



ECOLE NATIONALE SUPERIEURE AGRONOMIQUE DE RENNES

THÈSE
pour obtenir le grade de
Docteur de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes
MENTION : HALIEUTIQUE

présentée et soutenue publiquement par
Mohamed Mahfoudh Ould Taleb Ould Sidi

10 octobre 2005

**Les ressources de petits pélagiques en Mauritanie et
dans la zone nord ouest africaine : variabilité spatiale
et temporelle, dynamique et diagnostic**

Préparée à l'Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP) et
au Département Halieutique - UPR MESH d'Agrocampus Rennes

Membres du Jury

M. Didier GASCUEL	Directeur de Thèse	Agrocampus Rennes
M. Pierre CHAVANCE	Rapporteur	IRD, Sète
M. Do Chi THANG	Rapporteur	Université Montpellier II
M. Ad CORTEN	Examineur	RIVO-DLO, Pays Bas
M. Denis BINET	Examineur	IRD, Brest
M. M'Bareck O.SOUELIM	Président	Ministère des Pêches de Mauritanie

INTRODUCTION GENERALE

« L'animal est sauvé par son ignorance,
l'Ange est sauvé par sa Connaissance,
entre les deux l'Homme reste le litige »

Jalal Dine Rumi, Poète Soufi, XIII siècle

Dans la région Nord Ouest Africaine considérée (Sénégal, Mauritanie et Sahara occidental), les petits pélagiques représentent, sur le plan quantitatif, les principales ressources vivantes exploitées. Les débarquements de ces espèces au niveau de cette zone varient entre 600 000 à 1 400 000 T/an jouant ainsi un rôle social et économique majeur en dépit de leur faible valeur marchande. En Mauritanie, ces espèces constituent plus de 80% des captures globales et représentent 23 % de la valeur des exportations des produits halieutiques (IMROP, 2004). L'intérêt socio-économique grandissant de ces pêcheries, confère à la recherche halieutique un rôle déterminant dans les efforts des gouvernements visant à déterminer les potentialités de ces ressources pour en tirer de meilleurs profits (contribution à l'autosuffisance alimentaire, amélioration de la balance des paiements souvent déficitaire) tout en garantissant une gestion durable.

Les recherches conduites sur ces espèces se sont relativement intensifiées dans les années 1960 et surtout 1970, avec les travaux menés par les chercheurs des pays de l'est européen à partir des navires de recherche ou des bateaux usines travaillant dans la région. Le programme CINECA (Cooperative Investigation of the North Part of the Eastern Central Atlantic) a contribué de façon significative à cet effort surtout pour le volet physique. Les investigations scientifiques des chercheurs des pays de l'Est européen (URSS, Roumanie, RDA) se sont poursuivies avec une certaine intensité jusqu'au début des années 1990 pour se relâcher par la suite. Différentes autres institutions ont été présentes soit par l'organisation des groupes de travail (COPACE qui est une structure mise en place par la FAO), soit par la conduite des campagnes acoustiques et l'envoi des experts (France, Norvège, Pays Bas). L'intérêt des chercheurs nationaux à cette problématique est relativement récent. En Mauritanie, il remonte aux années 1990 (Ould Souelim, 1992 et Ould Deddah, 1995 et 1999, Ould Taleb Sidi, 1997, 2000 et 2001).

Ces pêcheries sont connues pour leur complexité tant au niveau des ressources exploitées (une dizaine d'espèces pouvant être exploitées simultanément), que du mode d'exploitation (chalutiers et senneurs industriels, embarcations artisanales). Cette complexité se double aussi d'une difficulté de suivi des flottilles étrangères industrielles, qui ne sont pas soumises à l'obligation de débarquement dans les ports des pays riverains ; d'où une qualité de statistiques souvent douteuse et rarement ventilées par espèces. D'autres facteurs contribuent à rendre difficile le suivi de ces pêcheries et concourent notamment à la difficulté de quantifier l'effort de pêche. Parmi ces facteurs on doit en particulier citer : la présence irrégulière de plusieurs des flottilles concernées, la difficulté de standardiser l'effort de pêche en raison du report fréquent entre espèces, l'existence d'une pêche artisanale elle même mal connue et très variable. Le grand nombre d'espèces à évaluer rend d'ailleurs l'approche analytique, espèce par espèce particulièrement difficile et coûteuse compte tenu de la faiblesse passée et actuelle des moyens de recherche.

L'instabilité est l'une des caractéristiques majeures des ressources de petits pélagiques. Il est largement admis par la communauté scientifique internationale que cette forte variabilité est provoquée par une combinaison de différents facteurs dont essentiellement la surpêche et les conditions environnementales.

Les conséquences de ces grandes fluctuations pour l'évaluation et la gestion des pêcheries de petits pélagiques sont évidentes. Les estimations de points de référence se font presque exclusivement par le recours au modèle global. Invariablement depuis 2001, les groupes de travail organisés sous la houlette de la FAO et regroupant les experts des différents pays de la sous-région en plus de ceux de certains des pays pêcheurs, concluent que les données ne sont pas suffisantes pour évaluer l'état de ces stocks et estimer les paramètres de l'approche

analytique. Ce diagnostic s'explique en grande partie par la limite du temps imparti (une semaine à 10 jours) qui n'autorise pas de réaliser toutes les explorations et analyses pour quatre à cinq espèces et le manque des compétences en nombre suffisant en plus de gros problèmes d'échantillonnage.

La présente étude cherche à mettre en évidence les facteurs clés responsables de la grande variabilité dans le temps et dans l'espace de ces ressources et de leur exploitation et à évaluer leur potentialité en vue de dégager des mesures de gestion appropriées. La pertinence du mode de gestion proposé dépend en grande partie de la compréhension de la dynamique spatio-temporelle de la ressource.

Pour arriver à cet objectif nous mobilisons, pour la première fois dans la zone nord ouest africaine, un faisceau de données aussi variées que les campagnes acoustiques, ichtyoplanctonique, les statistiques de pêche et des données environnementales aux échelles spatiales et temporelles les plus fines possibles.

Comme on peut le constater, le développement de ce travail suppose une prise en compte de plusieurs échelles et diverses disciplines. Plusieurs problématiques émergent. Elles sont liées à l'exploitation mais sont aussi de nature biologique, écologique, environnementale et socio-économique. Cette étude cherche donc à intégrer les approches récentes où l'on considère le milieu marin et son exploitation comme un système complexe.

Le travail présenté ici comporte trois grandes parties :

La première partie, qui s'articule en 2 chapitres, décrit l'environnement de la pêche de petits pélagiques dans la zone nord ouest africaine en focalisant l'attention sur la zone mauritanienne. Cet environnement inclut à la fois les aspects physiques, hydroclimatiques, biologique et halieutique en portant l'attention sur les connaissances relativement nouvelles (indice NAO, filaments, existence de différents types d'upwelling dans la zone) ou non pris en considération dans les études antérieures (l'importance et l'impact du transport éolien sur la zone superficielle de l'océan). Cette partie permet aussi de restituer les différents aspects biologiques (migrations, cycle de vie), halieutiques (historique des flottilles, conditions d'accès) qui peuvent intervenir sur la dynamique des pêcheries étudiées. Elle met en relief l'importance de tenir compte de la dynamique des différents processus à méso-échelle (journée, carré statistique de 30X30'), aspects non pris encore suffisamment en compte dans les études menées dans la zone.

La deuxième partie établit un schéma de répartition spatial et temporel concernant la reproduction de deux principales espèces *Trachurus trecae* et *Sardinella aurita* qui sont écologiquement et commercialement importantes. Sur la base de cinq campagnes ichtyologiques annuelles (1997-2001), on analyse d'abord les facteurs déterminants la distribution et l'abondance des larves de ces deux espèces dans la zone mauritanienne (Chapitre 3). Cette partie porte ensuite sur l'activité des flottilles artisanale et industrielle (chapitre 4). Après avoir décrit les caractéristiques des unités de pêche, on analyse l'évolution de l'effort nominal entre 1991 et 2002 dans la zone mauritanienne. A partir des évolutions saisonnières et inter-annuelles de l'effort de pêche, global ou par zone de pêche, l'évolution spatiale et temporelle de l'activité de pêche en fonction des espèces ou groupes d'espèce est estimée. Au chapitre 5, l'analyse des campagnes acoustiques est menée et un indice d'abondance standardisé portant sur une trentaine d'année est établi pour la région nord ouest africaine. L'étude de ces campagnes scientifiques permet également de caractériser la répartition spatiale (à l'échelle de la région et au niveau local), saisonnière et inter-annuelle

des principales espèces de petits pélagiques tant en terme d'abondance qu'au niveau des structures démographiques pour *Sardinella aurita* uniquement. Le chapitre 6 analyse les données de captures et d'effort, qui sont l'une des bases fondamentales de l'évaluation des stocks halieutiques au travers des captures par unité d'effort en séparant l'effort, qui est plurispécifique, en effort spécifique et en dégageant une éventuelle tendance pluriannuelle des CPUE spécifique en tenant compte de l'évolution probable de la puissance de pêche. L'analyse est menée en utilisant le modèle linéaire généralisé (GLM).

La troisième partie traite de la détermination de l'état des stocks de ces espèces en ayant d'abord recours à la démarche monospécifique (Modèle global et analytique). L'application de ces méthodes classiques nécessitent cependant de tenir compte de la spécificité de la zone tant en terme de manque de données adaptées qu'au niveau de la difficulté de détermination des structures démographiques en âge. Enfin au chapitre 9, on met en œuvre de nouvelles approches utilisant l'écosystème comme unité fonctionnelle à deux périodes distinctes au niveau de la zone mauritanienne (1988 et 1998) pour produire une analyse comparative des changements des structures et des fonctions de cet écosystème. Cette approche, qui tient compte des interactions entre espèces, permet aussi de comparer cet écosystème nord ouest africain avec d'autres écosystèmes similaires.

En définitive, ce travail permet de disposer d'une vision globale des principaux facteurs responsables de la grande variabilité des ressources de petits pélagiques dans la zone nord ouest africain et tente de proposer des mesures visant à assurer la durabilité de ces espèces et de leur exploitation.

PARTIE I

CONTEXTE PHYSIQUE, BIOLOGIQUE ET HALIEUTIQUE

« La science est une goutte que les pseudo-savants ont fait débordée »

Aly Ibn Abd Al Mountalib VII Siècle

INTRODUCTION

Pour répondre à notre problématique d'étude, il convient de définir clairement et de bien analyser les différents contextes dans lesquels s'inscrit ce travail. La dynamique des stocks de poissons pélagiques¹ côtiers est étroitement associée à celle des facteurs environnementaux tels que l'intensité et la variabilité saisonnière ou interannuelle des upwellings, les aspects de la production primaire ou secondaire, ainsi que les caractéristiques hydrodynamiques de ces régions (Roy, 1991) mais aussi de multiples autres facteurs. A cet effet, nous avons souhaité traiter les différents contextes, notamment physiques, météorologiques, hydroclimatiques, biologiques et halieutique de notre zone d'étude. Au niveau physique, cette partie abordera les différents processus en jeu, à une échelle locale et sous-régionale et l'importance de leur variabilité sur la productivité (primaire et secondaire) et les ressources de petits pélagiques. Les systèmes d'upwelling sont considérés comme les plus productifs du monde. En fait, comme nous allons le voir, la richesse des écosystèmes d'upwelling est fortement contrastée à méso-échelle et les zones les plus productives s'apparentent davantage à des « oasis » mobiles dans l'océan. Au niveau biologique et halieutique nous porterons notre attention sur les deux espèces les plus abondantes au niveau de la zone Mauritanie-Sénégal à savoir *Sardinella aurita* et *Trachurus trecae*. Naturellement, les autres espèces pélagiques seront aussi traitées étant donné la nature multispécifique de ces pêcheries. Dans le volet biologique, nous attellerons, à synthétiser les travaux disponibles portant sur les communautés planctoniques et les espèces de petits pélagiques (reproduction, migration, alimentation des adultes...). Dans le volet exploitation, il s'agit d'analyser la physionomie des pêcheries nationales et internationales ayant fréquentées ou fréquentant la région en général, et la zone mauritanienne en particulier. L'étude du contexte halieutique et juridique révélera aussi les conditions d'accès et les modes d'exploitation assurés pour une large part par des bateaux industriels battant pavillon étrangers.

Ce survol cherchera donc à caractériser l'évolution de ces différents contextes, en se basant sur les travaux effectués dans la zone notamment à partir du début des années 1970 jusqu'à présent et aussi sur certaines réflexions personnelles. Malgré son volume, cette partie contextuelle n'est ni exhaustive ni toujours actualisée en raison d'une part de la difficulté de rendre compte par un non spécialiste des processus souvent complexes et d'autre part du fait que cette zone ne fait l'objet que d'études très ponctuelles conduites en général par des laboratoires étrangers. La présentation est orientée de façon à pouvoir comprendre par exemple les changements profonds dans les structures biologiques notamment au niveau des espèces exploitées. Ainsi, l'activité fortement saisonnière d'upwelling entre la Mauritanie et le Sénégal fait passer l'écosystème d'une influence tropicale à une influence subtropicale en quelques mois. La connaissance des conditions hydroclimatiques régnant sur le plateau continental de la région est indispensable à la compréhension de la répartition des espèces et de leurs déplacements saisonniers. Elle permet aussi d'expliquer la forte productivité biologique, donc la richesse et la diversité des ressources halieutiques dans des eaux où il y a rencontre des espèces appartenant à la faune tropicale et de celles appartenant à l'ensemble subtropical, ces deux types de faune étant normalement situés de part et d'autre du front thermique séparant les eaux chaudes des eaux froides. Les changements saisonniers brusques induisent une migration saisonnière prononcée des stocks halieutiques de petits pélagiques entre le Sénégal, la Mauritanie et la zone Sahara. A travers la description des stocks, nous

¹ Au sens commercial du terme. Certaines espèces traitées ici comme des pélagiques sont en fait des bathypélagiques (cas *Trichiurus lepturus* notamment)

souhaitons faire le point sur les lacunes dans les connaissances biologiques, tant en ce qui concerne le statut des espèces que pour ce qui est des schémas de migration.

En conclusion, nous dégagerons les enseignements majeurs et les principaux questionnements scientifiques qui demandent de nouvelles investigations scientifiques car, en définitive, comprendre la variabilité² des populations de petits pélagiques côtiers impose d'appréhender les principaux paramètres ayant ou risquant d'avoir des effets directs ou indirects sur ces ressources. A défaut de pouvoir les traiter tous dans la suite du travail, il serait au moins logique sinon nécessaire d'y faire référence au moment approprié.

² le terme variabilité d'un milieu est réservé à la variabilité temporelle, alors que la variabilité spatiale est appelée hétérogénéité (Barbault, 1992)

Chapitre 1 : Milieu physique et environnement

1.1. Contexte physique et météorologique

1.1.1. Le plateau continental : zone à largeur variable

Le système nord-ouest Africain s'étend du détroit de Gibraltar (36°N) entre l'Espagne et le Maroc au cap Roxo au Sénégal (12°N) (Fig.1.1). Le littoral est caractérisé par une succession des caps et de baies. Le plateau continental est une vaste plate-forme dont la largeur varie entre 30 et 150 km.

Entre la zone Sahara et le Sénégal, la largeur moyenne est de 70 km (Pham-Thuoc et Szypula, 1973). La profondeur du point de rupture de pente, position entre le plateau continental et le talus, est en moyenne de 103 m, ce qui est relativement peu profond. Dans cette zone, l'orientation générale de la côte est nord-sud, avec des inflexions vers l'est à chacune des extrémités. L'isobathe des 150 mètres, qui marque la fin du plateau continental, est plus rectiligne, sauf aux extrémités (Fréon, 1988a). Le plateau continental s'élargit donc en forme de triangle vers le nord et vers le sud. Sa largeur, qui n'est que d'environ 30 milles dans la partie centrale de la zone, dépasse 80 milles aux extrémités.

La côte mauritanienne est un vaste ensemble qui s'étend entre 16°04' et 20°36'N³ de latitude Nord sur près de 720 Km (Sanyo, 2002). Elle est rocheuse au nord du cap Blanc, sableuse et rectiligne au sud du cap Timiris. Le plateau continental au sud du cap Blanc est large de 40 à 60 milles puis se rétrécit jusqu'au niveau du cap Timiris où l'isobathe 200 m ne se trouve plus qu'à 10 milles de la côte. Les fonds sont généralement réguliers et la pente vers le large est douce pour la plus grande partie du plateau. Un décrochement est cependant perceptible vers 50 m où on trouve çà et là des affleurements rocheux longitudinaux ; en face du banc d'Arguin ainsi que devant le cap Timiris, des roches affleurent entre - 25 et -30 m (Maigret, 1972). De nombreuses fosses entaillent profondément le plateau continental et arrivent au contact du banc où les fonds de 10m voisinent alors avec ceux de 300 à 400m. Les parois sud de ces canyons sont généralement rocheuses et souvent coralliennes (Maigret et Ly, 1986). Ces canyons ont un impact important sur la circulation de l'upwelling et la sédimentation notamment dans la zone du cap Timiris (Herbland et Voituriez, 1983). Dans la zone nord mauritanienne, l'accroissement du plateau au delà des fonds de 200 m se présente en chute nette avec un talus bien marqué suivi d'une pente franche, si bien que sa délimitation extrêmement importante pour la pêche des espèces pélagiques à certaines périodes de l'année est relativement aisée en venant du large (Maigret, 1972). Les formations rocheuses apparaissent ici plus nombreuses qu'au nord du cap Timiris, entre les sondes de 15 et 30 m. Au sud de 18°00'N, ces roches peuvent former des reliefs longitudinaux bien marqués. Le plateau est beaucoup plus régulier avec cependant des canyons sous-marins que l'on trouve entre 18°40'N et 18°50'N. Plus au sud encore, de nombreuses fosses de moindre importance entaillent le rebord du plateau ; les plus importantes sont situées à 16°30'N et 16°50'N (Dubrovin et al., 1991).

Au Sénégal, la presqu'île du cap-Vert sépare le domaine maritime sénégalais en deux zones aux caractéristiques topographiques bien distinctes (Roy, 1992). Au nord de la presqu'île, le plateau continental est étroit et orienté N-NE. Au sud, le plateau continental s'élargit, le talus est situé entre 10 et 30 milles des côtes et est orienté N puis NW-N. Au niveau de la presqu'île du Cap-Vert, point le plus occidental de la côte d'Afrique, le continent s'avance vers l'ouest,

³ La limite nord des eaux territoriales mauritanienne avaient été portée à 24°N en avril 1976. En août 1979, la Mauritanie a renoncé à ses revendications territoriales sur le Sahara occidental (Josse, 1988)

réduisant à quelques milles la largeur du plateau, tandis qu'à quelques dizaines de kilomètres plus au nord la fosse de Kayar l'entaille profondément. Ces deux obstacles, bien que franchissables par les espèces pélagiques, sont responsables de certaines particularités hydroclimatiques et écologiques dans la région (Fréon, 1988a).

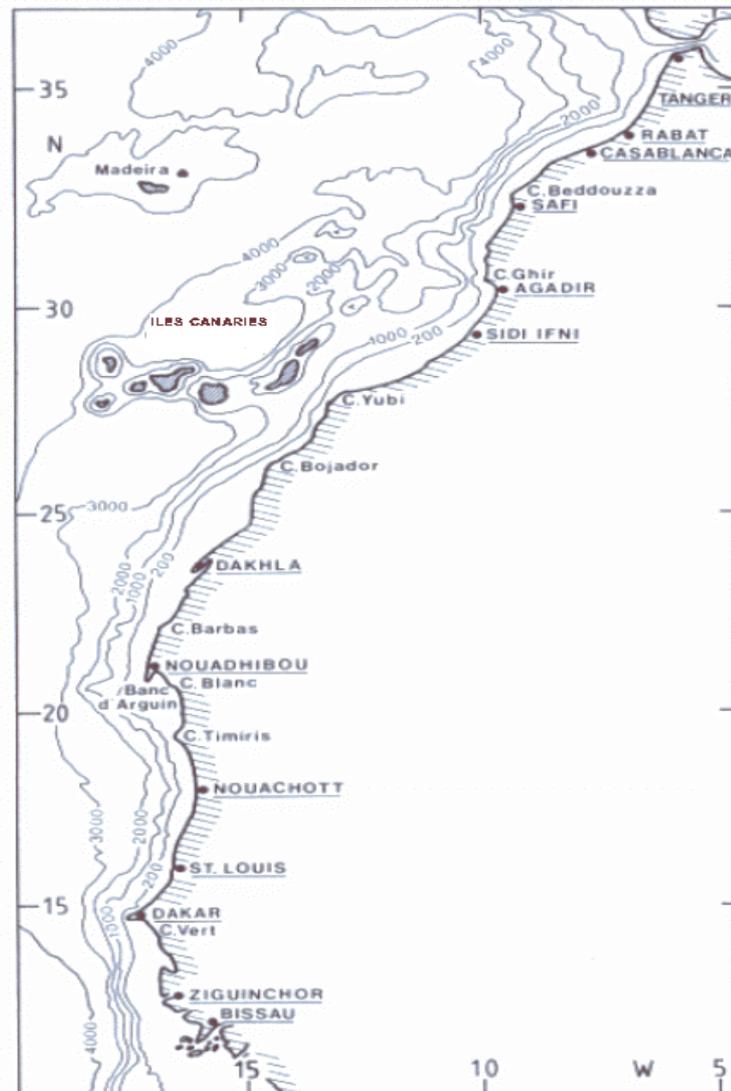


Fig.1.1. Zone d'étude s'étendant du 26°N au 12°N

1.1.2. Les sédiments : apports éoliens exceptionnels

Dans la zone mauritanienne, la nature de la couverture sédimentaire diffère selon que l'on se trouve au nord ou au sud du cap Timiris. Au nord elle est caractérisée par l'existence de grandes surfaces de sables grossiers et des teneurs élevées en CaCO_3 . Au sud, prédominant du sable très fin avec des teneurs moyennes faibles en éléments carbonatés (Fig.1.2). D'une façon générale, les teneurs en lutites sont plus élevées au nord du cap Timiris (Domain, 1981). Globalement, la répartition des différents types de sédiment se présentent comme suit (Josse et Garcia, 1986) :

- sable entre 0 à 35 - 40 mètres de profondeur. Ils sont la plupart du temps constitués de sable fins quartzeux.

