte ouest africaine, entre les parallèles 33°N et 20°S, approximativement (Bravo de Laguna, 1985; Wysokinski, 1986; FAO, 1990). Le merlu sénégalais a une distribution plutôt septentrionale (33°N à 10°N), tandis que celle du merlu de Benguela est beaucoup plus élargie, s'étendant entre 20°N et 20°S. Ces deux espèces ont des migrations latitudinales et bathymétriques saisonnières qui sont liées aux mouvements des masses d'eaux froides. Ces migrations sont à l'origine du mélange de ces deux espèces, qu'on peut trouver dans les fonds de pêche au cours des différentes périodes de l'année, et qui se produit fondamentalement au niveau des côtes de la Mauritanie et le Sénégal (Inada, 1981).

Tenant compte des considérations évoquées dans les paragraphes précédentes, on a traditionnellement considéré, du point de vue de l'évaluation des ressources, l'existence d'un seul stock de merlu noir dans la région de l'Atlantique centre-est (région du COPACE, correspondante à la division statistique 34 de la FAO). Ce stock serait composé par l'ensemble des deux espèces et aurait une répartition couvrant les fonds de pêche du Sahara, la Mauritanie et le Sénégal.

La pêche des merlus noirs dans la ZEE mauritanienne est fondamentalement exercée par une flottille de chalutiers portugais et mauritaniens et par quelques palangriers espagnols, toutes opérant sous la licence désignée comme "merlu noir". En plus, ces espèces peuvent être présentes dans les captures accessoires d'un grand nombre de flottilles ciblant les ressources démersales et pélagiques (voir chapitre de ce rapport concernant la description des pêcheries).

4.7.2 Essais d'évaluation

Le stock de merlus noirs de la côte ouest africaine a fait l'objet de plusieurs essais d'évaluation lors de différents groupes de travail (FAO, 1978; FAO, 1986a; FAO, 1986b; FAO, 1989; FAO, 1990; CNROP, 1993; Lamboeuf (Ed.), sous presse). Les méthodologies utilisées ont été très variées, des campagnes par chalutage aux modèles analytiques, en passant par les modèles de production. Malgré tout les efforts déployés les résultats n'ont jamais été concluants. La cause a toujours été le manque de statistiques ventilées par origine de capture, flottille et engin de pêche, ainsi que l'absence presque absolue d'informations sur la composition en longueur des captures et la biologie des espèces concernées.

Les recommandations émises en ce sens par les différents groupes de travail n'ont pas été suivies d'effet et le manque de données continue à être une contrainte pour l'évaluation de ce stock.

Néanmoins des efforts ont été réalisés par la commission d'évaluation afin de reconstruire une série, la plus complète et actualisée que possible (1983-1997), des données de captures et d'effort dans la zone mauritanienne, afin d'appliquer des modèles globaux pour l'estimation d'un potentiel de capture de la ressource. Les analyses ont été effectuées en supposant que: i) les deux espèces constituent une seule unité de stock localisée en Mauritanie et ii) la ressource est en état d'équilibre. Comme dans les commissions précédentes, les résultats ont montré que même si le modèle pourrait éventuellement prédire l'évolution des PUE, il ne peut pas être utilisé pour en tirer de quelconques recommandations sur l'état du stock et à plus forte raison pour son aménagement.

Cependant, des analyses de type semi-quantitative ont été entreprises pour pouvoir diagnostiquer la situation actuelle du stock. Trois séries indépendantes de captures et d'effort de pêche dans les eaux de la Mauritanie, correspondant à: i) la flottille espagnole de merlu noir qui a travaillé durant la période 1983-1997 (source des données: Instituto Español de Oceanografía), ii), les bateaux étrangers avec licence pour merlu (LM) dans la période 1991-1997 (information de la base de données du CNROP) et iii) les bateaux nationaux avec licence pour le merlu (NM) dans la période 1992-1997 (information obtenue de la base de données du CNROP), ont servi pour calculer des indices annuels d'abondance relative (PUE). L'évolution interannuelle de ces indices (Figure merlu-1) montre une tendance croissante continuée à partir de l'année 1991, qui est parallèle dans les trois séries de données.