- sable vaseux entre 40 à 100 - 150 mètres de profondeur. Ils contiennent de 5 à 25 % de lutites
- vase sableuse au delà de 150 mètres de profondeur. Les sédiments contiennent entre 25 et 75 % de lutites

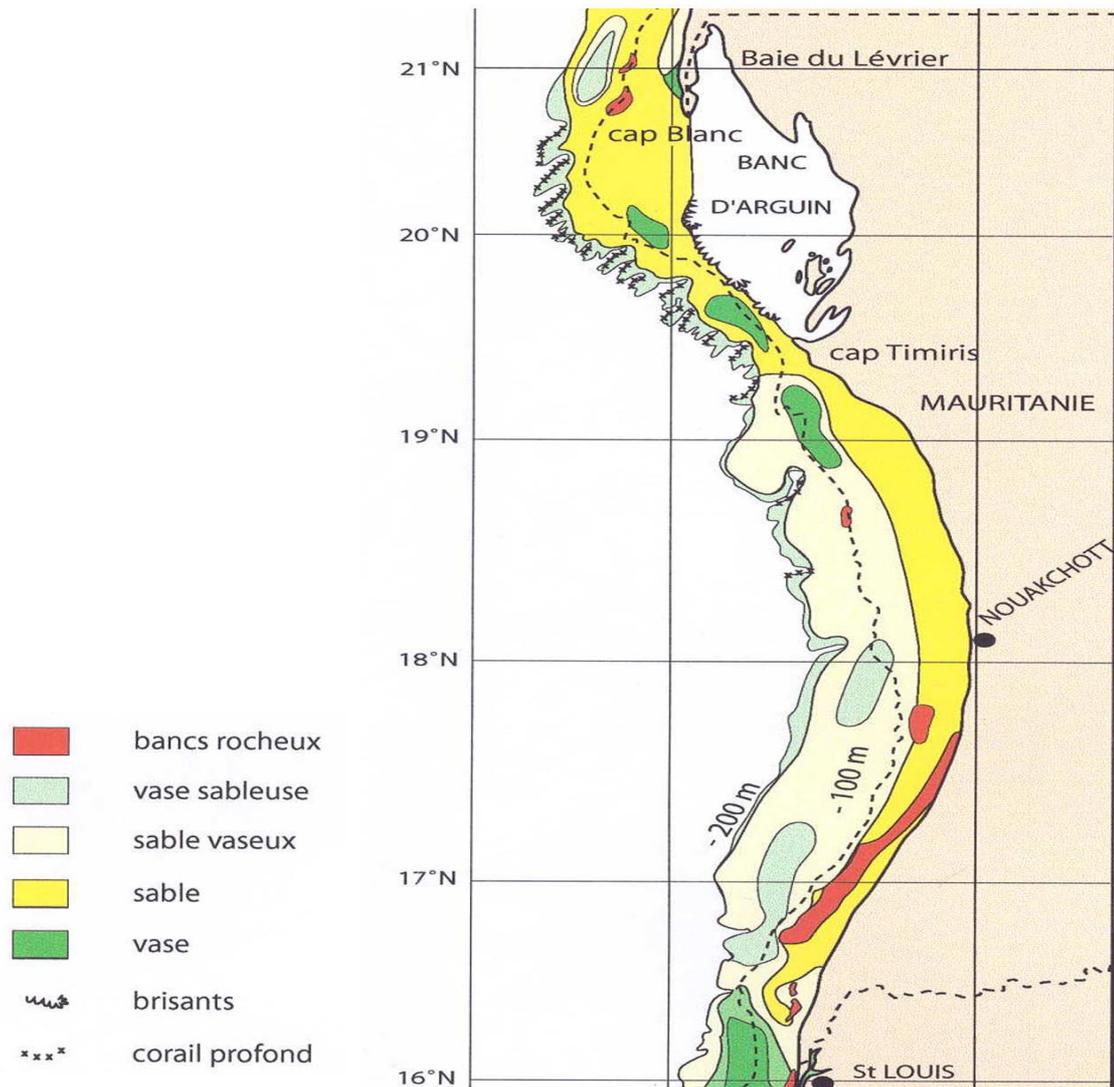


Fig.1.2. Cartographie des fonds du plateau continental maritainien (Josse et Garcia, modifié)

Il est vraisemblable que les éléments fins que l'on rencontre en Mauritanie dans la vase, la vase sableuse ou le sable vaseux aient une origine terrigène et soient constituées de poussières transportées par les tempêtes de sable (Josse et Garcia, 1986). La poussière est un constituant important des particules de l'atmosphère. Elle joue un rôle dans plusieurs processus biogéochimiques, mais son importance dans ces processus n'est pas encore bien cernée en raison du manque d'étude sur sa distribution et ses propriétés physiques, chimiques, et minéralogiques (Prospero, 1999).

Cette poussière en suspension joue un rôle déterminant dans l'apport en sédiment pour les océans (Fig.1.3). Ainsi, Guerzoni et al. (1997) ont montré que le dépôt éolien est une importante source (50%) qui peut même devenir dominante (> 80%) dans le bassin méditerranéen.

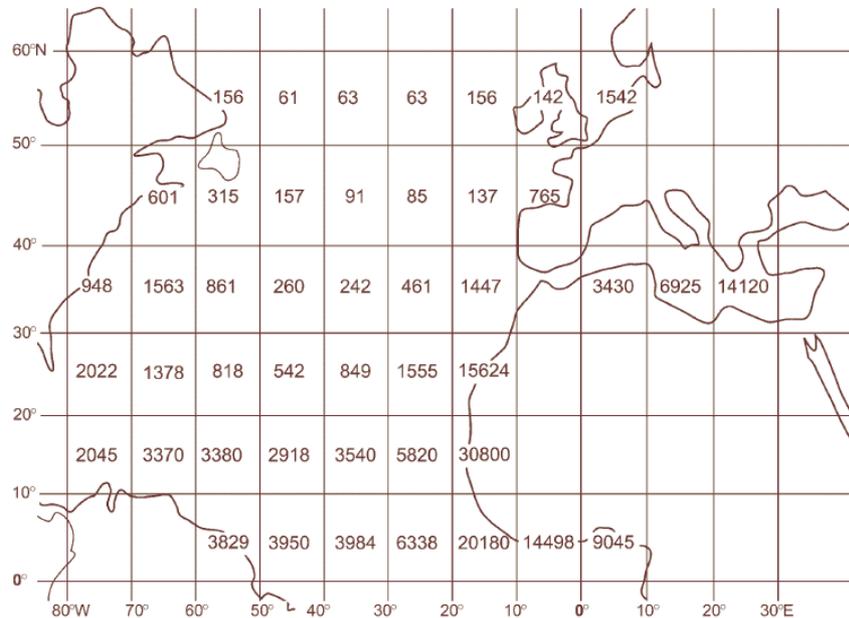


Fig.1.3. Taux de dépôts annuels (en mg/m²) d'aérosols atmosphériques au niveau de l'océan Atlantique nord (Goudie et Middleton, 2001)

Cette grande quantité de sable en suspension peut affecter la température de l'air par l'absorption et la dispersion du rayonnement solaire en agissant ainsi sur la productivité primaire marine et en causant le refroidissement des océans (Schollaert et. Merrill, 1998). La poussière en suspension, peut affecter le climat directement en dispersant et en absorbant le rayonnement solaire et indirectement en modifiant les propriétés physiques de formation des nuages (Prospero et Lamb, 2003). Mais le dépôt de la poussière peut aussi fournir des quantités considérables de nutriments à la surface des océans en particulier dans l'Océan Atlantique. Dans cette zone, en effet, la poussière éolienne contient des quantités appréciables de fer (Zhu et al., 1997), qui une fois déposée à la surface des océans peut augmenter la productivité de plancton.

Les grandes particules (dizaines de micromètres de diamètre), en raison de leur poids, sont déposées relativement rapidement (généralement dans des centaines à mille kilomètres de la source) et forment ainsi des couches à la surface des terres et des océans. Les particules les plus petites peuvent avoir un séjour aérien plus ou moins long en l'absence de précipitation. Pendant ce temps, elles peuvent être transportés sur des milliers de kilomètres par des vents. La Floride reçoit de la poussière en provenance Nord ouest africaine située à plus de 5000 km. Des mesures quotidiennes faites depuis 1974 à différents endroits de cette côte américaine mettent en évidence une périodicité saisonnière claire, avec des concentrations maximales en en juin, juillet, et août. La variabilité à plus long terme du transport de la poussière pourrait être liée d'une manière complexe à d'autres variables de climat, telles que l'Oscillation Nord Atlantique (Moulin et al.1997).

Sur la zone qui nous concerne, les perturbations de grandes envergures se manifestent surtout pendant l'été et semblent être associées aux perturbations fortes qui se développent dans l'Afrique occidentale entre (15 –20°N) et se déplacent à l'ouest, transportant ainsi de grandes quantités de sable. Ainsi (Schlatter, 1995) a estimé à environ 20 millions de tonnes la poussière Saharienne annuellement déposée aux Caraïbes. L'harmattan peut prendre un

caractère très violent et entraîner alors loin en mer des sables et des poussières arrachés au désert saharien. Les quantités de matériaux ainsi entraînés au large sont considérables. Des études effectuées en 1974 ont évalué à 400 000 tonnes la quantité de poussière transportée, sur une portion de côte de 100 km de long lors d'une tempête de sable qui aurait duré 6 heures (Lepple, 1975). Ces poussières ne retombent que lentement et la plus grande partie sédimente au large du plateau continental.

La frontière mauritano-sénégalaise est caractérisée par les rejets entraînés par le fleuve Sénégal sous forme de particules décantées du flux du fleuve retrouvées jusqu'au 16° 20' N au Nord de l'embouchure. Le barrage, sur le fleuve Sénégal, a occasionné un arrêt des apports matériaux en mer, d'où l'arrêt de la sédimentation et des déficits de matières en suspension (Anonyme, 1998).

1.1.3. Oscillation Nord Atlantique (NAO) et champs de pressions : un effet possible de la NAO sur la zone

Oscillation Nord Atlantique

L'étude des phénomènes climatiques à grande échelle revêt un intérêt grandissant de la part de la communauté scientifique (Fromentin et Planque 1996; Ottersen *et al.* 2001). Dans ce cadre, l'effet de l'Oscillation Nord Atlantique (NAO) sur le nord de l'océan atlantique est devenu presque un paradigme. C'est le phénomène dominant dans la dynamique atmosphérique dans l'Atlantique nord tout au long de l'année, mais il est le plus prononcé pendant l'hiver et explique plus du tiers de la variabilité de la pression au niveau de la mer (Ottersen *et al.* 2001). L'impact de la NAO en hiver s'étend de la Floride au Groenland et du Nord ouest Africain en passant par l'Europe jusqu'au Nord de l'Asie. (Visbeck *et al.* 2001). Ainsi, dans le Nord ouest africain, il est observé que lorsque la NAO est positive, un fort gradient de pression se positionne jusqu'à la latitude de Nouadhibou (Mauritanie). Ce gradient est responsable de l'intensification des alizés et par conséquent il s'en suit un refroidissement des eaux. Une dépression est observée sur la même latitude quand la NAO est négative ce qui favorise un affaiblissement des vents alizés et donc un réchauffement des eaux le long du littoral nord ouest africain (Fig1.4).

L'oscillation consiste en un dipôle nord-sud d'anomalies standardisée. Le premier est localisé aux Açores (hautes pressions) le second au-dessus de l'Islande (basses pressions). Si on a une NAO positive (NAO⁺) la pression atmosphérique augmente aux Açores et diminue en Islande. Cette situation est responsable du renforcement de l'anticyclone aux Açores et de la dépression en Islande (la pression diminue). En revanche lorsque la NAO est négative (NAO⁻) le contraire se produit accompagnés d'un affaiblissement de l'anticyclone au niveau des Açores et de la dépression en Islande (la pression augmente) (Visbeck *et al.*, 2001; Ould El Mahfoudh, 2000).

Le NAO se manifeste principalement en hiver, et sa relation avec le vent, la température et les champs de pression est forte à cette période. Cela suggère que des mécanismes écologiques ayant lieu en hiver sont les plus affectés par la NAO que ceux qui surviennent en été (Ottersen *et al.* 2001).

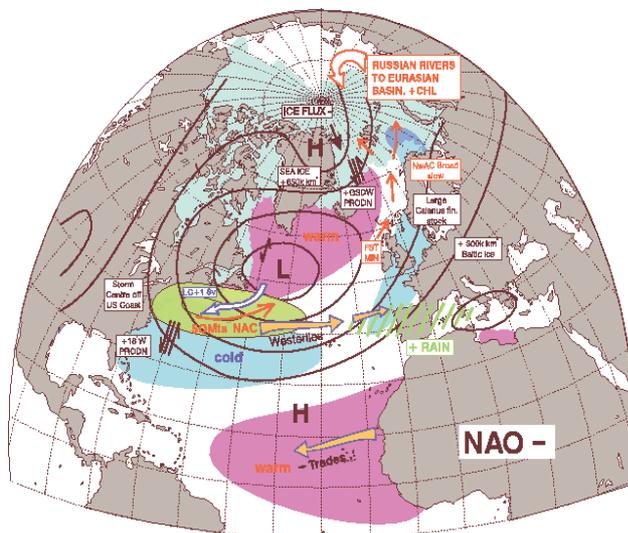
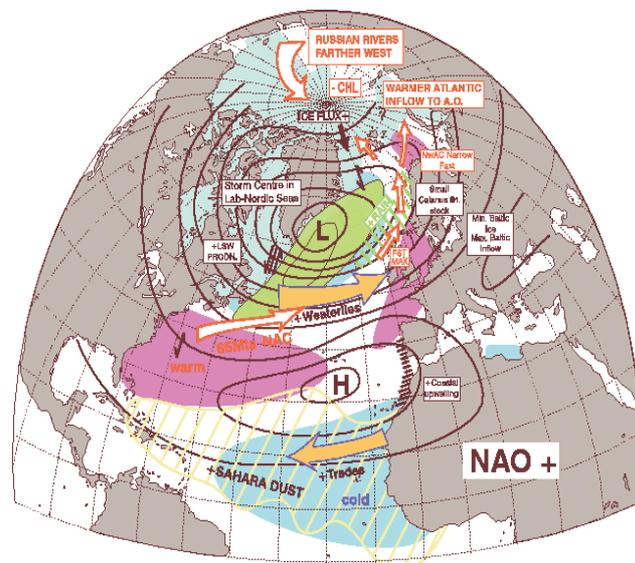


Fig.1.4 a. et b.: L'Oscillation Nord Atlantique (NAO+) et (NAO-) (<http://www.met.rdg.ac.uk/cag/NAO/index.html>)

Puisque la température affecte les taux métaboliques d'espèces poïkilothermes (c'est à dire la grande majorité des espèces) les effets de la NAO sont susceptibles d'être observés chez la plupart des composants d'un écosystème.

Une revue bibliographique exhaustive menée par Ottersen et al.(2001) montre clairement l'effet en cascade de la NAO à tous les niveaux trophiques : de la production primaire aux herbivores aux prédateurs apicaux, en influençant la croissance, les traits de vie et la dynamique de populations et ce-ci de diverses manières. Cependant, les investigations sur des phénomènes écologiques à grande échelle et leurs processus fondamentaux exigent des séries de données à long terme. Ainsi, Ould El Mahfoudh (2000) a cherché à quantifier l'influence de cette oscillation sur les caractéristiques hydrographiques et biologiques de l'upwelling du Cap Blanc (Mauritanie) pour la période de 1920-1999. Les résultats n'ont pas démontré de relation claire entre cette oscillation et l'upwelling (Fig.1.5).

Les masses d'air et les champs de pressions

Au sol, le littoral se trouve sous l'influence de trois masses d'air principales au cours de l'année. Deux sont d'origine boréale, la troisième, d'origine australe, est séparée des précédentes par le front inter-tropical (FIT). La zone de convergence inter-tropicale, limite entre les flux des hémisphères nord et sud, devient un véritable front sur cette région car le flux de secteur nord-est est très chaud et sec (harmattan circulant sur le Sahara) alors que le flux de sud est moins chaud et beaucoup plus humide.

Les déplacements saisonniers de ces masses d'air sont régis par l'interaction de quatre champs de pression (in Fréon, 1988a):

- deux systèmes maritimes permanents qui sont les anticyclones des Açores et de Sainte-Hélène.
- deux systèmes continentaux saisonniers : l'anticyclone maghrébin et la dépression saharienne.

Les mouvements du FIT sont essentiellement liés à la position de l'anticyclone des Açores. Il descend jusqu'à 6°N en janvier, toute la zone côtière sénégal-mauritanienne étant alors sous la dominante de hautes pressions et de vents de secteurs nord et nord-est: c'est la saison sèche ou saison froide. Il remonte jusqu'à 20°N à la côte en août, la partie sud de la zone étant alors sous l'influence de vents de sud-ouest -dits de mousson- qui apportent les pluies (Dubrovin et al., 1991).

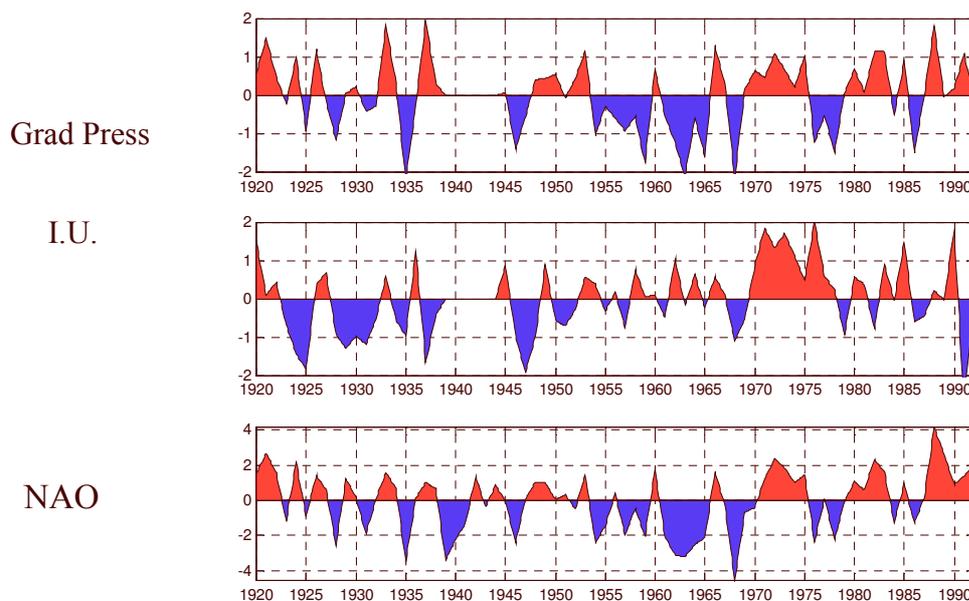


Fig.1.5. Variabilité pluriannuelle : A). Gradient de pression entre Açores et Nouadhibou ($\text{grad } P = P_a - P_N$). ; B) Indice d'upwelling (I.U) et C) la NAO (Ould El Mahfoudh, 2000)

1.1.4. Les vents : moteur de l'upwelling

Le littoral saharien est inclus géographiquement dans le secteur d'oscillation annuelle du système anti-cyclonique de l'Atlantique nord. Tout au long de l'année on observe une zone de haute pression aux voisinages des Açores. Dans cette zone, les vents dominants sont essentiellement influencés par la zone intertropicale de convergence (ZITC). C'est une zone dépressionnaire (Dubrovin et al., 1991). A sa proximité, les vents vont du nord vers le sud dans la partie nord, et inversement dans la partie sud. Cette zone de convergence n'est pas fixe mais montre un balancement au grès des saisons. Cette migration induit des changements

des régimes de vents. En effet, les variations saisonnières des alizés sont liées avant tout aux changements saisonniers de la position et de l'état de l'anticyclone des Açores. Ainsi, en saison froide, l'anticyclone se positionne à la latitude 25° - 30° N, entre les archipels des Canaries et des Açores, alors que la zone intertropicale de convergence remonte au nord de 2°N sur les côtes africaines. Les gradients de pression sont affaiblis. Ce qui réduit au minimum la vitesse des vents. En avril, et surtout en mai, l'anticyclone des Açores se déplace plus au sud. Ainsi se forme des gradients de pression très marqués et on assiste à une augmentation de la force des vents. En août – septembre, l'anticyclone des Açores occupe sa position la plus au nord, ce qui affaiblit les gradients de pression dans la zone et par conséquent, la vitesse des alizés se trouve considérablement diminuée.

Dans la région de Nouadhibou on les observe tout au long de l'année, prédominant très largement sur les autres types du vent : 63,1%(230 jours par an) pour les vents N-NE et 23 % (soit 84 jours par an) du NW-N. Quant aux jours sans vent on n'en observe que 7 par an (1.9%) (Arfi, 1985). Il y a rotation des vents au Nord / Nord –Ouest en mai – juin période de renforcement et au contraire rotation vers l'Est durant la période d'accalmie correspondant à une remontée du front intertropical vers le Nord dans la zone des alizés (Maigret, 1972 ; Sanyo, 2002).

L'intensité des vents et leur orientation sont principalement fonction de leur position par rapport au ZITC. Au niveau du cap Blanc, la vitesse moyenne des alizés est relativement élevée (entre 6 et 8 m/s) et des pointes supérieures à 15 m/s sont très fréquentes. D'octobre à mars on peut observer de courte période de vents de secteur Est, parfois violent (l'harmattan). Les périodes de calme (vitesse de vent inférieur ou égale à 1 m/s) sont peu nombreux et rarement de longues durées. Au sud du cap Timiris, le régime des alizés ne dominant plus, tant en fréquence qu'en vitesse et tend à être remplacés par des vents du secteur Est (l'Harmattan est plus sensible qu'à Nouadhibou) et d'ouest annonçant la proximité de la zone soumise au régime de la mousson du sud-ouest. Les périodes de vent faible ou nul sont beaucoup plus importantes, et d'une manière générale, la force du vent est beaucoup plus faible que dans le nord de la Mauritanie (Arfi, 1985, Dubrovin et al.1991).

Les variations temporelles des vents près de la côte ont des périodes typiques de 5 à 10 jours. Dans cette échelle de temps, des pulsations de l'upwelling local se réalisent et se renforcent par les vents locaux. Pour répondre aux fluctuations temporelles des vents locaux, la réponse sur le plateau demande quelques heures pour se faire sentir dans la couche de surface et un jour pour toute la colonne d'eau. Mais, il y a aussi des événements d'upwelling dont les périodes varient de 5 à 7 jours, ils ne sont pas associés au forçage du vent local (Mittelstaedt, 1982).

Le régime du vent dominant dans les parages de Nouadhibou peut connaître de profonds changements tant qualitatifs que quantitatifs comme ce fût le cas pour la période 1955 – 1982 (Arfi, 1985). Cet auteur récuse la régularité et la constance du vent dans ce secteur pourtant largement admise (Maigret, 1972 ; Schemainda et al., 1975). Comme nous allons le voir dans le chapitre portant sur l'upwelling, ces variations en direction et en vitesse auront des répercussions sur la durée et la puissance des upwellings côtiers dans le secteur de la péninsule du cap Blanc.

1.1.5. Les pluies : zone à pluvisioté médiocre à nulle

La zone nord ouest africaine est caractérisée par une très faible pluviosité sauf à sa périphérie où on observe des pluies estivales (à partir du sud de la Mauritanie) et hivernale (Nord et centre du Maroc). Au Sahara, le climat est désertique avec des précipitations n'excédant pas les 100 mm/an et très irrégulièrement réparties. L'hydrographie y est dégradée, seul le Seguet El Hamra coule occasionnellement quelques jours tous les 6 à 7 ans et n'atteint qu'exceptionnellement la mer (www.maghrebarabe.org).

Dans la zone centre et sud, les pluies sont saisonnières (Juin à Septembre) et présentent un gradient méridien très marqué. Les hauteurs de pluie varient fortement en fonction de la latitude. Ainsi, Nouadhibou enregistre des hauteurs de pluie insignifiantes et un déficit hydrique important (17 mm en moyenne annuelle pour 6 jours de pluie par an pour la période 1984-1993). En revanche Nouakchott paraît mieux loti (131 mm et 20 jours de pluie pour la période 1990-1999) (Service de la Météorologie de la SAM, données non publiées).

Plus au sud la situation s'améliore nettement : plus de 400 mm à Dakar et 4000 mm à Conakry (Guinée). En conséquence, c'est uniquement au sud de la région que l'on rencontrera des apports réguliers et importants d'eaux douces en provenance des cours d'eaux guinéens en particulier. L'influence du fleuve Gambie (13°N) paraît faible, celle du fleuve Sénégal (16°N) presque nulle sauf pendant la crue, de juillet à octobre (Fréon, 1988a).

La nébulosité est faible, même en saison des pluies et la durée de l'insolation est proche de son maximum, ce qui favorise la photosynthèse et donc la production primaire.

L'hydroclimatologie du nord ouest africain est régie par un système complexe de facteurs dynamiques dont la plupart sont liés à la circulation atmosphérique que nous venons de voir. Pour mieux comprendre les processus en jeu la section suivante traite de l'aspect hydroclimatologique.

1.2. Répartition, déplacement et caractéristique des masses d'eau

La circulation océanique peut être subdivisée en deux composantes : la circulation de surface et la circulation profonde. Les courants de surface sont induits principalement par la circulation atmosphérique (Dubrovin et al., 1991). Les alizés déterminent sous l'action de la force de Coriolis de larges systèmes circulaires. Ces courants circulaires tournent dans le sens des aiguilles d'une montre dans l'Atlantique Nord. L'action du vent sur la surface de l'eau est transmise aux couches d'eau plus profondes avec diminution progressive de la vitesse du courant induit. Ces systèmes anticycloniques forment ainsi des boucles fermées par des courants orientaux comme le Courant des Canaries. Ce courant froid, salé et côtier est entretenu par les alizés. Ce courant baigne la côte nord ouest africaine du nord au sud. Il fait l'unité de cette vaste région entre 30°N et 10°N aux environs de 20°W (Fedoseev 1970, Dubrovin et al. 1991). Il est large (1000 kilomètres) et de vitesse faible (10-30 cm/s) et il coule pendant toute l'année vers l'équateur (Wooster et al. 1976). Il est le plus fort près du continent et s'atténue progressivement vers le large.

1.2.1. Les masses d'eau : une source supplémentaire de productivité

L'origine et les caractéristiques des masses d'eau dans les différentes zones d'upwelling du Nord Ouest Africain (Tableau 1.1) ont fait l'objet de plusieurs travaux (Fraga, 1974 ; Dubrovin et al., 1991 ; Sanyo, 2002). Elles sont constituées par les masses d'eaux suivantes :

- les masses d'eau de surface du nord (SN) qui proviennent du courant de Canaries et qui sont salées et froides.
- les masses d'eau de surface du sud (SS) appelées eaux guinéennes qui sont moins salées que les eaux nordiques. Ces eaux résultent du mélange des eaux tropicales avec les eaux de pluie de la mousson et les apports des grands fleuves de la région Guinéenne.
- les masses d'eau du nord qui créent le front thermique et couvrent tout le plateau continental en août-septembre,
- les masses d'eau tropicales (T) : eaux chaudes et salées, se situant entre 30 à 40 mètres de profondeur dont l'origine est le contre-courant équatorial,

- les masses d'eau de l'upwelling qui sont froides et proviennent de la remontée des eaux profondes vers la surface; elles sont moyennement salées et s'orientent des côtes vers le large,
- les masses d'eaux (A) situées à des profondeurs de plus de 50 mètres à l'ouest de la ZEEM ; leur origine n'est pas très bien connue elles peuvent être un mélange de l'upwelling, des eaux Canariennes et côtières Sahariennes,
- les masses d'eau du Banc d'Arguin (BA) : eau chaude et salée.
- les Eaux Centrales Nord Atlantique (ECNA) rencontrées au nord .
- les Eaux Centrales Sud Atlantique (ECSA), moins salées mais dont la teneur en sels minéraux est plus forte que celles (ECNA)

Masse d'eau	Distribution et caractéristiques	Source (auteurs)
BA	Au sud du Banc d'Arguin dans la zone des canyons. Température et salinité élevées. Atteint 200 à 300 m (vitesse 50 cm/s). Grandes anomalies de T-S. Aire de distribution restreinte (T: 8.0-17.5°C, S:35.1-36.4 ‰)	Peters (1976)
ECNA	Largement distribuée entre 100 et 900 m de profondeur. Seulement dans la couche profonde pendant la saison froide, atteint la couche superficielle en saison chaude. Se formant au niveau de la convergence subtropicale nord (T:18.0-20.0, S:36.38-36.50)	Fraga, 1974
SN	Largement distribuée à moins de 50 m de profondeur dans la zone nord pendant la saison froide. Très localisée pendant la saison chaude. Eau modifiée du courant des Canaries et qui ont par rapport au SS une plus basse température et plus forte salinité. (T:23.9, S:36.45) (T:22.7, S:37.17)	Fraga, 1974
SS	Apparaît seulement pendant la saison chaude. Largement distribuée à moins de 25 m de profondeur dans les zones centrale et sud. Chaude et peu salée. C'est à la frontière nord de cette masse d'eau que se forme le front thermique se situant en août- septembre au niveau du Cap Blanc. Appelée aussi eaux guinéennes. Masse d'eau de surface du sud (T:26.85, S:35.38) (T:28.8, S:35.75)	Fraga, 1974
A	Masse d'eau considérée comme un mélange de SN et SS, largement distribuée dans la couche superficielle dans la zone sud pendant la saison froide, et aux environs du Cap Timiris, et dans la couche de 50 m dans les zones centrale et sud pendant la saison chaude. Saison froide (T:13.9-21.4, S:35.4-36.0) Saison chaude(T:15.6-26.0, S:35.3-36.4)	Dubrovin <i>et al.</i> (1991) Sanyo, 2002)
T	Seulement distribuée dans les zones côtières centrale et sud pendant la saison chaude. Elle provient du contre courant équatorial. Température et salinité élevées. Saison chaude(T:26.0-29.8, S:36.2-37.2)	Dubrovin <i>et al.</i> (1991) Sanyo, 2002)
LS	Seulement distribuée aux environs de la frontière du Sénégal dans la zone côtière sud pendant la saison chaude. Température d'eau élevée, salinité faible. Saison chaude(T:28.7-29.1, S:34.2-35.2)	Sanyo (2002)
ECSA	Localisée entre 100 et 600 m. Elle vient du sud et prend naissance au niveau de la convergence subtropicale sud. T:5.5-17.8, S:34.65-35.78) (T:8.0-16.0, S:34.7-35.65)	Fraga, et al., (1985)

Tableau.1.1 Diagramme T-S des principales masses d'eaux rencontrées dans la ZEE mauritanienne (Source, Dubrovin *et al.* (1991) et Sanyo (2002) ; T: Température de l'eau (°C), S: Salinité)

La zone du Cap-Blanc est une zone frontière où la composition des masses d'eaux est tantôt dominée par des ECSA ou par des ECNA (Barton, 1985; Llinas et al, 1985).

1.2.2. Les courants : un facteur de richesse de la zone

Les eaux de surface du courant des Canaries sont relativement fraîches car elles charrient les eaux d'upwelling vers le sud (Mittelstaedt 1991). Une branche du courant des Açores le rejoint le long de la pente continentale entre le plateau des Iles Madère et les Iles Canaries. C'est un courant permanent, dont une branche bifurque vers l'ouest au niveau du cap Blanc pour former le Courant Nord-Equatorial (Mittelstaedt, 1991) ou plus au nord (Hagen, 2001). La circulation superficielle est largement dépendante du régime éolien. Ce dernier dépend quant à lui du déplacement saisonnier de l'anticyclone des Açores, de la dépression saharienne et de la zone intertropicale de convergence. Ainsi, en hiver, le ZITC est en position sud les alizés sont à leur vitesse maximale, c'est aussi le cas pour le courant des Canaries (Fedoseev, 1970). Sa vitesse au coeur peut atteindre plus de 75 cm/s pendant qu'il traverse l'archipel des canaries. Il se déplace parallèlement au littoral jusqu'à 20°N, formant des tourbillions cycloniques sur le plateau. Quand le courant atteint le secteur de 15°N, il est dévié à l'ouest sous l'influence du contre courant équatorial. Ce qui crée des tourbillions anti-cycloniques à la frontière entre eux. Au printemps, le courant des Canaries s'affaiblit en raison de la relaxation des alizés, alors que le contre courant équatorial se renforce. Un gyre anti-cyclonique se forme à l'ouest du courant. En été, le front intertropical de convergence remonte vers le nord et la mousson exerce son influence jusqu'au sud de la Mauritanie (Fig.2.1). Ce qui provoque l'affaiblissement des alizés et réduit l'apport de l'eau en provenance du nord. Le courant des Canaries s'affaiblit et s'éloigne de la côte. Les gyres cycloniques sur le plateau s'affaiblissent ou disparaissent complètement. Le contre courant équatorial, est en revanche très fort et sépare le courant de Canaries de la côte. A l'automne, le courant des Canaries est à son niveau le plus faible, mais certaines de ses caractéristiques sont très semblables à celles observées pendant l'hiver. Le courant traverse l'archipel de Canaries ; l'influence du contre courant équatorial est la même qu'en hiver, et les gyres cycloniques forts se forment de nouveau (Mittelstaedt 1991 ; Hagen, 2001) (Fig.1.6).

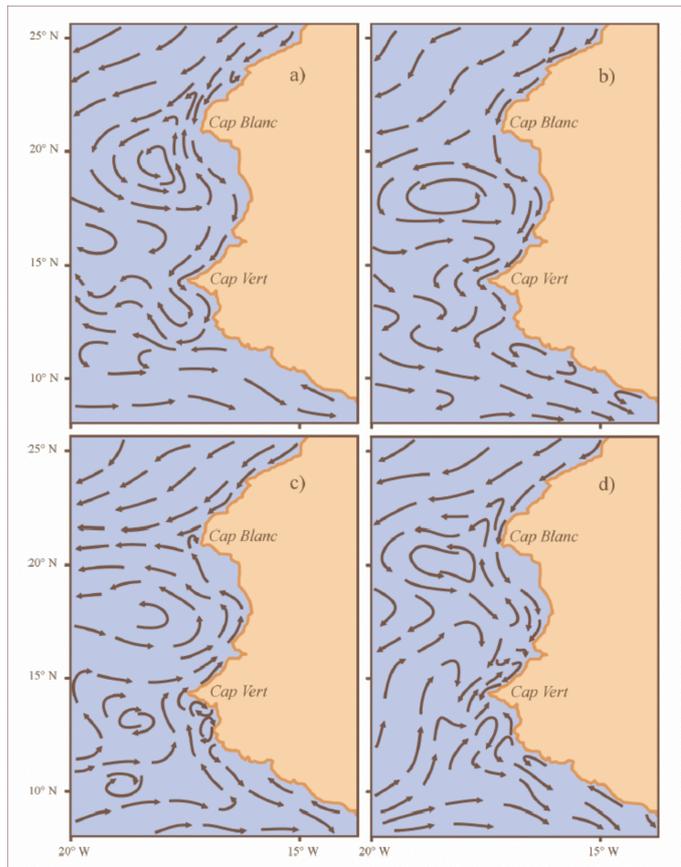


Fig.1.6 Schéma de circulation de surface au niveau de la côte Nord Ouest Africaine (a) en hiver, (b) au printemps, (c) en été et (d) en automne (D'après Mittelstaedt, 1991)

Comme dans toutes les principales régions d'upwelling, le courant des Canaries est caractérisé par une structure intense à méso-échelle dans la zone de transition entre les eaux riches et fraîches de l'upwelling côtier et les eaux chaudes et oligotrophes du large. L'archipel des îles Canaries perturbe les alizés et constitue un obstacle à l'écoulement du courant des Canaries (Barton et al. 1998). De forts tourbillons cycloniques, observés tout au long de l'année, dérivent lentement vers le sud ouest de Grand Canaria. De tels tourbillons intenses peuvent être responsables d'une contribution importante au flux vertical de l'azote. Ces tourbillons s'étendent sur 100 à 300 km le long de la frontière côtière du courant (Mittelstaedt 1991).

Le long de la côte ouest africaine, il existe également un ensemble de courants dirigés vers le nord, à l'opposé de la dérive générale des alizés. Ce système est situé en subsurface ou en profondeur, au-dessus du plateau ou du talus continental (Binet 1988). Venant de l'ouest, le contre courant équatorial apporte sur le plateau continental les eaux chaudes et salées. Il s'infléchit vers le sud-est formant le courant de Guinée (Fréon, 1988a, Dubrovin et al. 1991). Ces courants se forment grâce à l'existence d'un gradient de densité, en raison de l'augmentation générale de la température en allant vers l'équateur, et en raison des apports importants des fleuves du Golfe de Guinée, aussi bien qu'en raison des précipitations élevées dans le secteur côtier en été et en automne. Cette eau de surface plus légère tend à couler au nord le long de la côte (Maus, 1997). Ce système de courant atteint parfois la surface. L'une des branches de ce sous courant vient du fond du golfe de Guinée. Le noyau du sous courant est situé vers 100 mètres au sud du Cap vert. Plus au nord, le système s'enfonce et s'éloigne de la côte. Devant la Mauritanie, le contre-courant subsurface est encore situé sur la partie externe du plateau, vers 60m de profondeur tandis que le noyau du sous-courant profond est

entre 100 et 200 m, à une centaine de kilomètres de la côte, au-delà du plateau continental. L'enfoncement du courant profond se poursuit au fur et à mesure qu'il se dirige vers le nord (Mittelstaedt, 1982, Binet, 1988).

Comme dans le cas du Courant de Canaries, cet ensemble varie avec l'intensité des alizés. Binet (1988) note que ce contre-courant nord disparaît du plateau sénégalais lorsque l'alizé est fort et il atteint la surface, au large de la Mauritanie, pendant une période de relaxation. En saison froide, il n'atteint que l'extrême sud de la région qui nous intéresse. En saison chaude, le contre courant équatorial présente son maximum d'intensité et d'extension septentrionale, il se forme une branche vers le nord, sa séparation ayant lieu au large du cap Roxo (12°5 N) (Fréon, 1988a).

D'autres courants de moindre importance rentrent aussi dans le système courantologique de la zone comme le courant mauritanien qui devient fort en saison chaude et couvre le plateau continental, par contre en saison froide il ne couvre qu'une partie superficielle allant au sud jusqu'à la latitude de 19°N. Ce courant né de la rencontre de la branche nord du contre-courant équatorial avec le courant saharien (courant du Sahara) créé par les vents (orientés du nord vers le sud), cette rencontre crée des systèmes tourbillonnaires anticycloniques (Dubrovin et al. 1991)

1.2.3. Les fronts

La limite entre les eaux froides résurgentes et les eaux du large n'est pas constituée par un front rectiligne. De multiples tourbillons constituent autant de structures distinctes qui évoluent dans le temps et dans l'espace (Roy, 1992). Ces zones frontales, enchevêtrées, où la rétention de lentilles d'eaux froides à proximité d'eaux plus chaudes produit des structures complexes et hétérogènes, favorisent le développement de la production biologique.

Les deux systèmes de courants de la région transportent des eaux à températures très différentes. Ils sont à leur point de rencontre séparés par des zones frontales à fort gradient thermique (Chavance et al. 1991b). Ces fronts se situent au niveau du cap Blanc en saison chaude et au niveau du cap Roxo en saison froide. Entre ces deux positions extrêmes, une migration très rapide se produit aux changements de saison, mai-juin et octobre. Cependant, sur le plateau continental, il est difficile de suivre le passage du front entre ces deux positions car il se développe un ensemble de phénomènes d'upwellings côtiers. Ceci tend à créer un gradient général de température de la côte vers le large, et de petits fronts secondaires séparant des zones d'upwelling fort de zone de convergence (Rebert, 1979).

L'interaction entre le régime upwelling côtier au-dessus du plateau continental et le régime océanique est fortement variable et peut avoir plusieurs centaines de kilomètres de large. La frontière entre ces eaux est irrégulière (Barton et al., 1998)

La zone mauritanienne, nous venons de le voir, est située à la croisée entre deux systèmes de courants fortement différents. Le courant de Canaries qui apporte l'eau centrale d'Atlantique nord et un contre courant qui apporte des eaux chaudes et dessalées. Le mélange de ces deux masses d'eaux, combiné comme on va le voir avec les variations saisonnières d'upwelling sont responsable d'un environnement dynamique et complexe. Il est donc difficile d'établir une ligne de démarcation entre ces deux structures au point de contact.

La zone d'étude se situe dans la zone de balancement du front inter-tropical au nord duquel est établi un régime d'alizés de secteur nord. La partie nord de la région, au-delà du cap Blanc, présente un hydroclimat assez peu contrasté saisonnièrement, du fait de l'influence permanente de l'anticyclone des Açores et du courant des Canaries. Cependant, la température de l'eau est minimale en hiver. Au sud de la région, on rencontre également un hydroclimat relativement stable. (Fréon, 1988a ; Chavance et al., 1991b). Séparant les eaux froides des eaux chaudes il existe une structure frontale verticale où les caractéristiques physico-chimiques du milieu varient rapidement. Cette zone frontale qui se manifeste en surface par

un resserrement des isothermes effectue des déplacements saisonniers de grande amplitude. Elle se situe en hiver vers 10°N (front des Bissagos), tandis qu'en été elle remonte jusqu'au nord du cap Blanc. Le balancement de cette zone frontale, en relation avec l'alternance des saisons climatiques, va déterminer la succession des saisons hydrologiques. (Chavance et al., 1991b ; Loktionov, 1989 ; Marchal, 1991a).

1.3. Température de surface, saisons hydrologiques et salinité

Les saisons s'établissant souvent rapidement, par à-coups successifs. Ces variations se traduisent par des changements, dans la composition spécifique des captures, dans l'abondance des diverses espèces et leur capturabilité, plus ou moins forts suivant l'importance de l'upwelling (FAO, 1979). En analysant la moyenne mensuelle de température de surface par carré de un-degré entre 7° et 44°N de l'Atlantique, Wooster et al.(1976) ont mis en évidence une remarquable saisonnalité dans des upwellings de la zone nord ouest africaine(Fig.1.7).