La répartition géographique de ces abondances relatives, en kilogrammes par trait de chalut, obtenues à partir de la base de données du CNROP pour l'ensemble de la période 1991-1997 (Figure merlu-2), indiquerait une concentration de la ressource au long de la zone de rupture du plateau continental, notamment au sud du Banc d'Arguin. Ces zones coïncident en général avec les aires les plus visitées par les bateaux ciblant le merlu noir (licences LM et NM).

L'évolution des tailles moyennes dans les captures de la flottille espagnole (les seules disponibles pour la région, Figure merlu-3) montre une tendance progressive d'accroissement durant la période 1987-1996, et une augmentation de la proportion d'individus de grande taille.

4.7.3 Considérations sur l'état de la ressource - Recommandations

Compte tenu de l'augmentation des PUE, du niveau constant des captures au cours des dernières années (voir Tableau correspondant dans le chapitre de description de la pêcherie), et de la faible mortalité exercée sur les juvéniles par les flottilles spécialisées, on peut estimer que les concentrations de merlus présentes dans la ZEE mauritanienne pourraient supporter de façon régulière un prélèvement au moins du niveau des captures des dernières années (10000 à 16000 tonnes), très similaire à l'estimation de 13000 tonnes considérée lors du groupe de travail de 1993 (CNROP, 1993). Ce chiffre n'est pas un potentiel maximal de capture, lequel ne peut pas être évalué avec l'information disponible. Il ne correspond pas non plus à la production d'un ensemble déterminé de populations car la répartition des populations exploitées dans la ZEE mauritanienne déborde ce secteur.

Recommandations : Concernant la gestion, une augmentation contrôlée de l'effort de pêche semble envisageable, à condition d'être accompagnée de mesures garantissant que les données nécessaires aux évaluations soient collectées, déclarées et analysées. Une approche de précaution mérite cependant d'être retenue tant que des diagnostics plus précis ne seront pas disponibles. Simultanément, les prises accessoires de la pêche pélagique, devraient être estimées.

Concernant la recherche, il est recommandé de:

- . vérifier la série des données historiques, certains points demeurent en effet incertains, en particulier des déclarations russes du milieu des années 70 qui oscillent entre 70000 et 100000 tonnes;
- . compléter la série, surtout en terme d'effort déployé par certaines flottilles dont les captures sont globalement connues pour quelques années;
- . obtenir une ventilation des captures par flottille, zone de pêche, type d'engin et espèce, si possible;
- . collecter et analyser des informations sur la composition en longueur des captures;
- . poursuivre et améliorer la collecte des données biologiques sur les deux espèces de merlu noir, notamment en ce qui concerne la croissance et la reproduction;
- . analyser de manière critique les données biologiques existantes sur les deux espèces.

4.8 Crustacés

La recommandation du Groupe de Travail ad hoc sur les Merlus et les Crevettes profondes (Tenerife, 26 mai – juin 1997) est (i) de "séparer" l'effort de pêche des flottilles ciblant plusieurs espèces afin de déterminer la proportion revenant à chaque espèce, en particulier pour les eaux mauritaniennes dans la période 1987-96, (ii) de réaliser des études analytiques pour séparer l'effort de pêche exercé sur les principales espèces exploitées (*P. longirostris* et *P. notialis*) et (iii) d'exploiter les données des observateurs". Un des principal problème sur les pêcheries de crevettes est l'obtention des indices d'abondance (CPUE). En effet, la séparation de l'effort de pêche pour les différentes espèces capturées dans la pêcherie est très difficile.

4.8.1 Standardisation de l'Effort de Pêche

4.8.1.1 Méthode et outils d'analyse

L'analyse effectuée a été basée sur les données de captures par bateaux et par mois dans la période 1989-1998 (Annexe III de l'Accord de pêche Mauritanie – EU pour les bateaux espagnols inclus dans l'Accord). L'information disponible est : Bateaux, année, mois, jour de pêche et capture de *P. longirostris*; *P. notialis*; *Aristeus varidens*; *Gerion maritae*; autres crustacés et poissons.