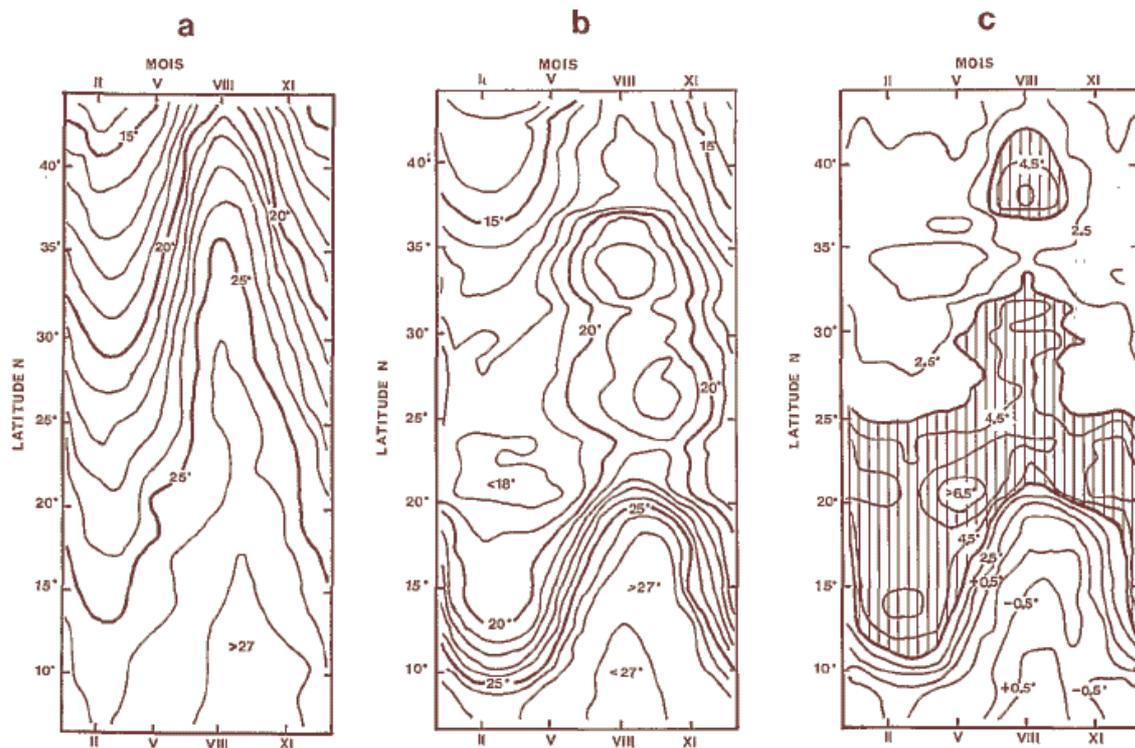


Fig.1.7 hydroclimat des côtes nord ouest africaines: variation de la température en fonction de la latitude et des aisons(d'après Wooster et al, 1976, adapté par Binet, 1988. **a**: au large; **b**: à la côte. **c**: différence entre a et b, indicatrice d'upwelling.

1.3.1. Température de surface

Ould Dedah et al.(1999a), ont étudié la dynamique spatio-temporelle de la température de surface pour la zone située entre 10-30°N. L'utilisation de la technique des fonctions orthogonales leur a permis de mettre en évidence les régions où les upwellings sont permanents et celles où ils ne sont que saisonniers. Ils ont trouvé que la moyenne annuelle de la température de surface est de 20.2°C dans la limite nord de la zone d'étude et 25.8 °C dans la zone sud. Entre 20° et 26°N, la température moyenne est plus froide et plus uniforme 19.7°C. Ce qui reflète la persistance de l'upwelling. Pour ces auteurs, le première composante de l'analyse, qui extrait 88.5 % de la variance totale, traduit l'importance du signal saisonnier

de la SST dans cette zone. Ce résultat a été déjà mis en évidence (Anonyme, 1944 in Pauly, 1994). Ces auteurs rapportent que la zone ouest africaine est dominée par un signal saisonnier très important (l'un des plus importants au niveau mondial). Ould Dedah et al.(1999a) ont aussi établi la variation mensuelle de la température de surface dans la zone Mauritanie et le sud du Sahara (Fig.1.8)

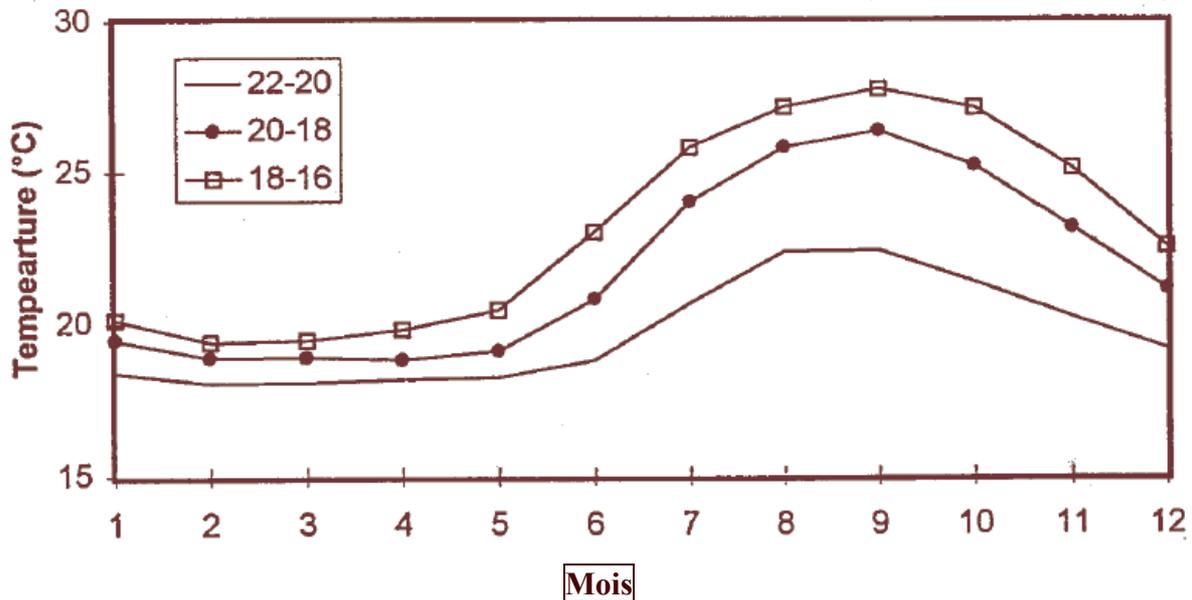


Fig.1.8. Evolution moyenne de la température moyenne mensuelle de surface en fonction de la latitude (16°N au 22°N au fond). (Ould Dedah et al., 1999a)

1.3.2. Saisons hydrologiques

Au niveau de la zone mauritanienne, Dubrovin et al. (1991) distinguent 4 saisons hydrologiques. Fréon (1988a) distingue aussi deux grandes saisons maritimes au Sénégal et deux saisons intermédiaires.

- saison froide (janvier- mai) pendant laquelle le plateau continental mauritanien est soumis à l'influence des eaux du courant des Canaries. En liaison avec les vents d'alizés il se produit le long du talus continental des phénomènes d'upwelling. Les eaux les plus froides se situent près de la côte au sud du cap Timiris. Elles sont séparées des eaux superficielles plus chaudes du large par une zone de gradients thermiques plus ou moins prononcés (Loktionov, 1988, Marchal, 1991a). En saison froide, l'ensemble du plateau est envahi par des masses d'eau froides et la température moyenne est de 18.4°C (Ould Dedah et al., 1999a). Au Sénégal, cette saison s'étend de novembre à mai. Les températures sont de l'ordre de 16 à 18° C et les salinités de 35 à 36‰.

- saison de transition froide - chaude (juin – juillet) : on assiste au large et dans le sud du plateau continental mauritanien au recouvrement progressif des eaux froides par les eaux chaudes d'origine guinéenne en même temps qu'au renforcement des upwellings côtiers sur le plateau, au nord et au sud du cap Timiris, et à la formation de zones frontales très marquées. Cette saison de transition est relativement courte au Sénégal, elle a lieu entre mai et juin, soit brutalement, soit par paliers successifs. Elle correspond à l'arrivée sur le plateau continental de la couche d'eau chaude, salée et pauvre (tropicale) transportée par le contre-courant équatorial. Le réchauffement est associé à la chute brutale des alizés, c'est-à-dire au passage du FIT.

- saison chaude (août – octobre). Les alizés cessant progressivement, les upwellings côtiers disparaissent au sud du cap Timiris. Les eaux chaudes envahissent l'ensemble du plateau et une zone frontale perpendiculaire à la côte se forme à la latitude approximative du cap Blanc

(Loktionov, 1989, Marchal, 1991a). Lors de la saison chaude, le plateau est sous l'influence des eaux tropicales chaudes (24° à 27°C) avec une moyenne de 25°C (Ould Dedah et al., 1999a). A partir de juillet-août les alizés disparaissent au sud du cap Blanc et les précipitations apparaissent, importantes à partir du sud de la presqu'île du Cap-Vert. Il existe encore une couche de surface isotherme de 25 à 27°C, dont l'épaisseur augmente légèrement vers la côte par suite du processus d'accumulation.

- saison de transition chaude – froide (novembre – décembre). En même temps que les centres de hautes pressions se déplacent vers le sud, nous assistons à partir du mois d'octobre à un retrait des eaux chaudes vers le sud. Ce retrait intéresse d'abord la région du cap Blanc où on constate l'apparition d'un upwelling qui s'étend progressivement sur tout le plateau mauritanien. Les eaux chaudes se maintenant plus longtemps au large, des gradients thermiques prononcés peuvent apparaître sur les accores. Au Sénégal, cette saison de transition s'étend d'octobre à novembre, les eaux se refroidissent, à la faveur du retrait des eaux chaudes vers le sud. Un refroidissement quasi simultané est observé le long de la côte. La température peut chuter de 5° à 9° C en l'espace de quelques jours sur de grandes étendues, ce qui souvent correspond à une remontée brutale de la thermocline vers la surface, sous l'effet des premiers coups de vent.

La durée des saisons hydrologiques varie selon que l'on se situe dans le sud ou le nord de la zone nord ouest africaine. Les écarts saisonniers entre les températures moyennes de surface peuvent dépasser 5°C dans la zone nord et 10°C dans la zone sud du plateau mauritanien (Ould Dedah et al., 1999a). Le schéma décrit ici est général, et des variations inter-annuelles peuvent apparaître notamment en ce qui concerne le début et la fin de chaque saison (Chavance et al., 1991b ; Fréon, 1988a) et la région est soumise à une variabilité climatique importante qui influe également sur la succession dans le temps et l'ampleur des processus hydrologiques. Cette variabilité est encore plus importante pendant les saisons de transition, et en saison chaude dans la région du cap Blanc, qui correspond à la position nord extrême moyenne du front thermique en saison chaude (Loktionov, 1989). Séparant les eaux froides des eaux chaudes, il existe une structure frontale verticale où les caractéristiques physico-chimiques du milieu varient rapidement. Cette zone frontale, qui se manifeste en surface par un resserrement des isothermes, effectue des déplacements saisonniers de grande amplitude: en hiver, elle se trouve par 10°N où elle forme le front de Bissagos; en été elle remonte jusque vers 21°N où elle constitue alors le front du cap Blanc.

La durée des saisons hydrologiques a des conséquences directes sur la répartition des différents stocks de petits pélagiques qui fréquentent la région. La faune tropicale côtière est progressivement remplacée par des faunes à affinités subtropicales ou tempérées lorsqu'on s'approche, en direction des pôles, des limites extrêmes des zones d'alternance associées aux fronts subtropicaux (FAO, 1979).

1.3.3. Salinité

Dans cette région, la salinité est certainement le paramètre le plus conservatif puisque, en l'absence des cours d'eau dans la majeure partie de la zone, les échanges avec l'extérieur se limitent à l'évaporation. Ainsi, la salinité de la bande côtière reste constante (35,50‰) à la latitude de Nouakchott (Herbland et al., 1973) et dans le sud de la Mauritanie (Sanyo, 2002). Au nord de la Mauritanie, une salinité très élevée a été observée dans la zone côtière tant en saison chaude qu'en saison froide (environ 36‰). Hatanaka (1979) rapporte que la plage de variation annuelle de la salinité est faible dans la zone nord de la ZEE de la RIM (35,8 - 36,4). Par ailleurs, l'halocline n'est pas observable tout au long de l'année au nord du Cap Timiris.

La distribution verticale de la salinité a un gradient inférieur à 0,5 psu dans toute la zone mauritanienne pendant toutes les saisons. La distribution verticale de la densité en saison chaude indique l'existence d'une pycnocline aux environs de 50 m de profondeur, avec un

gradient croissant en allant vers le sud (Sanyo, 2002). En effet, sous l'action des upwellings, la thermocline et l'halocline ne se forment pas. Par ailleurs, l'upwelling se produisant dans les eaux proches du fond marin, il est fortement influencé par la présence des canyons sous-marins.

Au Sénégal, existe en saison chaude, une couche où la stratification est forte où une thermocline bien marquée existe dans toute la zone. La couche de surface se dessale progressivement au cours de la saison des pluies, passant de 36 à 35 ‰; les salinités restent élevées dans le nord en raison du fort gradient pluviométrique nord-sud de la zone tropicale. Sur le plateau continental, des dessalures de surface plus fortes sont notées, surtout au sud du Cap-Vert, en raison de l'importance des apports fluviaux existant au niveau de la Guinée et de la Guinée-Bissau où les salinités peuvent descendre largement en deçà de 30‰ (eaux guinéennes). Dans la zone côtière existe alors un fort gradient est-ouest de salinité de surface (Fréon, 1988a).

1.4. Upwelling : nature, origine et échelle de variabilité

La zone d'upwelling située au nord-ouest des côtes africaines est l'un des quatre grands systèmes d'upwelling dans le monde où les captures se chiffrent en millions de tonnes. Au début des années 1970, ce système a suscité un intérêt scientifique sans précédent dans la région, notamment dans la zone Saharienne et le Cap Blanc (Wooster et al., 1976, Shmenaida et al., 1975) dans le cadre du projet international CINECA⁴. L'effort s'est relâché dans cette partie de la zone dans les années 1980 et 1990 et a concerné surtout l'analyse des données météorologiques (Arfi, 1984 et 1985 ; Speth et Detlefsen, 1982) ; hydrographiques (Mittelstaedt, 1983, 1991) et l'analyse des images satellitales (Van Camp et al., 1991 ; Nykjaer et Van Camp, 1994 ; Barton et al., 1998).

Au large de la zone sud (Sénégal-Gambie) les investigations dans ce domaine se sont surtout intensifiées à partir de la fin des années 1970 (Conand, 1977, Rébert, 1978, Boely, 1980 Boely et al. 1982 ; Touré 1983 entre autres) ; et se sont poursuivies jusqu'au début des années 1990. L'aspect économique, n'aurait pas, à lui seul, motivé suffisamment les chercheurs. Mais les résurgences offrent aussi un merveilleux champs d'observation : on peut étudier sur une aire restreinte et une durée limitée une palette complète de situations écologiques (Jacques et Tréguer, 1986). (Compte tenu de leur importance pour les petits pélagiques, il semble utile de présenter plus en détail ces structures de l'upwelling).

1.4.1. Upwelling : définition

Pour le biologiste, l'upwelling⁵ est un phénomène de remontée d'eaux profondes et froides à la côte s'accompagnant de l'apport des sels nutritifs dans la zone euphotique. Cette disponibilité en nutriments initie le développement du phytoplancton qui est la base du réseau trophique dans un écosystème pélagique.

Pour le physicien c'est un processus physique, bien sûr, qui crée, en général, sous l'action du vent, un flux vertical ascendant à la côte. Ce flux prend naissance le long du talus continental et est dirigé vers la surface. Il apporte sur le plateau continental des eaux d'origine sub-superficielle. Ces eaux sont ensuite entraînées vers le large, en dehors de la zone de remontée, par la dérive de surface (Roy, 1992).

⁴ Cooperative Investigation of the North Part of the Eastern Central Atlantic

⁵ L'upwelling, terme en anglais, peut être traduit littéralement par remontée d'eau d'un puits (up: vers le haut, well : puits). Il a des équivalents en français : affleurements, remontées d'eau ou résurgence. Dans la suite de ce travail, nous utiliserons l'un ou l'autre de ces termes jugés alors équivalents avec une préférence cependant pour le terme anglais qui précise mieux la nature dynamique des phénomènes en jeux.

Hay et Brock (1992) in Ould Dedah (1995) distinguent 10 types d'upwelling. Plusieurs de ces types sont observés dans la région qui nous concerne dont le plus important est celui induit par le vent (type n°1 dans la typologie de ces deux auteurs). En effet, le long des côtes ouest-africaines, le moteur des upwellings côtiers est en général le vent qui souffle dans une direction sensiblement parallèle à la côte (Wooster et al., 1976). Pour Hagen (2001) la zone d'upwelling (induit par le vent) est bien séparée des eaux chaudes du large par une zone frontale superficielle. En raison de la constante du transport d'Ekman, ce front agit comme une barrière. Par conséquent, une zone de downwelling (zone de convergence) existe le long du flanc côtier de ce front. En revanche, nous pouvons nous attendre à une bande secondaire de faible upwelling (zone de divergence) le long du flanc situé vers le large. Cet upwelling secondaire prend source probablement au-dessus de la pycnocline dans les couches superficielles (type n°3). Son effet biologique est pour cette raison limitée (Minas et al. 1982). Par ailleurs, l'existence d'ondes internes, liées à la marée pourrait avoir des conséquences sur la production. L'amplitude de ces ondes, de plusieurs dizaines de mètres, entraîne une remontée périodique de la nutricline. Si la turbulence superficielle atteint cette couche, la teneur en nutriments augmente dans la zone euphotique. Roy (1991) signale qu'en saison chaude, l'enrichissement côtier au large de la Casamance peut être lié à des ondes internes. Il ajoute que des oscillations de très fortes amplitudes, dues à la marée sont observées à l'accroissement du plateau continental. Ces ondes internes peuvent être à l'origine d'enrichissement non négligeable. Dans le même cadre, Portolano (1981) évoque la remontée de la thermocline dans le sillage des tornades d'hivernage, qui pourrait être due à une onde de type Kelvin (type n°4).

Par ailleurs, Gallardo (1981) explique qu'au niveau du cap Roxo, l'upwelling est relativement faible. Son maximum se produit en janvier-février. Les alizés faiblissent et tournent ensuite à l'ouest très rapidement. Le rotationnel du vent peut alors provoquer un pompage d'Ekman (type n°5). Selon cet auteur, le rotationnel de vents au large de la Casamance pourrait être à l'origine de l'enrichissement des eaux dans la baie de Gorée.

L'existence d'un vortex en baie de Gorée, sous le cap-Vert, explique probablement la subsistance d'une poche d'eau froide, alors que l'ensemble du plateau continental est déjà recouvert d'une couche d'eau chaude (Rebert, 1983) (type 7). Au plan de la production primaire la structure en dôme est aussi intéressante que l'upwelling car il suffit que les couches chargées de sels nutritifs atteignent un niveau suffisant de lumière pour stimuler la production, ce qui est généralement le cas le long des côtes est et nord du Golfe de Guinée. Les dômes créés par la circulation cyclonique reflètent les variations saisonnières de cette circulation : le dôme de Guinée, avec une nitracline accentuée et proche de la surface est le mieux marqué en « été boréal (août) (Oudot, 1983). Le dôme de Mauritanie (Weichart, 1974), situé à proximité de Nouakchott, bien que moins connu, présente aussi des teneurs très élevées de nutriments (type 8).

Dans cette synthèse, notre propos se limite à l'upwelling induit par le vent qui est de loin le plus important et le mieux étudié. Le phénomène d'upwelling côtier est considéré comme formé d'une composante climatique permanente et de fluctuations à différentes échelles d'espace et de temps. Bien que dépendant du modèle de circulation océanique et atmosphérique à grande échelle, l'upwelling est un processus à meso-échelle qui se produit dans une étroite bande côtière. La largeur de cette bande, d'environ 10 à 30 kilomètres, est fonction de la profondeur de l'eau, de la stratification et de la latitude (Carr et Kearns, 2003)

1.4.2. Variabilité spatiale

Un plateau continental large accroît le temps de résidence des eaux résurgentes près de la côte et favorise ainsi la rétention et le développement des populations planctoniques dans la zone littorale. De la largeur et de la pente du plateau continental, dépend le type de circulation

rencontré. Un plateau étroit donne lieu à une seule cellule de remontée située près du rivage ; un plateau large permet le développement de deux cellules de circulation, l'une située aux accores du talus et une seconde isolée sur le plateau continental (Jacques et Tréguer, 1986). Une circulation à deux couches s'écoulant dans des directions opposées (vers le large et le sud en surface, vers la côte et le pôle en subsurface) et les échanges entre ces deux couches sous la forme de mélange ou de migration des organismes, permettent le recyclage à la fois des sels nutritifs et du phytoplancton à l'intérieur de la zone côtière. Ceci évite également la dispersion, par l'advection, de ces organismes vers le large. Cette circulation à deux couches permet d'assurer un meilleur couplage des productions primaire et secondaire au-dessus du plateau. Les conséquences de ce recyclage sur la production sont particulièrement importantes dans l'upwelling sénégal-mauritanien (Binet, 1988, Roy, 1992). Ce schéma évolue avec l'intensité du vent, la cellule du large prédomine par vent fort. Un changement dans la direction du vent déplace la zone de remontée ou la supprime même complètement (Jacques et Tréguer, 1986).

La zone Saharienne correspond à une région où le plateau est large et peu profond. Il présente deux compartiments de circulation, mais ceux-ci engendrent deux résurgences, l'une au dessus du talus continental (cellule océanique) et l'autre au rivage (cellule côtière). Ce schéma est évolutif suivant les fluctuations de vents, les activités relatives des deux cellules sont variables avec une prédominance de la remontée à l'accore de la pente par vent fort. La résurgence s'effectue très près de la côte par vents modérés. Par vent faible, elle présente une cellule unique de remontée (Binet, 1988).

Le long du courant des Canaries, les upwellings ne sont pas réguliers (Fig.1.9). Les remontées se produisent plus souvent en certains points du littoral, favorisés par la topographie et le régime des vents, notamment au voisinage de certains caps (Binet, 1988, Mittelstaedt, 1991 ; Ould Dedah, 1995, Longhurst, 1998). Les principaux centres d'upwelling sont :

- Cap Bedouzza (33°N), Ghir (31°N) et Cap Juby (28°N) : un upwelling local intense se produit au niveau de ces caps ; avec un pic en fréquence et en intensité en été. L'upwelling y est fort en raison de l'orientation favorable de la côte par rapport à la direction des alizés.
- Cap Bojador (26°N), au Sahara occidental : un foyer d'upwelling intervient notamment au printemps et en été. Entre ce cap et le cap Blanc, la saison d'upwelling est la plus longue (Fig.2.4). Le type de circulation côtier peut probablement cantonner les eaux d'upwelling à une zone plutôt étroite le long de la côte.
- Cap Blanc (21°N) : c'est le foyer d'upwelling le plus important dans la zone nord ouest africaine. Il dure toute l'année. Mais c'est lors du premier semestre où il est le plus intense et le plus fréquent ; ses effets atteignent le Cap Timiris au sud et quelques centaines de km au large (filament). La zone du Cap Blanc est découpée de nombreuses fosses atteignant des profondeurs de 600m, remontant jusqu'au Banc d'Arguin et voisinant avec des fonds très faibles (Maigret, 1972).
- Cap Timiris (19°) : c'est une zone spéciale en raison de la présence de canyons qui canalisent les eaux de remontées (Herbland et Voituriez, 1982).
- Saint-Louis : (16°N) : il existe une autre zone favorable à l'upwelling. Le plateau continental étant très étroit, l'upwelling est extrêmement côtier (Fréon, 1988a); il est maximal de février à avril ;
- Presqu'île du Cap Vert (15°N). l'upwelling est limité à l'hiver et la région est entièrement sous l'influence du contre courant nord équatorial et des eaux tropicales dans le second semestre. Au sud du cap Vert, l'upwelling est fort de février à mai. Les remontées d'eau ont lieu à partir des niveaux 70 à 100 m, soit moins profondément qu'au niveau du cap Blanc (Touré, 1983).

Les remontées d'eau ne sont pas des systèmes permanents et linéaires. Les taches d'eau froides, de quelques km de surface, qui soulignent la remontée, sont souvent plaquées à la

côte, puis les isothermes forment à partir des centres de remontées, un panache caractéristique dont l'axe suit la dérive des eaux de surface (Jacques et Tréguer, 1986).

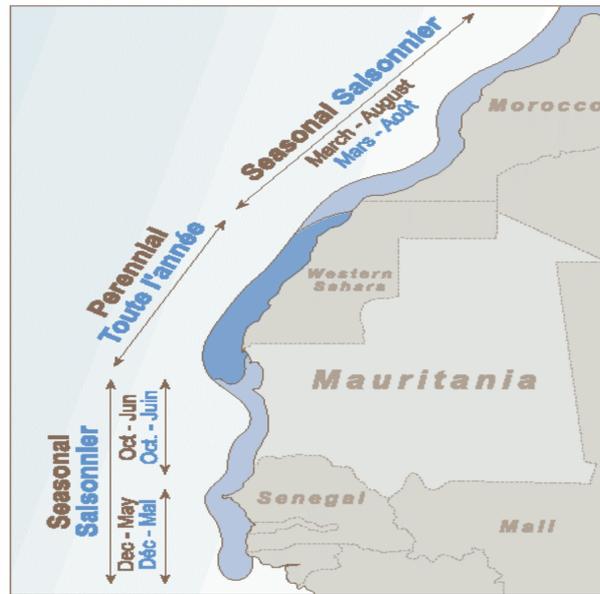


Fig.1.9 Localisation des upwellings côtiers et leur saisonnalité dans la zone nord ouest africain (D'après, Roy, 1992 et Maus, 1997)

1.4.3. Saisonnalité de l'upwelling

La saisonnalité de l'upwelling s'exprime par le déplacement du ZITC et des régimes de vents qui l'accompagne (Hagen, 2001). Ce changement de position du régime de vent par rapport à la côte, et donc par rapport à la topographie de la plate-forme, joue sur la position et l'intensité des résurgences (Fig.1.9). Wooster et al. (1976) localisent les principales zones d'upwelling entre 10°N et 40°N à partir des différences de température mesurées entre la côte et le large. En effet, plus l'index d'upwelling est négatif, plus l'upwelling est intense. Appliqué par Speth et Detlefsen (1982) sur la côte Nord-Ouest Africaine située entre 10°N et 35°N pour la période 1969- 1976, ce schéma permet de mettre en évidence une nette saisonnalité (Fig.1.10). On peut alors observer le déplacement saisonnier du maximum d'upwelling, dont les positions extrêmes correspondent aux positions du ZITC en été et en hiver (Hagen, 2001). La résurgence des eaux froides se manifeste donc de manière plus intense aux environs de 12°N en mars, entre 19°N et 25°N pour le printemps et l'automne (mai - juillet et septembre - octobre) et vers 30°N pour juillet - août. Dans le secteur du Cap Blanc, l'upwelling est maximal en mai et en juin et moins actif de novembre à février. Il faut cependant noter que la période d'intensité maximale peut s'observer de mars à août et la période d'intensité minimale de juillet à mars. Enfin, activités minimales et maximales peuvent se succéder rapidement (Arfi, 1985).

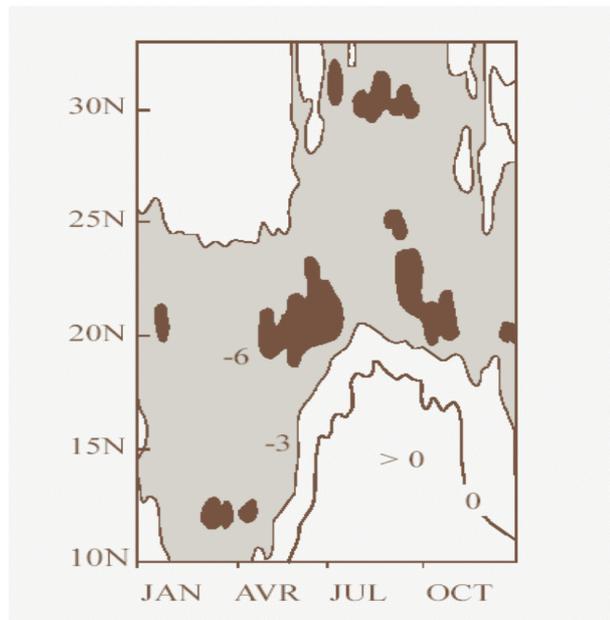


Fig.1.10 Carte d'index d'upwelling, ente 10°N et 35°N, pour la période 1969-1976 (d'après Speth et Detlefsen, 1982) plus l'index d'upwelling est négatif, plus l'upwelling est intense.

1.4.4. Fluctuations de l'upwelling à court terme

Les alizés, qui sont à l'origine du forçage de l'upwelling⁶, ne sont bien sûr pas constants et réguliers à l'échelle journalière. On observe alors une périodicité dans l'intensité et l'orientation du vent en chaque point de côte, formant ainsi des pulsations. La variation quotidienne des alizés, près du continent est reliée à une rotation de 25° à 50° du vecteur du vent local. Le matin, le vent a une composante zonale plus forte que l'après midi (Maus, 1997). Ces fluctuations quotidiennes ont certainement une influence sur l'upwelling. Aussi, l'upwelling survient ou s'installe, suivant les cas, avec un décalage de quelques heures à quelques jours par rapport à l'intensification d'un vent favorable. Ce délai est variable suivant l'intensité et le lieu où se développe l'upwelling (Mittelstaedt, 1983). Mais toute la zone est affectée par une variabilité à court terme, de quelques heures à quelques jours. Ainsi Binet (1988) a fait une synthèse des travaux des auteurs ayant travaillé dans la région sur le sujet. Au Maroc, la remontée d'eau est intense 3 heures après le renforcement du vent. Au large du Sahara, l'affleurement des eaux se produit après un jour de vent favorable. Au large du Sénégal, le refroidissement maximal n'est obtenu qu'au bout de 2 à 3 jours. Gabric et al.(1993) notent qu'au niveau de la zone du Cap Blanc une période de 4 à 6 jours est nécessaire. Ceci est à mettre en relation avec la variation du vent qui montre des oscillations périodiques de 5 à 10 jours. (Mittelstaedt, 1983). L'avènement de l'upwelling doit intervenir à cette échelle de temps (Gabric et al.,1993). Pour Binet (1988) l'existence de cette périodicité a une importance écologique primordiale. Il y aurait sélection d'espèces adaptées au cycle de turbulence et de stratification propres à cette période. L'importance halieutique de ces fluctuations rapides n'est donc pas négligeable. Ainsi, une diminution relative de la force du vent où l'alternance des situations de remontées d'eau intense et de situations sans remontées d'eau peuvent s'avérer être des facteurs favorisant la productivité primaire (Huntsman et Barber, 1977). Ce schéma pourrait s'appliquer aux années où les alizés de N-NE ne prédominent pas sur les vents du secteur NW-N (Arfi, 1985).

⁶ En fait il est préférable de parler d'événement ou d'épisodes d'upwelling plutôt que d'upwelling tout court. Car il n'est pas continu dans la zone et la période où il se manifeste.

1.4.5. Upwelling et turbulence

Le vent, s'il est à l'origine des résurgences, engendre également un brassage au sein des couches superficielles qui peut devenir un des facteurs limitant la production. En effet, la richesse en sels minéraux n'est pas une condition suffisante pour atteindre une production élevée (Jacques et Tréguer, 1986). En fait une intensification du régime de vents aurait pour conséquence d'augmenter la vitesse des courants de surface. Les masses d'eaux se trouveraient alors plus rapidement entraînées vers le large. Les brassages importants des eaux accroissent la turbidité en zone littorale. Ce qui réduit d'autant la photosynthèse. Cette turbulence chasse la nourriture pour les larves de poissons et peut donc avoir un mauvais effet sur le recrutement. Pour mieux analyser l'effet de la turbulence sur le recrutement, Cury et Roy (1989) ont examiné les séries temporelles du recrutement de la sardine et sardinelles de 4 stocks de par le monde. Ils ont mis en évidence une relation non linéaire entre le recrutement et l'intensité de l'upwelling dans les zones où celui-ci prend place localement suite à des vents parallèles à la côte très forts. Leurs résultats montrent que le recrutement annuel s'accroît avec l'intensité des upwellings jusqu'à ce que le vent atteigne une vitesse proche de 5-6 m/s et décroît par la suite pour des vitesses plus élevées. C'est l'hypothèse de la fenêtre environnementale optimale (Cury et Roy (1989) (Fig.1.11)

Ainsi, le brassage par le vent apparaît également comme un facteur déterminant permettant de différencier les régions situées de part-et d'autre du Cap-Blanc. Au sud de ce Cap le facteur limitant la production secondaire serait les apports en sels minéraux; plus au nord, les turbulences engendrées par un vent en général supérieur à 6,0 m./s seraient le facteur dominant la dynamique de la production primaire et secondaire (Binet, 1988, Roy 1991 et Ould Deddah, 1995).

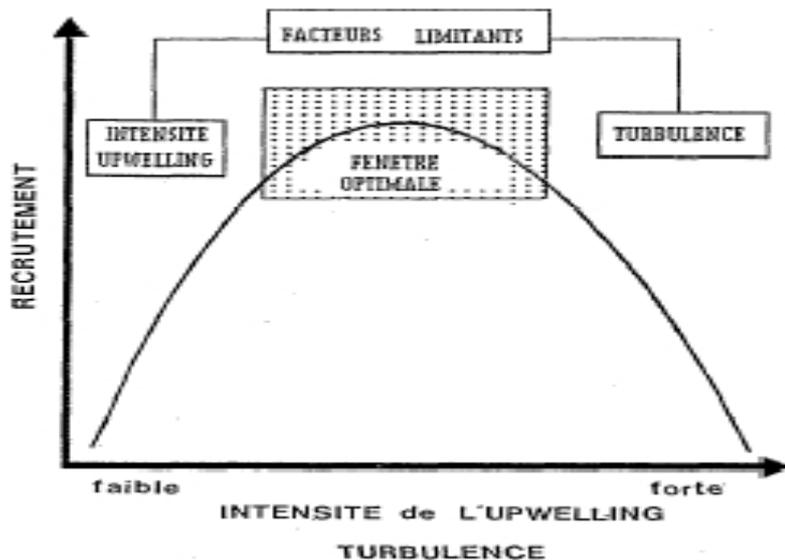


Fig.1.11. Fenêtre environnementale optimale : relation théorique entre le recrutement des espèces pélagiques et les facteurs environnementaux dans une région d'upwelling (Cury et Roy, 1989)

1.4.6. Variabilités inter-annuelles

Les variations inter-annuelles de l'upwelling nord ouest africain ont été analysées entre autres par Sedykh (1978 et 1979), Arfi (1985), Roy (1992). D'importantes fluctuations inter-annuelles ont été mise en évidence par Arfi (1985) entre les années 1955 et 1982 dans la zone mauritanienne. L'activité général de l'upwelling croît au début de cette période, puis décroît rapidement à partir de 1960 où un très fort ralentissement de l'activité a été enregistrée avant

de redevenir « normal » dans le reste de la période. Sedykh (1978) a calculé les valeurs de transport d'Ekman par carré de 5 degrés de 1957 à 1977. Cet auteur met en évidence une augmentation importante de l'intensité de l'upwelling au cours des années 1971 à 1974, suivie d'une diminution en 1975-1976 et d'une nouvelle augmentation en 1977. Il estime que le cycle d'upwelling fort se termine en 1978.

Roy (1992), a mis en évidence l'évolution de la tendance sur le long terme dans chacune des huit régions nord ouest africaine. Il observe qu'entre 25°N et 30°N (zone Maroc sud et nord), un accroissement continu de l'indice d'upwelling est enregistré entre 1964 et 1988. De 16°N à 25°N, la tendance peut être décrite par un polynôme de degré deux et l'indice d'upwelling après avoir atteint des valeurs maximales au cours de la décennie soixante-dix, décroît ensuite jusqu'à la fin des années quatre-vingt. Entre 12°N et 16°N (Sénégal), il note un accroissement linéaire de cet indice depuis les années soixante. Dans la zone mauritanienne, l'indice d'upwelling obtenu par l'IMROP, montre globalement une décroissance linéaire de 1958 à 2003 (Fig.1.12)

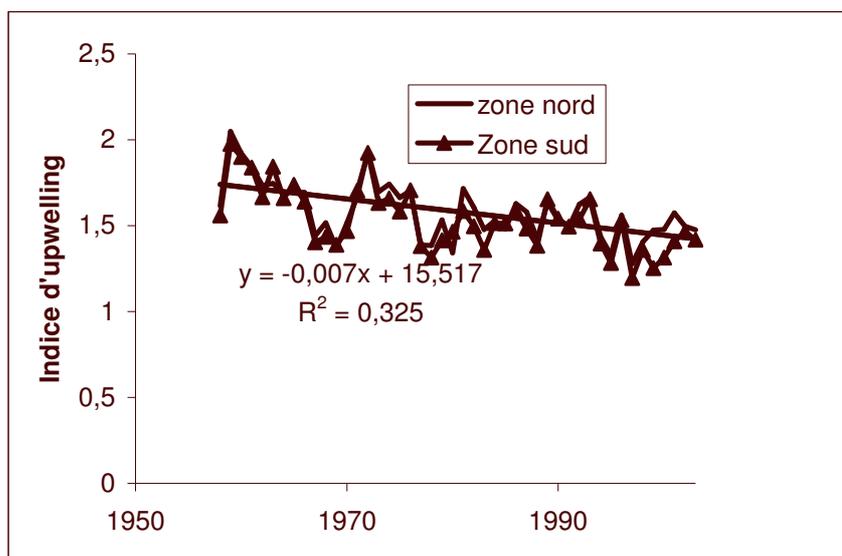


Fig.1.12 : Variabilité interannuelle de l'indice d'upwelling dans la zone mauritanienne (IMROP, données non publiées)

1.4.6. Upwelling, filaments, tourbillons

Les données satellitales ont changé notre façon de voir les processus physiques et biologiques dans les couches superficielles particulièrement dans les régions d'upwelling côtier induit par le vent. En effet, la découverte récente des filaments froids, riche en chlorophylle au niveau des côtes occidentales de l'Afrique australe et de l'Amérique du Nord a été rendue possible par l'arrivée de la télédétection (Kostianoy et Zatsepin, 1996). L'upwelling exerce une influence « biologique » jusqu'à plusieurs centaines de kilomètres et dépasse de cette façon de 2.5 à 3.7 fois la zone « physiquement » déterminée dans la région de cap Blanc (Postel, 1985). En effet, les études récentes des systèmes upwelling côtiers ont mis en évidence l'existence des filaments devant le Cap Ghir (31°N), le cap Juby (28°N) et au cap Blanc (21°N) (Van Camp et al., 1991 ; Barton et al., 1998). Ainsi, le cap Blanc est le siège d'un filament géant qui s'étend au large jusqu'à 450-600 kilomètres. Ces filaments sont présents la majeure partie de l'année avec d'importantes variations inter-annuelles (Van Camp et al., 1991).

Il a été démontré que les filaments d'upwelling jouent un rôle important dans l'échange des masses d'eaux entre la zone côtière et le large (Kostianoy et Zatsepin, 1996), représentant ainsi un mécanisme efficace de transport de nutriments et du plancton à partir de la zone côtière, et que ce transport contribue de manière significative à la productivité en haute mer. Les mécanismes de ce transfert ne sont pas encore élucidés. Pour (Kostianoy et Zatsepin,

1996), le résultat le plus important de l'analyse conduite au niveau de la zone mauritano-saharienne, est la détection non seulement du système des filaments froids, mais également des filaments chauds à proximité du Banc d'Arguin, en provenance du large et orienté vers le rivage (Fig. 1.13). Les flèches donnent une vue schématique du début et de la fin du filament lors de son observation. Certaines des flèches changent de direction. Ce qui signifie que les filaments changent de direction de leur propagation.

Ainsi, nous pouvons supposer que la fréquence de l'occurrence des filaments upwelling pendant l'année est conforme au modèle général d'intensification saisonnière de l'upwelling dans cette région. Ceci est confirmé par des observations des filaments près du cap Gir (30°05N), où dans sept cas sur neuf, des filaments ont été enregistrés en mai-juin et aucun cas en hiver (Nykjaer et al., 1988). La longueur maximale d'un filament varie de 50 à 250 kilomètres (moyenne 130 kilomètres), la largeur typique se situe entre 10 à 75 kilomètres (30 kilomètres en moyenne) et la différence de la température entre un filament et l'eau environnante est de - 1.4°C en moyenne. Le taux d'expansion maximal du filament est de 91 cm/s en moyenne. La durée de vie d'un filament varie de 3 à 11 jours (Kostianoy et Zatsepin, 1996).

Les images satellitales montrent que la chlorophylle présente une variabilité importante avec des valeurs fortes au niveau des zones d'upwellings. Cette variabilité est dominée par des structures tourbillonnaires et « filamentaires ». C'est essentiellement sur les bords des tourbillons et dans les filaments que les apports en nitrate sont les plus importants. Le centre des tourbillons, au contraire, est relativement bien isolé (Van Camp et al., 1991 ; Barton et al., 1998).

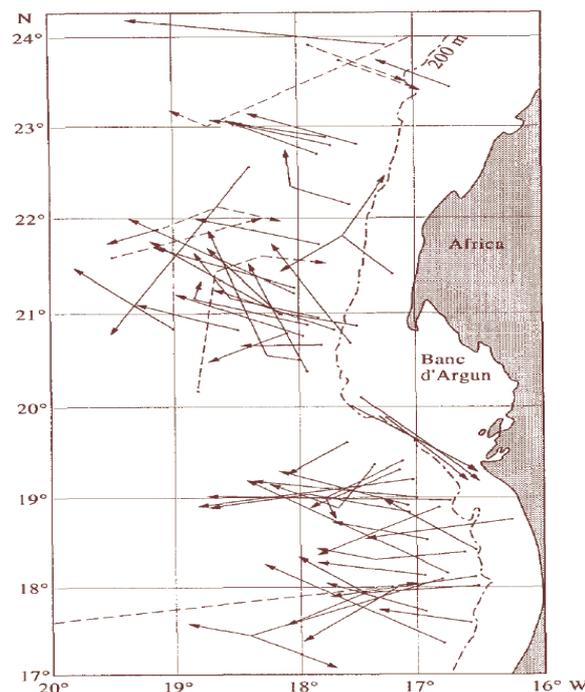


Fig.1.13 Systèmes de filaments dans le nord ouest africain. Les filaments froids sont représentés par des flèches continues. Les filaments chauds : flèches en pointillés (Source : Kostianoy et Zatsepin, 1996).

Ce qui complique les systèmes d'upwelling c'est qu'ils peuvent être soumis à des contextes environnementaux identiques mais donner lieu à des réponses différentes en terme chimique et donc biologique. C'est le thème de notre prochaine section.

1.5. Contexte chimique et productivité du milieu

1.5.1. Les sels nutritifs

- **Nature et origine**

En milieu tropical où les conditions d'éclairement et de température sont particulièrement favorables à la photosynthèse, la teneur de l'eau de mer en sels nutritifs joue un rôle déterminant dans le développement de la production primaire (Domain, 1980). Or, l'intensité des flux biogéochimiques est fortement dépendante de la dynamique océanique notamment les différents types d'upwellings. C'est en effet la dynamique de ces upwellings qui régule les apports d'éléments nutritifs dans la couche éclairée et gouverne ainsi au premier ordre la production primaire. Bien qu'un grand nombre d'éléments biologiquement actifs, constituants majeurs ou éléments traces, puissent rentrer dans la catégorie des éléments nutritifs, le terme est traditionnellement réservé aux composés minéraux combinés de l'azote (nitrate, nitrite, ammonium), du phosphore (phosphate) et du silicium (silicate). (Oudot, 1983 ; Jacques et Tréguer, 1986). Plusieurs autres éléments sont importants et leur carence peut faire baisser la production primaire même en présence de sels nutritifs et d'éclairement suffisants. Parmi, ces éléments le fer peut jouer un rôle majeur dans l'écosystème pélagique (Duce et Tindale, 1991).