Les valeurs des captures en kilogrammes ont été standardisées en calculant les pourcentages de chacun des groupes d'espèces relativement au total des captures par bateaux. Par la suite, on applique une analyse de classification non-hiérarchique (cluster analyses K-moyenne), en utilisant la distance euclidienne comme distance de similarité et aussi l'algorithme d'agrégation des moyennes (UPGMA). En se fondant sur les résultats (Tableau 4.8.1) et l'importance des espèces dans chaque groupe (type de marée), on peut estimer les captures et les jours de pêche correspondants.

Tableau 4.8.1. Pourcentage moyen par espèce dans les groupes résultant de l'analyse de clusters.

Groupes	<i>P. longirostris</i>	<i>P. notialis</i>	<i>G. maritae</i>	<i>A. varidens</i>
---------	------------------------	--------------------	-------------------	--------------------

GAM	73,48	13,08	6,29	2,70
LAN	16.26	72.87	2.23	1.38
CAN	6.38	3.02	74.09	13,98
ALI	7.39	5.02	11.68	55,49

Le Groupe LAN présente des valeurs moyennes estimées avec 73% de langostino (*P. notialis*) et 16% de gambas (*P. longirostris*). Les autres espèces sont très peu représentées de ce groupe. Ainsi, on considère l'effort correspondant comme étant seulement dirigé vers les principales espèces (gamba et langostino). Les mêmes considérations seront faites sur les autres groupes GAM, CAN et ALI (tableau 4.8.2). En se fondant sur ce critère de distribution de l'effort, on obtient des séries de CPUE pour chaque espèce sur la période 1989-1998.

Tableau 4.8.2. Distribution de l'effort sur toutes les espèces en fonction des groupes respectifs.

Espèces	Groupe			
	GAM	LAN	CAN	ALI
<i>Parapenaeus longirostris</i>	Oui	Oui	NO	NO
<i>Penaeus notialis</i>	Oui	Oui	NO	NO
<i>Chaceon maritae</i>	NO	NO	Oui	Oui
<i>Aristeus varidens</i>	NO	NO	Oui	Oui

Pour la standardisation de l'effort et du CPUE, on utilise le modèle multiplicatif suivant :

$$U_{it} = U_{11} \times \alpha_t \times \beta_i \times \varepsilon_{it}$$

où U_{11} est la taxe de capture de la dernière année et de type 1, α_t est le facteur correspondant à l'année t, β_i est le facteur correspondant aux type de marées et ε_{it} est l'erreur associée ou non expliquée par le modèle (HILBORN & WALTER, 1992). Ce modèle était appliqué sur les 4 espèces. Les résultats de l'application du modèle d'ajustement avec une précision de 95% de confiance donnent les valeurs de r^2 suivantes : *Parapenaeus longirostris* $r^2 = 0.95$; *Penaeus notialis* $r^2 = 0.98$; *Gerion maritae* $r^2 = 0.79$ et *Aristeus varidens*: $r^2 = 0.66$.

4.8.1.2 Résultats du modèle

La figure 4.8.1 présente les séries de CPUE standardisé, en comparaison avec les autres qui s'obtiennent en divisant le total capturé par l'espèce, par l'effort total sur toutes les espèces. Pour la gamba et le langostino, les plus importantes des espèces, les tendances des CPUE sont semblables. Pour les autres espèces plus profondes, la situation n'est pas claire et l'effort standardisé présente des différences très importantes entre les deux séries d'efforts.

. Pour la gamba, l'analyse des tendances des séries de CPUE montre une diminution des CPUES jusqu'à 1992. A partir de cette année, les CPUES augmentent et les efforts diminuent. Cette augmentation des captures est aussi observée pour le stock sud du Portugal et de l'Espagne, mais aussi pour le stock Nord du Maroc. A partir de 1994 on constate une autre diminution jusqu'en 1995. Puis les CPUE sont stabilisés. L'année 1998 correspond à une période où les débarquements sont plus significatifs mais elle se base sur une information déficiente.

. Pour le langostino, on observe un accroissement important des CPUE jusqu'en 1996.