Les teneurs des eaux sont liées à la dynamique des upwellings mais aussi aux apports fluviaux et éoliens qui peuvent être localement importants. Ces apports fluviaux interviennent exclusivement en zone sud au moment de l'arrêt de l'upwelling induit par le vent dans cette zone. Berrit et Rebert (1977) signalent que ces eaux fluviales sont surtout riches en phosphates et qu'il en résulte un déséquilibre entre les proportions relatives des sels nutritifs nécessaires à la photosynthèse. Pour Domain (1980), ce déficit en nitrates est probablement comblé par les apports des composés humiques et matières organiques diverses qui sont minéralisées en mer. Les apports éoliens sont significatifs dans la zone du centre (Sahara, Mauritanie) et ont des effets antagonistes (turbidité, apport d'éléments traces comme le fer).

- **Distribution des sels nutritifs**

Les masses d'eau principales ont des teneurs différentes en sels nutritifs, qui se rencontrent toutes deux au niveau du Cap Blanc. Même si leur répartition spatiale et temporelle n'est pas encore très claire, il est généralement admis que le front entre ces deux couches migrent saisonnièrement et doit se retrouver au nord du Cap Blanc en février et plus au sud de mars à mai (Ould Dedah, 1995). De ces constatations, nous pouvons déduire qu'il y a généralement un gradient méridional (Fig.1.14) et zonal dans les concentrations des sels nutritifs. Le gradient méridional est le reflet de l'importance des différences de proportions de ECNA et de ECSA dans les eaux remontées, la dernière étant trois fois plus riche que la première. Les sels nutritifs augmentent alors du nord au sud. Les eaux sont ainsi plus riches en nutriments au sud du Cap Timiris (19°N) qu'au nord de ce cap. Des concentrations élevées de silicium, sont observées dans les eaux mauritaniennes (Nelson et Goering, 1978). La présence des frustules de diatomées comme particule en suspension et leur absence dans le sédiment suggère une régénération dans la colonne d'eau qui suffit au besoin du phytoplancton (Milliman, 1977). Ces derniers ajoutent que ce silicium peut aussi avoir une origine éolienne. Ceci a été confirmé récemment par Romero et al. (2002). En effet, les diatomées d'eau douce et les phytolithes sont transportés dans cette zone par le vent en provenance de l'Afrique du Nord. Cette source peut représenter jusqu'à 8% du total (Romero et al., 2002).

Les concentrations de l'ammonium dans la colonne d'eau sont aussi très élevée avant et après le bloom (Herbland et Voituriez, 1974). Dans le dôme de la Mauritanie, les concentrations de

nutriments restent très élevés en surface même à 120 milles au large (Minas et al., 1982). Le gradient zonal reflète quant à lui l'effet de l'upwelling côtier.

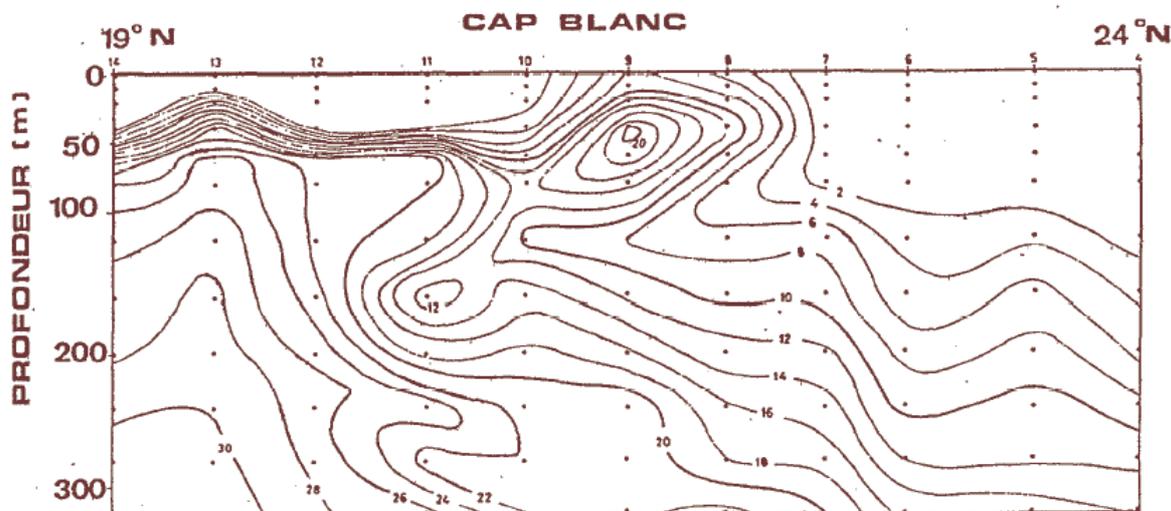


Fig.1.14. Coupe verticale le long de la côte entre le 19°N et le 24°N, montrant la distribution en nitrate et en nitrite(µmol/l). (D'après Llinas et al., 1985)

Dans les eaux sub-superficielles côtières, les concentrations en sels nutritifs sont supérieures à ce que l'on devrait attendre d'un mélange simple entre les masses d'eaux (Jacques et Tréguer, 1986). Il est de fait classiquement admis que dans les milieux côtiers, plus que l'évolution des concentrations instantanées en sels nutritifs, c'est la cinétique de régénération puis de consommation de ces sels par le phytoplancton qui en contrôle la dynamique (Day et al. 1989). La sédimentation des particules et les mouvements de plongée des eaux contribuent à évacuer la matière organique des strates superficielles. Il se forme ainsi au dessus des plateaux continentaux des régions des remontées des « poches » de régénération de matières nutritives qui a de profondes répercussions sur la distribution de l'oxygène. (Jacques et Tréguer, 1986). D'autres facteurs contribuent également à l'alimentation de l'upwelling côtier en sels nutritifs. Il s'agit notamment d'un sous courant dirigé vers la côte et qui transporte des eaux riches en matière organique qui a sédimenté au large (Herbland et al., 1973 ; Hagen, 2001).

- **Excrétion, régénération, reminéralisation**

Les rapports entre les différents éléments minéraux soulignent un recyclage plus rapide du phosphore et du silicium par rapport à l'azote dans la résurgence marocaine. Le recyclage relativement rapide du phosphore est un phénomène général à l'échelle océanique (Oudot, 1983 ; Jacques et Tréguer, 1986). Si le recyclage rapide des phosphore élimine pratiquement cet élément des facteurs de contrôle de la production primaire, diverses raisons font de l'azote et du silicium des éléments limitant potentiels (Oudot, 1983).

- Azote : Au niveau du cap Timiris (19°N), le nitrite semble être en marge du flux azoté principal (Herbland et Voituriez, 1974). En revanche, l'importante utilisation des nitrates est la principale caractéristique de la nutrition minérale du phytoplancton de l'upwelling au niveau de ce cap. Elle contraste avec la consommation importante de l'ammoniaque dans l'upwelling du Pérou où elle se fait par le biais de l'excrétion des anchois (Herbland et al., 1973, Herbland et Voituriez, 1974). En effet, les anchois jouent un rôle essentiel pour le recyclage de l'azote puisque leur excrétion est dix fois supérieur à celles du zooplancton (Jacques et Tréguer, 1986). Elle permet de couvrir entre 50 et 100 % des besoins du phytoplancton. Au Sahara occidental, le zooplancton occupe une place plus importante et satisfait 40% des besoins en ammonium et 25 % des besoins totaux en azote des producteurs

primaires (Withledge, 1977 in Jacques et Tréguer, 1986). En remontant, l'eau riche en nitrates s'enrichit en ammonium or la présence d'ammonium retarde l'utilisation du principal réservoir d'azote, les nitrates (Jacques et Tréguer, 1986).

- Silicium : La régénération du silicate dépend de la dissolution des frustules de diatomées au cours de leur sédimentation. C'est un processus lent et le silicium est fréquemment l'élément limitant la croissance du phytoplancton (particulièrement les diatomées) dans les régions d'upwelling (Oudot, 1983). Ce processus est parfois favorisé par le broyage des diatomées par les herbivores (Jacques et Tréguer, 1986).

- **Le Fer : un facteur limitant ?**

Martin et al. (1991 et 1994) ont remarqué dans des zones très riches en sels nutritifs (nitrates, phosphates, etc.) une quantité étrangement basse de phytoplancton. Ce sont les fameux HNLC (High Nutrients Low-Chlorophyll). Ils sont parvenu à démontrer que l'oligo-éléments manquant est essentiellement le Fer (Martin et al. 1994). Pour vérifier cette hypothèse, ces scientifiques ont saupoudré une zone contrôlée de l'océan Pacifique (Martin et al, 1994). L'expérience se révéla fort concluante : le phytoplancton se développait rapidement. En fait le fer est un cofacteur pour beaucoup d'enzymes. Il a un impact important sur le taux d'utilisation de la lumière par des cellules de phytoplancton et donc la production primaire (Geider et La Roche, 1994). Or l'atmosphère est largement identifiée comme une source importante de F_e (Duce et Tindale, 1991). Une fois déposé dans les océans, il est admis que uniquement 1% environ du fer contenu dans la poussière sera dissous en raison de sa faible solubilité en eau de mer riche en oxygène (Visser et al., 2003). Il pourra ainsi jouer un rôle important dans la fertilisation des océans (Duce et Tindale, 1991). Partant de ce constat, plusieurs scientifiques ont cherché à comparer l'impact des aérosols contenant du fer sur les océans. Ainsi, Visser et al. (2003) ont comparé l'effet de la teneur en fer dans des échantillons en provenance de la Mauritanie et de la Namibie sur deux espèces de Diatomées. Ces deux pays sont des régions arides avec de forts upwellings. La teneur du fer contenue dans la poussière en provenance d'une zone de la Namibie (5.7%) est environ 3 fois supérieure à celles en provenance d'une zone de la Mauritanie (1.8%) (selon ces auteurs cette teneur varie entre 5 et 7 % en moyenne dans la croûte terrestre). Par contre, une autre étude des eaux océaniques mondiales a démontré la richesse des eaux mauritaniennes en fer d'origine éolienne par rapport aux eaux atlantique en général avec un facteur allant de 10 à 10^7 (Duce and Tindale, 1991). D'où vient alors cette apparente contradiction? Il semble que l'origine des prélèvements effectués en Mauritanie, au niveau de l'île Tidra (19°35'N et 16°25' W) par Visser et al (2003) ne soit pas appropriée pour ce genre d'étude. Il apparaît que la poussière qui se dépose sur l'Atlantique ne provient pas de l'île qui, de toute façon, a une superficie limitée (300 km²). Le flux éolien de fer peut donc être un facteur significatif pour la croissance de phytoplancton dans la région Nord ouest Africaine (Duce and Tindale, 1991).

1.5.2. Production primaire

La côte mauritanienne est très hétérogène sur le plan de son hydrologie, sur celui de la répartition quantitative du phytoplancton, mais elle l'est aussi si on considère la composition systématique des peuplements dans les différents secteurs. Ainsi, les deux espèces de Diatomées (*Thalassiosira rotula* et *T. partheneia*) sont caractéristiques des eaux froides d'upwelling de la région du cap Blanc où elles sont très abondantes. Nous y trouvons des secteurs de forte productivité phytoplanctonique qui sont parmi les plus fertiles de la côte

⁷ Annuellement entre 10 et 12 millions de tonnes de minerais de fer brut sont exportées à travers le port de Nouadhibou en Mauritanie, considéré comme l'un des premiers exportateurs mondiaux.

occidentale d'Afrique mais également des eaux pauvres (Reyssac, 1977). Malgré les niveaux élevés de nutriments, plusieurs auteurs ont observé des niveaux relativement faibles en chlorophylle *a* et en production primaire dans la zone du Cap Blanc (Schemainda et al, 1975 ; Kullenberg, 1978) (Tableau 1.2).

Des estimations quantitatives de phytoplancton en saison chaude, à partir de la chlorophylle *a* et des mesures de production primaire in situ par la méthode du carbone 14 réalisés au sud du cap Blanc donnent une biomasse phytoplanctonique de 2.9 à 4 mg/m³ et une production primaire moyenne de l'ordre de 1.4 g C/m²/jour.

Andronov et Maigret (1980) indiquent, que la période la plus riche se situe entre septembre et mai dans la zone mauritanienne. Les moyennes mensuelles de la biomasse, relativement élevées, présentent cependant quelques variations : de 160 à 260 mg/m³ de novembre à janvier, elles tombent à 60 mg/m³ en mars. Les plus fortes concentrations sont rencontrées en février-mars dans la partie sud du banc d'Arguin et à proximité du cap Blanc. Au sud du cap Timiris, en dehors des zones d'upwelling très restreintes, se développent des Diatomées cosmopolites: *Chaetoceros curvicutum*, *Schroëderella delicatula* et *Rhizosolenia delicatula*. Le phytoplancton est très riche en coccolithophoridés qui peuvent constituer 30 à 60% des effectifs.

La ZEE mauritanienne, nous l'avons vu, est soumise à des tempêtes de sables qui y déposent des millions de tonnes de sédiments chaque année notamment en zone côtière où se trouve le siège d'upwelling le plus intense. Il est normal dans ce cas, que la faible pénétration de la lumière liée d'une part à la présence de ces particules de sable d'origine éolienne (Huntsman et Barber, 1977 ; Bory et al.2001) et d'autre part la rapide multiplication du phytoplancton, limitent le développement de cette communauté. (Jacques et Tréguer, 1986). La remise en suspension des sels nutritifs sous l'action de l'upwelling est un autre facteur supplémentaire. Par ailleurs, le transport au large de grandes masses d'eaux riches en éléments nutritifs peut être partiellement responsable de la faiblesse de la production primaire en zone côtière. Gabric et al. (1993) estiment le transport net du filament géant du Cap Blanc à 6×10^{12} g C/an dont plus de la moitié se dépose sur le fond par sédimentation. Par ailleurs, il faut préciser ici que dans la zone sud de la ZEE mauritanienne, plusieurs études ont rapporté des niveaux très élevés des concentrations de chlorophylle aux latitudes de Nouakchott (Herbland et al., 1973). Ould Deddah (1995) explique ces grandes concentrations par le schéma de circulation qui crée des conditions favorables pour l'agrégation du phytoplancton. La biomasse maximale est observée, en hiver, aux environs de 12°N qui correspond aussi à la zone d'éclairement et de transport d'Ekman maximum (Carr et Kearns, 2003).

Les recherches réalisées sur la période 1997-2001 (Semionova, soumis) ont montré des différences spatiales et inter-annuelles considérables dans la structure du peuplement du phytoplancton de la zone mauritanienne. La structure du phytoplancton du secteur sud diffère complètement de celle du secteur nord. La teneur élevée en sels nutritifs sur le plateau et au niveau du talus continental dans la zone nord est en faveur de la prédominance dans le plancton des groupes indicateurs du « jeune » état du phytocène. Dans la zone sud par contre, l'état jeune de l'écosystème alterne avec un état mature suivant l'intensité de l'upwelling dans cette zone. Or, un phénomène d'eaux rouges n'est possible que si on est en présence d'un système mature. Sur le plan quantitatif et qualitatif, c'est le groupe *Bacillariophyta* qui prédomine dans la zone nord sur la période récente favorisé par l'enrichissement permanent sous l'action de l'upwelling. Selon cet auteur, il y a 307 espèces de phytoplanctons appartenant à 6 groupes.

Tableau 1.2: comparaison de la production primaire dans le système d'upwelling du Nord Ouest africain pour la période 1970-1973 (Schemainda et al, 1975)

Zone	Superficie du plateau (km ²)	Production primaire moyenne (TC/km ² /an)
25°N-23°N	23,000	177.0
23°N-21°N	23,000	224.8
21°N-18°N	39,000	241.6
18°N-14.5	31,000	214.6
14.5°N-12°N	29,000	217.6
Total	145,000	218,1

1.5.3. Productivité secondaire

De façon générale la littérature sur ce sujet est assez pauvre surtout dans la zone Mauritanie-Sahara. Reyssac (1975) note dans cette région la présence de deux espèces de chaétognathes : *Sagitta friderici* et *Sagitta hispida*. La première espèce est prépondérante dans la baie du Lévrier alors que la seconde domine sur le banc d'Arguin. Les espèces les plus abondantes sont les copépodes, les larves de crustacés.

Andronov et Maigret, (1980) signalent que la faune zooplanctonique comporte *Calanoides carinatus* et *Calanus helgolandicus*. Le groupe le mieux représenté est celui des copépodes surtout *Oncaea spp*, *Oithona spp* et *Parvocalus scotti*. Les copépodes de plus grandes tailles sont par ordre décroissant: *Paracalanus indicus*, *Acartia spp*, *Temora tubinata*, *Centropages chierchiae*, *Isias clavipes* et *Pseudodiaptomus spp*.

Pour Blackburn (1978) et Kuipers et al. (1993), le zooplancton est composé principalement de copépodes sur le plateau, d'euphausiacés et de thaliacés au niveau de la pente du talus. Des variations saisonnières des biomasses des copépodes, qui constituent le groupe le plus important (jusqu'à 75 %) ont été mis en évidence. Parmi ce groupe ce sont les calanoides (*Calanoides carinatus*) qui sont les plus dominants (34 %) (Wiekert, 1977). Pour Postel et al. (1985) la biomasse de zooplancton dans la zone du Cap Blanc atteint 39g/m² poids frais contre 26 g/m² dans la zone de Nouakchott (Tableau 1.3). (Blackburn, 1978) avait trouvé un résultat comparable dans la zone du Cap Blanc (40g/m²).

Tableau 1.3 : Biomasse de zooplancton dans la sous-région d'étude (Postel et al. 1985)

Zone	Biomasse (g/m ²)
Cap Blanc	39
Nouakchott	26
Cap Vert	22
Cap Roxo	39

Blackburn (1978) observe aussi pour le zooplancton le faible niveau de biomasse mis en évidence pour le phytoplancton dans la zone côtière. Pour cet auteur, la zone côtière est pauvre en zooplancton comparativement à la pente ou au talus. Lui aussi, il attribue cette faiblesse à la turbidité de la zone côtière.

Au Sénégal, parmi les espèces les plus significatives on peut citer *Undinula vulgaris* et *Calanoides carinatus*. La première est typique des eaux chaudes, la seconde est par contre inféodée aux eaux froides. Certains genres côtiers, comme *Centropages spp* et *Temora spp*, restent important numériquement tout au long de l'année. *Centropages chierchiae* et *Temora turbinata* sont plutôt des espèces d'eaux froides, leur succèdent *C. furcatus* et *T. stylifera* en saison chaude. D'autres espèces de saison froide, comme *Euterpina acutifrons* et *Saphirella spp*, n'atteignent jamais des effectifs élevés (Medina-Gaertner,1985).

1.5.4. Couplage phytoplancton et zooplancton

L'upwelling constitue la principale source d'enrichissement de la zone. Suivant la vitesse d'advection d'eau, il est admis l'existence de deux systèmes d'upwelling distincts : équilibré et déséquilibrés : le maxima de phyto et de zooplancton peuvent être simultanés ou différés et ceux-ci a des impacts importants sur la productivité de la région. La différence entre ces deux systèmes a été largement discutés par Binet (1988 et 1991) et Roy (1992).

Au large du Maroc, il est noté un décalage important entre la production primaire et secondaire. Alors que le développement du phytoplancton prend place en période d'upwelling, au printemps et en été, le développement maximal du zooplancton n'intervient lui qu'à l'automne (Binet, 1988), lorsque l'intensité des résurgences diminue.

Dans les régions de forts upwelling, l'utilisation du phytoplancton par le zooplancton est meilleure au large à une distance de 60 milles du centre d'upwelling (Binet, 1988) avec une perte importante de la production primaire. Seuls les espèces à reproduction asexuée (Thaliacés, Cladocères) peuvent exploiter ce bloom phytoplanctonique. Mais les Thaliacés par exemple ne semblent pas jouer un rôle important dans la productivité de l'écosystème (Leborgne, 1983). En effet, le transfert d'énergie vers des zooplanctontes à reproduction sexuée et cycle biologique de 2 à 3 semaines ne peut se dérouler s'il n'existe pas une structure hydrologique permettant un couplage des productions primaire et secondaire.

Au sud du cap Blanc, les remontées d'eaux ne sont ni aussi intenses, ni permanentes. Dans ces conditions, les cycles des deux groupes semblent coïncider (Herbland et al., 1973). Dans ce cas, le couplage entre ces deux cycles est attribué à deux raisons. D'une part, le transport d'Ekman est plus faible et moins rapide. Ce qui donne le temps au zooplancton d'exploiter le bloom phytoplanctonique. D'autre part, l'existence d'une circulation à deux couches dirigées en sens inverses (Courant de Canaries et Contre-courant équatorial) qui permet le mouvement latéral et vertical du zooplancton maintenant ainsi une biomasse importante à proximité de la résurgence (Binet, 1988).

Roy (1992) avance une autre raison possible : l'effet du brassage par le vent. Pour cet auteur, ce brassage apparaît également comme un facteur déterminant permettant de différencier les régions situées de part-et d'autre du Cap-Blanc. Au sud de ce Cap le facteur limitant la production secondaire serait les apports en sels minéraux ; plus au nord, les turbulences engendrées par un vent en général supérieur à 6,0 m/s seraient le facteur dominant la dynamique de la production primaire et secondaire.

1.6. Conclusion du chapitre

Dans la zone nord ouest africaine, les upwellings côtiers constituent un des traits les plus marquants de l'océanographie de cette région (Roy, 1992). La complexité des processus hydrologiques et climatiques apparaît nettement et démontre l'hétérogénéité de ces processus et leur variabilité saisonnière et interannuelle. Pas moins de 5 types d'upwelling parmi les 10 identifiés par Hay et Brock (1992) ont été rapportés pour la région. Même si l'upwelling induit par le vent reste le plus important, les autres types, qui ne sont pas aussi bien étudiés, méritent une attention particulière car ils apporteraient une part de variabilité qu'il ne sera pas possible de quantifier en l'absence d'étude ciblée.

L'intensité de cet upwelling induit par le vent est très contrastée et varie tant en fonction de la latitude qu'au niveau saisonnier et interannuel. En effet, la zone située entre le 21 et le 26°N, où l'upwelling est permanent, paraît la moins instable. (Roy, 1992) note une certaine intensification de l'upwelling dans la zone sénégalaise. Par contre on observe dans la zone mauritanienne, une légère tendance à la relaxation depuis le début des années 1960. Toutefois cette tendance est à nuancer étant donné que d'une part l'indice d'upwelling utilisé ici est calculé à partir des données des bateaux marchands qui ne s'approchent pas de la côte et d'autre part que l'upwelling côtier a généralement pour origine un vent local. Si cette baisse se vérifie, elle pourrait avoir eu des repercussions négatives sur le développement des processus biologiques au sein de l'écosystème pélagique et donc sur les ressources de petits pélagiques dans la zone mauritanienne.

Avec le signal de la SST très fort au niveau de la zone nord ouest africaine, la variabilité saisonnière est le plus souvent l'événement majeur qui bouleverse le paysage hydroclimatique et par ricochet tous les autres processus à l'aval. Mais nous avons aussi vu que la variabilité à court terme des facteurs forçant (vent, sels nutritifs) est une des clés pour comprendre la dynamique de l'écosystème marin de cette région. L'échelle temporelle avec laquelle ces phénomènes ont été étudiés précédemment (mois, saison, année) n'est probablement pas appropriée pour cerner cette dynamique. Mais, les processus afférents aux courtes échelles de temps et d'espace sont en général complexes car résultant de processus discontinus, non-linéaires, au comportement parfois aléatoire ou chaotique (Roy, 1992). Surtout que le suivi à une échelle « normale » n'est pas encore assuré de façon régulière.

La complexité de cet écosystème pélagique apparaît aussi dans la multiplicité des facteurs ayant ou pouvant avoir des repercussions majeures sur les ressources des petits pélagiques dans cette zone. Ainsi, la turbidité, générée par le dépôt eolien est censée limiter le développement du phytoplancton qui est à la base de toute la chaîne alimentaire. En même temps, ce dépôt eolien est riche en fer. Cet oligo-élément constitue souvent un facteur limitant pour la production primaire. Ces deux éléments de variabilité (turbidité et nature du dépôt eolien) ne font pas l'objet de suivi jusqu'à présent dans la zone. En outre, les filaments découverts récemment, et qui entraînent plus de la moitié de la production primaire vers le large, ne font pas encore l'objet d'étude biologique. Nous savons, par exemple, très peu de choses sur la « colonisation » de ces filaments par les espèces de petits pélagiques et le comportement de ces dernières quand ces filaments s'effondrent.

En définitive, si nous commençons à cerner l'ordre de grandeur de la variabilité de ces traits généraux, les études restent trop ponctuelles et trop circonscrites sur la plan spatial. Les données relatives à l'océanographie physique et la production biologique primaire et secondaire sont généralement assez limitées tant en qualité qu'en quantité. Ceci n'est pas le cas pour les espèces de petits pélagiques où une littérature relativement abondante existe. C'est l'objet de notre prochain chapitre.

|

|

Chapitre 2. Biologie des principales espèces de petits pélagiques et exploitation

La connaissance des aires et des périodes d'abondances et de distribution spatio-temporelle de ces espèces est indispensable pour saisir la variabilité spatio-temporelle des ressources et les stratégies de pêche des navires qui les exploitent. Une synthèse des aires de distribution, période de présence dans la ZEE mauritanienne, les périodes de ponte et la distribution bathymétrique est présentée. Les espèces de petits pélagiques pêchées dans la région nord ouest africaine sont composés de clupéidés (*Sardina pilchardus*, (Walbaum, 1792) *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847), et *Sardinella maderensis* (Lowe, 1839), de Carangidés (*Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758), *Trachurus trecae* (Cadenat, 1949), *Caranx rhonchus*, (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) d'un Scombridé (*Scomber japonicus* (Houttuyn, 1782) et d'un Engraulidé (*Engraulis encrasicolus* ; Linnaeus, 1758). Plusieurs de ces espèces sont caractérisées par leur comportement migratoire qui les amène à entreprendre d'importants déplacements (Garcia, 1982).

2.1. Les clupéidés

Dans la région, cette famille est représentée par trois espèces principales, la sardine et les deux sardinelles. Ces espèces ont un comportement grégaire très marqué, avec des bancs d'individus de tailles identiques qui se forment le jour et se dispersent la nuit. De façon générale, les migrations saisonnières de ces clupéidés sont calquées sur les déplacements du maximum phytoplanctonique. Ils sont intermédiaires dans la chaîne alimentaire et subissent donc la prédation à tous les stades de leur développement, aussi bien par des individus de la même espèce (aux stades précoces) que par les scombridés, oiseaux ou mammifères marins (Longhurst et Pauly, 1987). Les trois espèces sont planctonophages. La sardine a la faculté de se nourrir en grande partie du phytoplancton, tandis que les deux sardinelles sont plus strictement zoophages. Ces particularités alimentaires pourraient expliquer certains aspects de variation d'abondance et de répartition de ces espèces (Binet, 1988). Les clupéidés tropicaux sont en général de morphologie légèrement aplatie (Longhurst et Pauly, 1987). Il est intéressant de remarquer que *Sardinella aurita* est la seule espèce qui ne suive pas ce schéma. C'est par ailleurs l'espèce la plus migratrice, parmi les clupéidés tropicaux et la seule qui soit véritablement tolérante aux eaux tempérées. Enfin et surtout c'est la seule espèce de clupéidés qui soit présente aussi bien sur les côtes américaines qu'africaines (Chikhi, 1995)

2.1.1. La sardine (*Sardina pilchardus*)

C'est une espèce à affinité biogéographique tempérée chaude. Elle se répartit depuis la Mer du Nord jusqu'aux côtes ouest africaines (in Chavance et al, 1991a, FAO, 2002). Abondante au Maroc, elle semblait ne pas s'étendre, en concentrations commerciales tout au moins, au sud du cap Bojador (FAO, 1979) et l'on situait, jusque vers 1970, la limite méridionale de la pêcherie de sardine vers 26°N (Fréon et Stequert, 1979). A partir de 1970, cette espèce se rencontre en quantités croissantes parfois même jusqu'au Sénégal (Josse et Garcia, 1986, Binet et al., 1998).

Trois stocks sont distingués au niveau de la région. Le stock A est situé entre 36°N et 33°30' N. Le stock B est localisé entre 32°30' et 27° N. Enfin le stock C, qui concerne la zone mauritanienne, se rencontre entre 26°N et 21°N (FAO, 1997, FAO, 2001). Ce dernier stock a subi une expansion d'abondance spectaculaire durant le début des années 70 pour devenir en quelques années la prise principale de cette zone. Cette expansion a été reliée au renforcement de l'upwelling (Belvèze, 1984) qui a ensuite diminué à partir de 1976 (Sedykh, 1978). Pour

Krzeptowski (1978) le stock situé au large des côtes mauritaniennes resterait isolé des stocks de sardine situés au nord du cap Bojador. Le centre de l'abondance du stock C se trouve au niveau de la zone Sahara. Ce stock effectue un mouvement de balancement entre le cap Bojador (26°N), en octobre-novembre et le cap Timiris en mars (Josse et Garcia, 1986). Ce qui correspond au déplacement saisonnier de l'upwelling (Binet, 1988).

Deux périodes de ponte ont été identifiées: une ponte principale en décembre et une ponte secondaire en mars (Barkova et Domanesky, 1985 ; Ould Taleb Sidi et al., 1997)

2.1.2 La sardinelle ronde (*Sardinella aurita*)

• Répartition

La sardinelle ronde se rencontre sur l'ensemble du littoral africain, de la Méditerranée au Cap Frio (Angola, 18°S). On la trouve également en mer Noire et en Adriatique et même à l'Est de la Péninsule Ibérique. Elle est aussi présente le long des côtes américaines de l'Atlantique entre le cap Cod aux U.S.A. et le Nord de l'Argentine, alimentant d'importantes pêcheries au Venezuela et au Brésil (Fréon, 1988a, Bakun et Parrish, 1990). Elle vit dans des eaux non turbides du plateau de température inférieure à 24° C et préfère les eaux salées (35 ‰). Malgré une large répartition, cette espèce est abondante dans trois secteurs de l'Atlantique centre-est qui sont caractérisés par l'apparition saisonnière d'importantes remontées d'eaux froides à savoir (Marchal, 1991b):

- du Cap Bojador (26°N) à la Guinée (10°N) (Fig.4.1)
- devant la Côte-d'Ivoire et le Ghana, c'est-à-dire dans la division Golfe de Guinée (ouest) ;
- du sud du Gabon (0°) au sud de l'Angola (18°S), c'est-à-dire dans la division Golfe de Guinée (sud) et devant l'Angola.

Les zones intermédiaires sont beaucoup moins riches et pour certains auteurs le régime des courants n'est guère favorable aux échanges entre les zones (FAO, 1979). Chikhi (1995) rappelle dans ce cadre l'existence du courant qui part de la Guinée et se dirige vers la région ivoirienne. C'est un courant superficiel, le sous-courant allant dans le sens inverse.

Au niveau de la zone nord ouest africaine, l'existence de deux stocks est souvent évoquée (a) le stock sédentaire saharien (30°-22° lat. N) ; (b) le stock Sénégal-mauritanien (environ 22°-12°lat.N) (Maxim et Maxim, 1988 ; Garcia 1982, Chavance et al., 1991a).

Dans le nord de la Mauritanie, les concentrations de *S. aurita* ont lieu entre 30 et 70 m d'octobre à janvier et plus irrégulièrement en avril-mai et même jusqu'en juillet. Aucune détection n'a été enregistrée au-delà des fonds de 200 m (Maigret, 1972).

• Période et zone de ponte

La sardinelle ronde se reproduit au-dessus des profondeurs moyennes du plateau continental, entre les isobathes 30 et 50 mètres. Il y a des femelles mûres ainsi que des larves dans le plancton pendant pratiquement toute l'année, mais il existe plusieurs maxima de reproduction. est cependant fortement influencé par les conditions particulières aux divers secteurs où elle abonde (Conand, 1977; Fréon, 1988a et Chavance et al. 1991a). Le premier auteur a observé des œufs et des larves dans des eaux allant de 18 à 30°C. Le cycle sexuel de cette espèce dans la région sénégal-mauritanienne présente les caractéristiques suivantes (Boely et al, 1982):

- la ponte est étalée sur la totalité de l'année lorsque l'on considère l'ensemble de la zone, avec une période de reproduction maximale de mai à septembre;
- la zone de ponte principale s'étend de la Gambie au Cap Blanc. C'est ainsi que pour la période de ponte principale, le maximum se situe au niveau de la Gambie au début du mois de juin et arrive au Cap Blanc en septembre;
- dans une région donnée, la ponte est très étalée avec deux périodes, une principale et une secondaire, séparées par des périodes de repos sexuel.

Le stock saharien, inféodé aux eaux froides et le stock sénégal-mauritanien utiliseraient la nourricerie du nord de la ZEE mauritanienne à des périodes différentes de l'année pour se reproduire (Chavance et al., 1991a).

Dans la zone mauritanienne, il y aurait deux périodes de ponte la première en août dans les eaux chaudes (25°C), la seconde en novembre-décembre dans des eaux plus froides (18°C), au large du Cap blanc responsable des biomasses importantes de juvéniles observées en février et mars (Marchal, 1991a). Cet auteur ajoute que malgré une biomasse d'adultes plus importante qu'en décembre, la reproduction d'août semble peu contribuer au recrutement et les juvéniles sont peu abondant en décembre. Ceci traduit une évolution par rapport à ce qui est avancé par Boély et Fréon (1979) et Garcia (1982) qui avaient indiqué que la ponte principale avait lieu en août dans la région du cap Blanc (Marchal, 1991a). Il est vrai qu'au début des années 1980, on travaille avec l'hypothèse d'un seul stock sénégal-mauritanien. Il y avait alors un foyer de reproduction maximale qui se déplace du sud du Sénégal vers le nord de la Mauritanie (Boely et al, 1982).

- **Schéma migratoire**

Les populations de *Sardinella aurita* du nord ouest africain se déplacent parallèlement aux côtes en recherchant les zones de convergences à proximité des upwellings (Boely et al., 1982). De façon générale, les adultes dispersés d'octobre à janvier au large de la Mauritanie, descendent rapidement vers le sud en janvier février et ne remontent vers le nord qu'à partir de mai à juillet (Fréon, 1988a).

Le schéma migratoire de cette espèce a été décrit par Boely et Fréon (1979) (Boely et al., 1982), Garcia (1982) et par Fréon (1988a) (Fig.2.1). Il consiste à un large déplacement des adultes entre la Guinée Bissau et la partie nord de la Mauritanie. Avec le réchauffement des eaux, en mai, les adultes colonisent le plateau continental et entament, en se reproduisant, leur déplacement vers le nord. Les jeunes, au terme de leur première année, se joignent à ce mouvement tout en se reproduisant pour la première fois (taille de 20 cm). Ces poissons atteignent la partie nord de la ZEE mauritanienne et séjournent entre le 20 °N et le cap Barbas (22°N30') jusqu'au mois d'octobre novembre qui marquent le début de refroidissement des eaux et le début du mouvement inverse vers le sud. Les adultes de taille supérieure à 25 cm arrivent dans les eaux sénégalaises, repoussés par le refroidissement des eaux, en décembre janvier. Ils se concentrent alors sur les accores entre la presqu'île du cap Vert et la Guinée Bissau jusqu'au mois d'avril. Ces auteurs admettent cependant qu'une partie des adultes demeurent dans la région nord de la ZEE mauritanienne et ne participe pas à cette migration, permettant d'expliquer la présence constante de cette espèce dans cette zone.

Boely (1980) rapporte sur la base des travaux soviétiques effectués en 1970 une dispersion et émigration vers le large et en profondeur bien au delà du plateau continental (sans préciser à quel niveau de la zone). Cette émigration hors de la zone de pêche concerne des poissons ayant dépassé la taille de 21-22 cm. Cette émigration semble plus importante de mai à juillet et d'octobre à décembre. Cet auteur a écarté cette hypothèse, qui selon lui ne sied pas avec le déplacement des masses d'eaux à cette période ni avec celui des flottilles qui avaient la liberté de mouvement avant l'instauration des zones économiques exclusives. D'ailleurs deux campagnes acoustiques menées par la FAO en janvier 1969 et en mai 1970 (Schmidt, 1972) ont mis en évidence des concentrations de cette espèce de Dakar au Cap Blanc et un déplacement vers le nord a été observé au cours de la phase migratoire.

Fig. Migration saisonnière et latitudinale des principales espèces de petits pélagiques dans la zone mauritano-sénégalaise (Boelly, 1979) Fréon (1988), Pauly(1993)

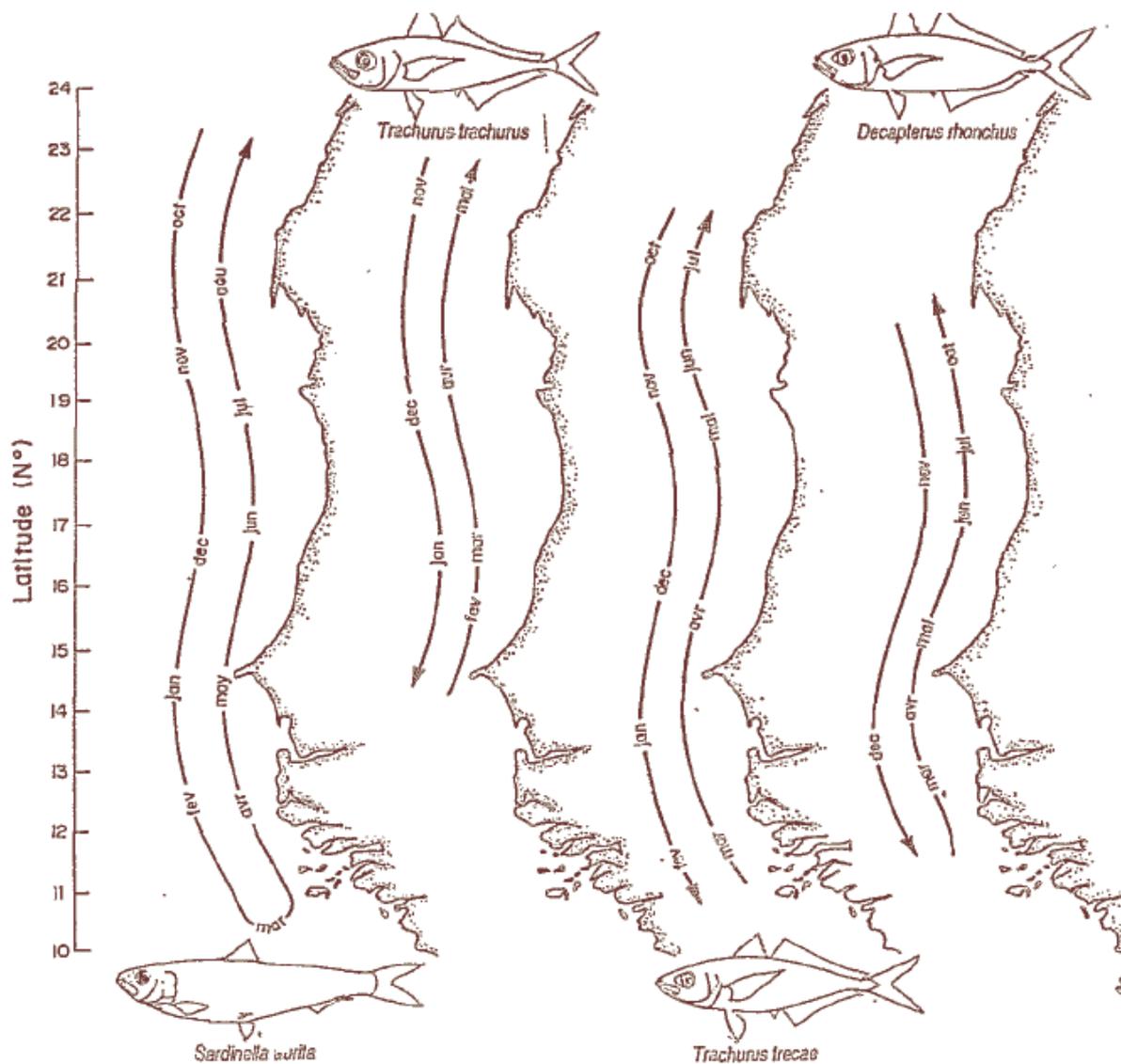


Fig.2.1 Schéma de migration saisonnière et latitudinale des principales espèces dans la zone dans la zone mauritano-sénégalaise (d'après Boelly, 1979, Fréon,1988a et Pauly 1993).

Ce schéma sud-nord sera largement confirmé par la suite (Fréon,1988a ; Chavance, 1991a et Marchal, 1991a et b). Par contre, le déplacement nord sud ne paraît pas aussi bien élucidé, même si plusieurs auteurs notent qu'il s'accompagne d'une large dispersion (Fréon,1988a et Chavance et al., 1991a) et que les adultes sont signalés vers le sud de la Mauritanie fin octobre, aux environs de Saint Louis(16°N) fin novembre et vers Cayar au milieu de décembre (Boely, 1980). A partir de septembre, cette espèce n'est plus rencontrée en Mauritanie en concentration commerciale. C'est d'ailleurs l'une des raisons qui poussent les bateaux de l'Union européenne qui ciblent cette espèce à regagner leur base en Europe, pour la pêche il est vrai de leur quota de hareng (Corten, 1999a). Legget (1977) avait rappelé que la majeure partie des connaissances acquises sur le schéma de migration des poissons proviennent de l'étude de la répartition des prises commerciales. Or selon cet auteur, ces

données renseignent mieux sur la distribution de l'effort que sur la migration du poisson. En fait, en raison des coûts les autres méthodes sont difficilement applicables (Fréon, 1988a) sur ces espèces fragiles et de faible valeur marchande. Leggett (1977) ajoute que ce type de schéma reste largement descriptif de part sa nature. Il faut ajouter que la pêche industrielle opère de façon très ponctuelle au Sénégal et l'activité très circonscrite de la pêche artisanale en Mauritanie.

L'hypothèse des chercheurs soviétiques, qui a été élargie par la suite aux espèces des deux *Trachurus* (Overko et Mylnikov, 1979), semble maintenant plus plausible pour plusieurs raisons non exclusives. Dès 1972, Maigret constate que lorsque des concentrations d'espèces pélagiques côtières se produisent aux accores du plateau, celles-ci, que ce soit en surface ou en profondeur (de 30 jusqu'à 200m selon les espèces) sont souvent localisées non seulement au-dessus des fonds de 150 à 200 m, mais aussi plus au large au-dessus des fonds de 2000 à 2500 m et ceci de nuit comme de jour. Cet auteur précise que c'est dans ces zones que se rencontrent les bancs les plus denses et les plus importants et ceci d'autant plus qu'ils sont plus au large. Il ajoute qu'il y a une limite distale à cette extension qui se situe généralement à environ 15 milles des accores. En outre, les résultats de campagnes larvaires obtenus par Conand (1977) montrent que, sur la Petite Côte, la reproduction principale est centrée sur les mois de mai-juin et cette ponte serait assurée en majorité par les individus adultes, lesquels disparaissent régulièrement des captures de la Petite Côte à partir de la fin mai, aussi bien pour la pêche artisanale que pour la pêche semi-industrielle (Fréon, 1988a). Ce dernier auteur évoque une diminution éventuelle d'accessibilité, et/ou de vulnérabilité, de ces individus au cours de leur phase de ponte. Cette hypothèse se renforce aussi par la présence des filaments dans la zone saharo-mauritanienne, qui peuvent atteindre 450 à 500 km au large de la côte, sont riches en productivité primaire. Tout en confirmant les observations de Maigret, elle accrédite la migration zonale. D'autant plus, que l'analyse de la variation du système des filaments froids a prouvé que 30% de filaments ont été observés en mai-juin et 58% en novembre-décembre (Kostianoy, 1991) au moment où cette espèce est sensée reprendre le chemin de retour. Enfin, la migration en ordre dispersé paraît peu probable pour diverses raisons. Les déclics de migration les plus évidents sont la température et les fronts océaniques (Leggett, 1977). Or le déplacement de ces structures sont très rapides et imposent donc une migration en banc, ce qui n'est pas observé habituellement à cette période. La nourriture n'est pas uniformément répartie. Et ces individus qui viennent de faire plus de mille km tout en se reproduisant ont besoin de reconstituer leurs réserves avant d'entamer la migration de retour. Ils rechercheront donc les zones où la nourriture est abondante ce qui aura aussi pour effet de les concentrer en les rendant plus accessibles à la pêche.