. Pour l'alastado, les CPUE augmentent dans la période 1989-1992. A partir de 1992, il y a une diminution significative jusqu'en 1996. En 1997 il y a une valeur significativement élevée des CPUE.

. Dans le cas du Geryon, les CPUE présentent une tendance à l'augmentation, dans la période analysée.

La figure 4.8.2 et l'annexe 4.8.1 présente l'évolution de l'effort moyen standardisé pour la période 1989-98 et pour les différentes espèces. La figure 4.8.3 précise l'évolution saisonnière de l'effort. Elle montre que dans la première moitié de l'année, la flotille de crevette est dirigée surtout vers la gamba. Après Juin, elle se dirige vers les langostino et ce jusqu'au mois d'Octobre.

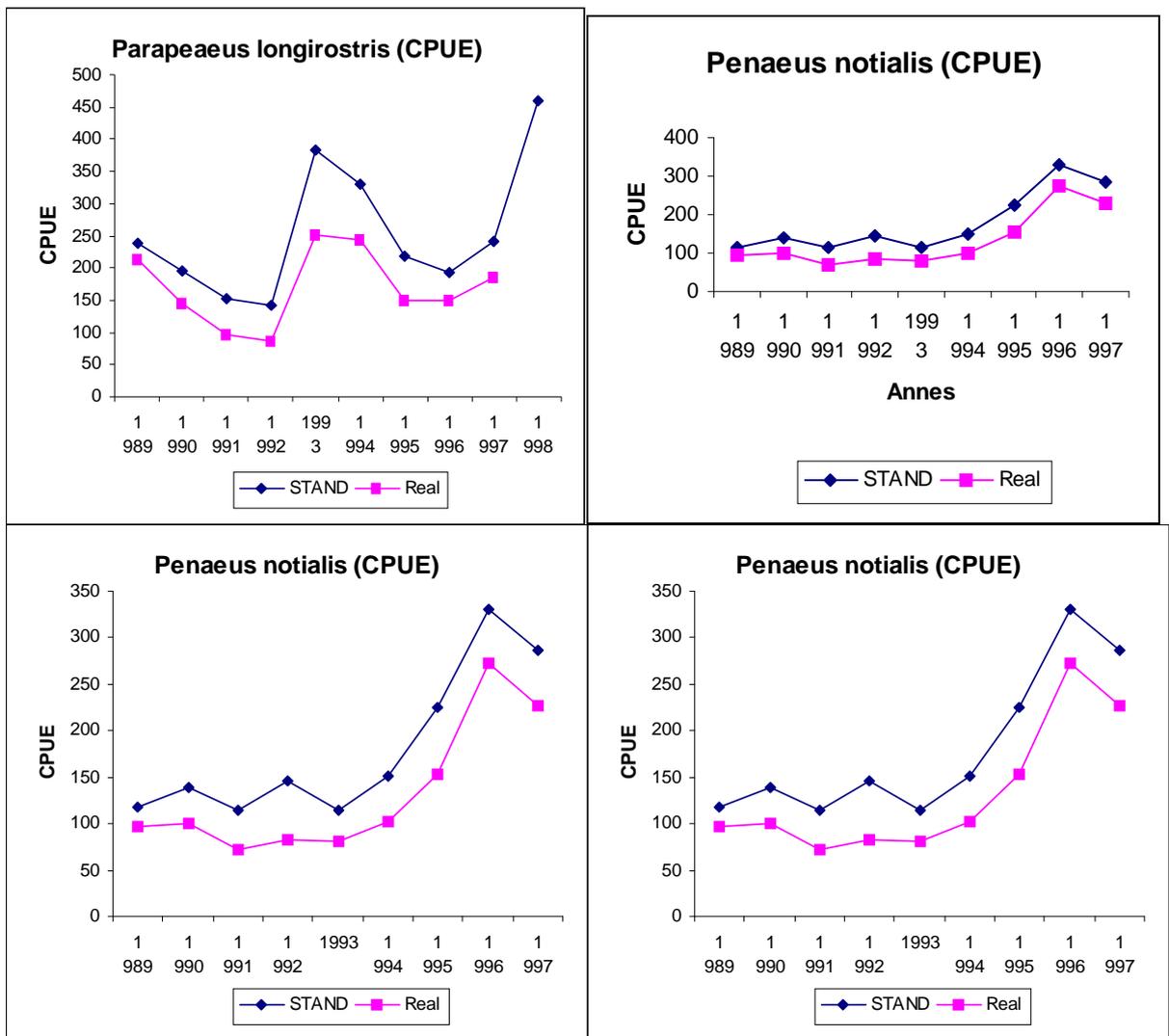


Figure 4.8.1 Evolution des indices d'abondance des crustacés

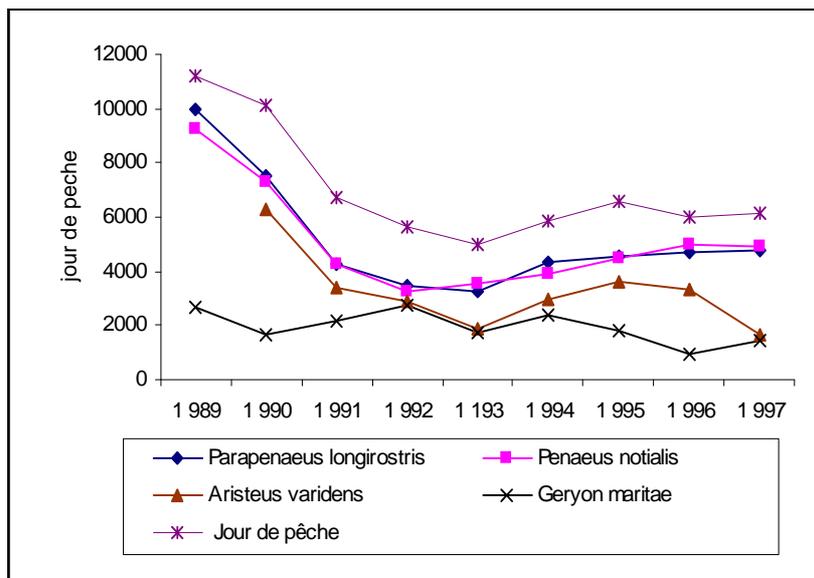


Figure 4.8.2 - Evolution de l'effort de pêche spécifique exercé sur les différents stocks de crustacés

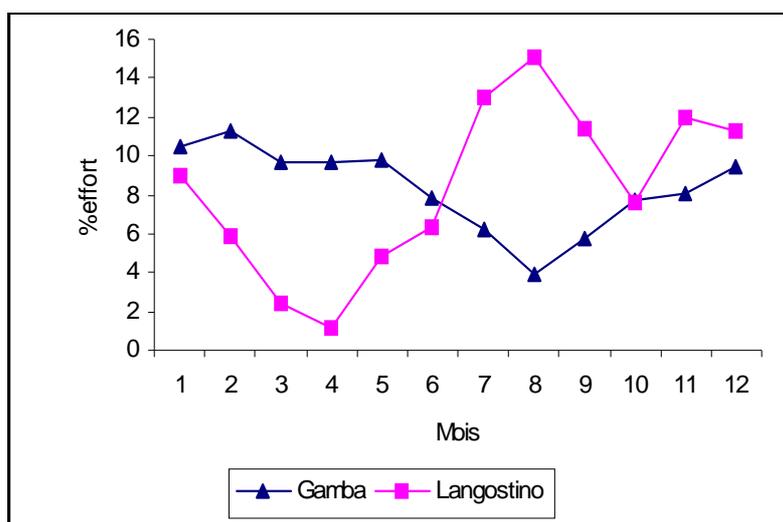


Figure 4.8.3 Evolution saisonnière de l'effort de pêche

4.8.2 Biologie des espèces et pêche

Les paramètres biologiques disponibles sur les différentes espèces de crustacés sont actualisés par le Groupe de Travail *ad hoc* sur les Merlus et les Crevettes profondes (Tenerife, 26 mai – 1 juin 1997) :

. *Penaeus notialis* : Il n'y a pas de données concrètes sur les espèces dans cette région. Mais son cycle de vie est court, et en comparant avec d'autres régions, la durée de vie de ce type de crevette varie de 1 à 1.5 ans. La période de reproduction dans les eaux de Mauritanie est le mois d'Aôut. Les zones de nursery et les époque de juvéniles sont inconnues. Il n'y a pas d'estimation des paramètres de croissance, ni de taille de première maturité.

. *Parapenaeus longirostris* : Il n'y a pas des données concrètes sur les espèces dans cette région. Son cycle de vie est court ; cette crevette vit au maximum 4 années (ce qui est élevé si l'on compare avec les maximum régionaux). La période de reproduction dans les eaux de Mauritanie se situe entre Octobre et Décembre. Les zones de nursery et les époque de juvéniles sont inconnues, ainsi que les paramètres de croissance et de taille de première maturation.

Pour préciser la distribution géographique des captures, on a analysé les bases de données « Journal de pêche » du CNROP (1991-97), par carrés statistiques de 30'sur 30', pour les captures des principales espèces de crevettes et le Geryon (Annexe 4.8.1). Le langostino et la gamba sont capturées sur toute la côte mauritanienne mais la grande concentration de captures se trouve sur le parallèle 20° 30'et 17 ° 00' ainsi que près du fleuve Sénégal. La concentration des captures les plus importantes de gamba est située plus au Sud. Pour l'alastado et le geryon, les concentrations des captures les plus importantes se font au Sud du parallèle 18°. Ces données contiennent cependant certaines erreurs et toutes les conclusions doivent être prises avec précaution.

4.8.3 Modèles de production de Schaefer et Fox - Diagnostique et recommandation

Le modèle d'évaluation de Schaefer et de Fox sont appliqués aux données des gamba et langostino. Les résultats montrent un très mauvais ajustement statistique des modèles. On peut conclure que la série de données est très courte et que la grande variabilité des captures pendant l'année influence les mauvais ajustements du modèle.

Compte tenu du manque de résultats concluants, le potentiel théorique obtenu pour les crevettes a été estimé en fonction de l'évolution interannuelle des captures de 1988 à 1997. La valeur maximale de capture pour cette période est de 2800 tonnes pour les crevettes profondes et la moyenne de 1600 tonnes. Ainsi une valeur de 2500 tonnes de potentiel a été retenue. Pour les crevettes cotières la même procédure a été adoptée et une valeur de potentiel a été retenue correspondant à 1500 tonnes.

Recommandations de recherche

- . Recueillir les indices d'abondance à partir des campagnes de recherche et améliorer les bases de données pour permettre la cartographie la plus précise;
- . Améliorer la standardisation de la CPUE ;
- . Mettre en place un programme d'échantillonnage pour les paramètres biologiques et pour les distributions de taille à bord des navires commerciaux, et également pour l'évaluation des stocks avec des méthodes plus précises.

Recommandation de gestion. En considérant les incertitudes des analyses et les fluctuations des CPUE, les incertitudes liées aux effort de pêche, nous recommandons comme mesure de précaution de maintenir les effort de pêche aux niveaux actuels.

4.9 Tableau de synthèse de la commission évaluation

Ressources	Captures courantes en Tonnes	Variabilité naturelle (3)	Diagnostic	Potentiel de capture (1) en Tonnes	Excédent d'effort (2)	Recommandation de gestion	Qualité des données	Qualité de l'évaluation	Observations
<u>Céphalopodes</u>									
Poulpe	20 000	?	Surexploitation	≈ 35 000 (21000 à 40000 t)	> 25 %	Diminuer l'effort de pêche et ne pas augmenter la capture des jeunes	Bonne	Assez satisfaisante Diagnostic de surexploitation fiable mais potentiel incertain	Nécessité d'étude en âge et relations avec l'environnement
Seiche	≈ 5000	Stable	Probablement pleinement à surexploitée	≈ 10000 **	Inconnu	Approche de précaution et encouragement des engins sélectifs	Statistiques Médiocre	Très faible	Etudes biologiques nécessaires
Calmar	≈ 2000	moyenne	inconnu	≈ 6000 **	inconnu			Très faible	
<u>Poissons démersaux</u>									
. espèces du large	inconnues	moyenne	. probablement sous à pleinement exploitées	10 à 15 000 **	Probablement faible ou nul	Eviter tout accroissement rapide de l'effort	Statistiques très incomplètes	Très faible	Seules les données de campagne sont exploitables
. espèces cotières	inconnues	moyenne	. probablement pleinement à surexploitées	inconnu	probable	Geler l'effort	Statistiques très incomplètes	Très faible	Idem
<u>Merlus</u>	11 000	moyenne	probablement sous exploités biomasse en hausse	> 13 000 (zone RIM)	Nul	Contrôler l'effort dans l'attente d'évaluations plus précise	incomplètes	Mauvaise et ne concerne que la zone RIM	Manque d'informations biologiques et statistiques
<u>Mulets</u>	2-4000 t		fort accroissement de l'effort	Inconnu	Inconnu	Geler l'effort	Très médiocre	Pas d'évaluation possible	Etude en cours au CNROP
<u>Crustacés</u>									
. Crevettes profondes (<i>P. longirostris</i> et <i>Aristeus varidens</i>)	1 600	Elevée	Probablement pleinement exploité	2 500	Faible	Geler l'effort.	Médiocre	Très faible, empirique	Potentiels des crevettes estimé en fonction des niveaux de captures des dix dernières années
. Crevettes cotières (<i>P. notialis</i> et <i>P. kerathurus</i>)	1 000	Elevée	Probablement pleinement exploité	1 500	Faible	Geler l'effort.	Médiocre	Très faible, Méthode empirique	

. Crabe (<i>Gerion m.</i>)	300	Elevée	Probablement pleinement exploité	400*	Nul	Geler l'effort	Médiocre	Faible	
. Langouste rose *	200	Elevé	-	800*	Inconnu		-	Insuffisante	
. Langouste verte (2 stocks)	100	Elevée	Stock nord probablement en reconstitution	220 **	Faible	Attendre avant toute augmentation d'effort	Très médiocre	Evaluation 1988 approximative, pas d'évaluation 1998	Nécessité d'étudier le stock sud
<u>Praies:</u>									
. (V rosalina) *	0	Elevée	Pas exploité	< 300000	nul			Faible	
. (V verrucosa)	0	Elevée	Plus exploité	500-1000 *	nul			Faible	Evaluation 1993 moyenne
<u>Poissons pélagiques</u>	. collaboration sous-régionale indispensable								
. Sardinelles	400 000	Extrêmement élevée	Biomasse en baisse (données accoustiques)	750 000*		-	Données biologiques et de capture à améliorer	Faible	. Fraction côtière non évaluée
. Chinchards (T.trecae et T.tracurus)	160 000	idem	Biomasse en hausse (données accoustiques)	400 à 600 000 t *		Effort maintenu ou augmentation de 20 % supportable	idem	Faible	. Fraction côtière non évaluée
. Maquereau	53 000						insuffisante		
. Sabre	81 000						insuffisante		
<u>Thonnidés</u>									
. Albacore	1 500	Faible	Pleinement exploité	Stock atlantique	Nul - Faible	Geler l'effort et taille minimale	Bonne	Satisfaisante	Evaluation ICCAT Gestion à l'échelle de l'Atlantique
. Listao	20 000 (1997)	Faible	Idem	Idem	Nul	Néant	Bonne	Satisfaisante	
. Patudo	2 500	Faible	Idem	Idem	Nul - Faible	Geler l'effort	Bonne	Satisfaisante	

(1) Capture maximale équilibrée (MSY) (Nota : ce potentiel ne peut être atteint qu'en fixant l'effort au niveau correspondant (fMSY), ce qui implique dans certains cas une diminution de l'effort)

(2) Excédent de l'effort de pêche actuel pour atteindre le potentiel de capture ((f98-fMSY)/f98)

(3) Variabilité naturelle du stock indépendamment de l'exploitation (variabilité du recrutement)

* Pas d'évaluation 1998. Valeurs et recommandations 1993

* * Pas d'évaluation 1998. Valeurs et recommandations 1988