2.1.3 La sardinelle plate (*Sardinella maderensis*)

La sardinelle plate est aussi une espèce à affinité biogéographique tropicale. On la rencontre depuis la Méditerranée méridionale jusqu'en Angola. Cette espèce est présente du nord au sud de la ZEE mauritanienne. Elle a une distribution très côtière, occupant le plus souvent les fonds inférieurs à 50 m. Espèce à affinité tropicale, elle est abondante en saison chaude. Une nourricerie principale se trouve au nord du cap Timiris. Il n'a pas été mis en évidence des migrations de grandes amplitudes pour cette espèce. Les individus de grandes tailles (>24 cm) sont faiblement représentés au Sénégal, alors qu'en Mauritanie la taille maximale est de 32 cm (Lf) (Chavance et al, 1991a). La période de ponte principale a lieu entre mai et septembre (Camenera, 1986).

2.2. Les carangidés

Cette famille est représentée par les chinchards. Ce groupe se compose de trois espèces le chinchard noir européen (*Trachurus trachurus*), chinchard noir africain (*Trachurus trecae*) et le chinchard jaune (*Caranx rhonchus*). Même si les dernières espèces ont une affinité biogéographique différentes de la première, leurs aires de distributions se recouvrent largement, du cap Blanc à la Gambie (FAO, 1979).

2.2.1. Le chinchard noir européen (*Trachurus trachurus*)

C'est une espèce à affinité tempérée. En Afrique, sa répartition va du détroit de Gibraltar au Sénégal. Elle se répartit de la côte à plus de 300 m et occupe préférentiellement les secteurs les plus profonds du plateau continental (100 m et plus). Les concentrations les plus importantes se rencontrent généralement entre Nouakchott et 19°47'N (Marchal, 1991a).

De grands individus de 19-20 cm arrivent en Mauritanie avec le refroidissement des eaux. En mai-juin, avec l'arrivée des eaux guinéennes, ils entament le mouvement inverse vers le nord (Fig.4.1). Pour Overko et Mylnikov (1979) les migrations côte-large sont prépondérantes. En saison chaude, les poissons sont centrés au large du plateau continental et en profondeur dans deux zones de concentration. En saison froide, ils sont plus près de la côte.

La ponte s'effectue dans les eaux de température comprise entre 15 et 18 °C. Lors de leur migration du nord vers le sud, ils se reproduisent le long des côtes, et, durant plusieurs mois le maximum de reproduction se déplace en fonction des mouvements hydrologiques (COPACE, 1984).

Le chinchard noir européen vit en bancs près du fond le jour. Il se disperse la nuit et remonte en surface lors de l'ascension du plancton dans les couches d'eaux superficielles pour se nourrir. C'est une espèce zooplanctonophage et son régime alimentaire est essentiellement à base de Crustacés particulièrement d'Euphausiacés et de Copépodes. En hiver, le rôle des organismes planctoniques diminue au profit des Céphalopodes (29.2%) et des Crustacés démersaux (12.7%) (COPACE, 1984)

Chez les adultes, la consommation des larves et des juvéniles d'autres espèces de petits pélagiques peut devenir très importante (Chavance et al., 1991a)

2.2.2 Le chinchard noir africain (*Trachurus trecae*)

Espèce tropicale, le chinchard noir africain se rencontre dans tout l'Atlantique Est du Cap Bojador (26°N) au sud de l'Angola. Il est présent toute l'année dans toute la zone, mais les périodes les plus favorables aux grandes concentrations ont généralement lieu de mai à juillet et en octobre entre Saint Louis (16°N) et Nouakchott (18°N). Il est rencontré à des profondeurs de 80-250 m dans la partie allant de 22° N à 18° N (Overko et al., 1985) mais l'essentiel de sa biomasse est concentrée sur des fonds de moins de 100 mètres (Chavance et al., 1991a). Les déplacements de cette espèce se font en fonction du mouvement du front intertropical (Overko et al., 1985, Chavance et al., 1991a)

La zone d'étude est concernée par un seul stock : le stock mauritano-sénégalais. En automne, les principales concentrations se trouvent au nord. Cette espèce migre au sud, où elle se concentre au sud du cap Vert en hiver-printemps (COPACE, 1984). Les juvéniles restent aux environs des nurseries. Ils restent plus près de la côte que ceux de *Trachurus trachurus* (Marchal, 1991b).

Trachurus trecae a une reproduction étalée sur toute l'année avec deux pics : le premier en mars-juin, le second en août-octobre à une température comprise entre 18.5°C et 25.5°C. La fécondité relative moyenne est de 663 000 oeufs par individu (COPACE, 1984). La principale zone de reproduction de *Trachurus trecae* se situe plus au sud, entre la presqu'île du cap Vert

(14°N 45') et le cap Timiris (19°N 20'). La ponte est étalée dans le temps avec un pic de février à juin qui se décale vers le nord avec le déplacement des adultes (FAO, 1979).

Le chinchard noir africain a le même comportement et la même alimentation que les chinchard noir européen. Toutefois à partir de 24 cm il devient ichtyoplanctonophage. Son alimentation est surtout composée de crevettes, de juvéniles d'*Engraulidés*, de *Myctophilés* et de *Carangidés* (FAO,1983 ; COPACE, ;1984).

2.2.3. Le chinchard jaune : (*Caranx rhonchus*)

Le chinchard jaune est essentiellement tropical et ouest africain. Sa répartition est plus côtière, et plus sud que les deux autres espèces de chinchards. Son abondance augmente du cap Timiris vers le sud (Chavance et al., 1991a). Cette espèce effectue aussi des migrations le long des côtes, de la Guinée en Mauritanie au rythme du balancement saisonnier du front intertropical (Garcia,1982). Elle est absente pendant tout le premier semestre de la zone nord. En saison chaude de jeunes individus sont présents sur les petits fonds au sud du cap Timiris. L'essentiel de la biomasse localisée sur des fonds de moins de 100 m, est constitué de poissons entre 18 et 36 cm. En début de saison froide (octobre-novembre), la biomasse est localisée principalement sur les fonds de 50 m au sud du cap Timiris (Marchal, 1991b).

Là aussi la région nord ouest africaine est concernée par un seul stock : le stock sénégalomauritanien qui s'étend du 22°N à 12°N (COPACE, 1985, Marchal, 1991b).

Au Sénégal, la période de reproduction est située entre avril et novembre et entre avril et août dans la zone mauritanienne au sud du cap Timiris (FAO, 1989). Les œufs sont émis à des profondeurs de 10 à 50 m à une température de l'eau comprise entre 15-22°N. La fécondité moyenne est de 680.000 œufs par individu (COPACE, 1985). Le chinchard jaune a le même comportement que les autres chinchards, mais a un régime plus carnassier. Son alimentation est composée à 70 % de poissons, anchois, calmars et crevettes (COPACE, 1984 ; Chavance et al.,1991a).

2.3. Autres familles

2.3.1. Scombridés

Cette famille est représentée par une seule espèce: le maquereau, *Scomber japonicus*. Le maquereau est distribué à des profondeurs de 15-30m à 350-400m. Le déplacement de cette espèce est aussi fonction du déplacement saisonnier des isothermes 19 à 20°C. La migration saisonnière du maquereau à travers la ZEE mauritanienne débute en avril. Les principales concentrations se forment au sud pour ensuite se déplacer vers le nord. En juin-septembre, elles sont plus importantes au nord. En octobre cette espèce commence à descendre rapidement vers le sud sous l'influence du refroidissement saisonnier des eaux pour quitter la ZEE mauritanienne en décembre. Cette espèce est rencontrée en abondance, à l'ouest du banc d'Arguin principalement en mai et en octobre novembre. En effet, les plus grandes concentrations de cette espèce se rencontrent pendant les périodes de transitions.

La structure des stocks est complexe. Plusieurs hypothèses sont avancées pour cette espèce. Celle la plus généralement admise repose sur la distinction d'un stock nord dont la limite méridionale de répartition se trouverait au nord du 24°N et d'un deuxième stock plus au sud dont l'aire de répartition s'étend entre 12 et 24°N. Pendant le cycle annuel, les maquereaux adultes effectuent une migration qui ressemble en général à celle de la sardinelle ronde et qui est plus marquée que celles des chinchards. La direction générale du mouvement s'effectue du cap Blanc vers le cap Vert de novembre à janvier et dans le sens opposé de mars à mai (FAO, 1987).

Les nourriceries les plus importantes se trouvent dans les eaux de Guinée Bissau, Gambie, Sénégal et Sahara. Les euphausiacés constituent la nourriture de base de cette espèce, tandis que les petits organismes planctoniques (copépodes et cladocères) sont de moindre importance. Le poisson est souvent rencontré avec les céphalopodes, les crustacés de fond et les polychètes (COPACE, 1984).

2.3.2. Engraulidés

L'anchois *Engraulis encrasicolus* forme souvent de grands bancs. Cette espèce vit généralement dans des eaux peu profondes. Sur les côtes mauritaniennes, l'anchois apparaît en période froide, notamment dans des eaux de températures comprises entre 18 et 20 °C (Maigret, 1972). La principale zone d'abondance se trouve entre le cap Timiris et le cap Blanc. Vers le sud, cette espèce est rencontrée en abondance entre 17°30 N et 18°N. Il n'y a pas de migration de grande amplitude (Ba, 1988). Cependant des migrations vers le nord et vers le large ont été observées (Josse et al., 1990).

La principale frayère de l'anchois est la zone située entre le cap Blanc et le cap Timiris.

L'anchois est planctonophage. Son alimentation est composée essentiellement de copépodes et d'autres petits crustacés (Fisher et al., 1981). En Mauritanie, la longévité maximale de l'anchois semble être d'un an pour une taille de 13.5 cm Lf (Ba, 1988 ; Chavance et al, 1991).

2.4. Le Nord de la Mauritanie : un carrefour biogéographique

La zone mauritanienne est particulièrement intéressante du point de vue biogéographique. Le caractère de charnière biogéographique de la zone mauritanienne est confirmé par la présence simultanée d'espèces tant animales que végétales de milieux tempérés et tropicaux. Binet (1988) a fait une synthèse des travaux qui traitent de cette thématique. Il montre que le cap Blanc sépare la région d'alternance nord et la région subtropicale. C'est une limite faunistique pour les peuplements benthiques, planctoniques et ichtyoplanctoniques. Van der Land (1988) note aussi que cette zone constitue une barrière pour la faune des spongiaires entre la faune méditerranéo-atlantique et celle de l'Afrique de l'Ouest tropical. Ainsi, la pointe nord-ouest de l'île Tidra, qui se trouve au niveau du Banc d'Arguin, présente une juxtaposition peu banale puisqu'il s'agit de la mangrove la plus septentrionale de la côte Ouest-Africaine et des prairies de spartines atteignant là leur limite méridionale de répartition (Anonyme, 1996). Laurant et al. (1995) ont confirmé la position carrefour de la bande côtière mauritanienne. Nous constatons qu'à tous les niveaux du règne animal et végétal, on trouve des spécimens dont la présence atteste le caractère mixte de cette zone. Or, le fait que les espèces soient à la périphérie de leur répartition les rend plus fragiles. Elles peuvent alors subir localement de large fluctuations du fait qu'un facteur n'est pas optimal. Or les facteurs écologiques agissent de concert. Lorsqu'un facteur écologique (habitat par exemple) n'est plus optimal, la résistance d'un organisme donné à d'autres facteurs du milieu peut se voir grandement diminuée. Pour Barton et Hewit (1985) les zones hybrides sont, en général, des régions étroites dans lesquelles les populations génétiquement distinctes se rencontrent et produisent des hybrides. Pour Binet (1988) qui cite Schulz (1982), cette frontière faunistique est bien due à un changement dans le système de courant.

2.5. Contexte halieutique et réglementaire : une histoire mouvementée

On met ici en évidence les aspects qui paraissent les plus essentiels pour mieux comprendre l'évolution de l'activité de pêche des petits pélagiques et sa variabilité, en focalisant, là aussi, l'attention sur la zone mauritanienne. En fait, il n'apparaît ni possible ni souhaitable de dresser un tableau exhaustif de l'exploitation et de son environnement social, économique et juridique. Les aspects concernant l'évolution historique des captures seront traités plus loin dans ce chapitre.

2.5.1. La Mauritanie : un pays sans tradition maritime

Contrairement au Sénégal et au Maroc, la Mauritanie n'a pas de tradition maritime. Les mauritaniens sont en leur grande majorité des éleveurs ou des agriculteurs et éprouvent à l'égard de la mer une répulsion « farouche » (Toupet, 1968). Seuls les communautés des Imraguens⁸ et de N'diogo composées d'un millier de personnes, pouvaient être considérées comme des marins ou des gens de la mer. Nouadhibou, le seul port de pêche du pays, n'a été longtemps qu'un minuscule point d'eau isolé à la frontière entre deux immensités : le désert de grès, de sable et de sel et l'océan (Toupet, 1968). Le géographe mauritanien, Ahmed Lamine Chenguiti, ne le cite même pas dans son célèbre livre *Kitab AL Wassit* qui date de 1911 pas plus que Nouakchott (qui n'a vu le jour qu'en 1958). Mais l'avènement de la sécheresse et de la désertification, qui ont secoué le pays et décimé le cheptel à partir du début des années 1970, ont obligé les mauritaniens à chercher d'autres sources de revenus. Donc ce n'est que tardivement et timidement qu'ils ont commencé à s'intéresser à la pêche et particulièrement à la pêche artisanale. Pour surmonter cette difficulté, l'Etat mauritanien exige depuis le début l'embarquement de marins mauritaniens dans chaque accord de pêche et la formation de cadres dans ce domaine. Quelques exemples permettent d'avancer que cet handicap est en voie d'être levé, tout au moins dans son volet main d'œuvre. On note en particulier le développement soutenu de la pêche artisanale assuré de plus en plus par des nationaux. Cela se confirme aussi par le changement des mentalités qui s'est opéré ces dernières années surtout à Nouadhibou et à Nouakchott où la pêche n'est plus considérée comme un métier dégradant. En outre, l'engouement manifesté à l'égard de l'Ecole maritime de Nouadhibou, qui forme des officiers et des marins, est un exemple supplémentaire de cette évolution.

2.5.2. Réglementation et conditions d'accès à la ressource dans la zone mauritanienne

Outre les droits d'accès évoqués plus loin, les principales dispositions actuelles en matière d'aménagement des pêcheries, se résument aux mesures techniques classiques : maillage et zonage. Le code de pêche stipule que l'activité de pêche doit s'exercer au delà de 12 milles de la ligne de base dans la zone sud, 13 milles dans la zone centre et 13-15 milles dans la zone nord suivant la configuration de la côte. Cette réglementation fixe à 3 % le taux de prises accessoires (exprimé en poids vif).

Les dimensions des mailles sont fixées à 40 mm pour le chalut pélagique et la senne tournante coulissante et 20 mm pour la senne tournante coulissante pour l'anchois. Peu d'études ont été consacrées à la sélectivité des chaluts. Sanyo (2002) a mené une étude de sélectivité sur plusieurs espèces dans la zone mauritanienne dont *Trachurus trecae*. Elle conclut qu'il serait donc nécessaire d'agrandir la maille actuelle en passant de 40 mm à au moins 100 mm.

⁸ les Imraguen (les ramasseurs de coquillages) pratiquent une pêche séculaire au filet le long de cette côte basse et inhospitalière qui s'étend de la Baie du Lévrier vers Nouakchott (Toupet, 1968)

Néanmoins, (Dietmar et al., 1983) ont utilisé dans la zone mauritanienne une camera de télévision sous-marine remorquée au dessus d'un chalut de pêche pélagique. Ils sont arrivés à la conclusion que pour la plupart des espèces pélagiques, la sélectivité du chalut pélagique peut difficilement être étudiée par la méthode de la double poche, comme dans le cas de Sanyo (2002). Ces espèces sont rarement soumises à l'échappement⁹ n'étant qu'exceptionnellement en contact avec les parois du chalut. Ils ont noté par ailleurs qu'au cours de cette campagne très peu d'individus de ces espèces ont été trouvés maillés dans le filet.

En ce qui concerne l'accès à la ressource on distingue les affrètements et les licences. Dans le premier cas, l'armateur étranger est associé à un affréteur mauritanien. Il ne paye pas la licence de pêche qui lui est accordée gratuitement mais s'engage à fournir une contrepartie sous forme d'une partie de la production annuelle arrêtée dans le cadre du contrat. C'est le cas de l'ensemble de la flottille issue de l'Europe de l'Est.

Les licences sont de deux types : des licences libres et des licences dites régulières avec contrôle sur le volume, le lieu et la date des captures. Les licences libres ne soumettant les navires qu'à un minimum de contrôles en matière de capture ou d'obligation de débarquement. Ils ne sont pas soumis au transbordement en rade. Leur production étant librement commercialisée par l'armateur et exportée directement sans formalité douanière. C'est le cas notamment des bateaux de l'Union européenne.

Il faut rappeler que l'Union Européenne verse une compensation financière, estimée à 82,8% de la redevance globale, la part armateur étant de 17,2% (Anonyme MPEM, 2000). En plus de cette redevance fixe, l'armateur doit prendre en charge les frais supplémentaires pour toute tonne pêchée au-delà d'un certain plafond de capture déterminé dans le cadre de l'accord Mauritanie Union Européenne et variant suivant la TJB du navire.

2.5.3. Les accords de pêche : un éternel recommencement

N'ayant pas de tradition maritime, ni les capitaux nécessaires pour exploiter ces richesses halieutiques et faute de disposer de flottilles nationales susceptibles d'assurer l'approvisionnement de ses industries naissantes de transformation des produits de la pêche pour maintenir des emplois à terre, la Mauritanie s'est tournée vers des pays tiers pour exploiter sa richesse halieutique. La signature d'accords de pêche avec les pays ou d'arrangement avec des entreprises étrangères a donc été une option adoptée très tôt par le gouvernement mauritanien. A la fin des années 1960, un certain nombre d'accords sont passés essentiellement avec le gouvernement espagnol et une firme privée hollandaise pour autoriser un nombre fixe d'unités, révisable annuellement, en échange du débarquement à terre d'une partie de leurs captures (Maigret, 1972).

Les armements étrangers de navires pélagiques étaient particulièrement réticents à l'obligation de débarquer du poisson frais en raison du faible prix d'achat et des infrastructures portuaires peu adéquates. De ce fait, les usines n'ont été approvisionnées qu'à près de 25-30% de leur capacité (Maigret, 1972, Sepia, 1997). Ces sociétés ont fait faillites. Pour couvrir les pertes et assurer des rentrées dans les caisses de l'Etat, ce dernier a réintroduit les autorisations de pêche moyennant le paiement de redevance (Doucet et al., 1981). Par la suite, le Gouvernement a du prendre dès 1979, dans le cadre de la Nouvelle Politique de la Pêche (NPP) des mesures énergiques pour contraindre les flottilles opérant au large, à débarquer une partie de leurs prises à Nouadhibou, renforçant ainsi le contrôle juridique sur les zones de pêche. Avec l'officialisation à l'échelle mondiale des zones économiques exclusives de 200 milles, les pays côtiers ont acquis la souveraineté de leurs

⁹ De ce comportement et de la taille des mailles dépend la sélectivité du chalut pour une espèce considérée (Dietmar et al., 1983)

eaux territoriales. Or il faut pouvoir exploiter cette richesse. L'acquisition et l'exploitation d'une flotte industrielle¹⁰ est pour la majeure partie des pays de la région hors de portée, en raison des capacités limitées de mobilisation de capitaux par ces pays. Cette nouvelle politique a donc privilégiée l'abandon de la délivrance de licences de pêche et la création de sociétés mixtes¹¹ (FAO, 1999). Dans ce cadre, vingt et un accords ont été successivement conclus avec des pays étrangers (Sepia, 1997).

Les années 1990 ont été marquées par la partition de l'Union soviétique qui a eu un impact désastreux sur l'exploitation des petits pélagiques en Mauritanie (FAO, 1999). De nouveaux accords plus souples et plus diversifiés ont alors été passés avec des pays de l'Est européen, l'Union européenne et une multitude d'autres pays en instaurant la licence libre qui demande un minimum de contrôle. Cette situation prévaut jusqu'à actuellement¹². Dans cette même lancée de diversification, un accord bilatéral a été signé en 1999 entre la Mauritanie et le Sénégal. Celui-ci permet d'octroyer des licences de pêche pour plusieurs centaines d'embarcations artisanales sénégalaises pour pêcher les sardinelles en Mauritanie. La partie mauritanienne a permis à 250 senneurs d'exercer leurs activités dans les mêmes conditions que les nationaux. Le nombre de licence pourra être porté rapidement à 400 unités (Ould Taleb Sidi, 2001a).

La Mauritanie considère que vis à vis des flottilles étrangères, elle dispose d'une plus grande latitude. Elle pourra mobiliser chaque année le nombre de navires désirés aux caractéristiques appropriées pour atteindre l'objectif d'aménagement fixé. A cet effet, elle a mis en place un système de licence libre. Il est vrai qu'en l'absence de ces flottilles, ces espèces seraient largement sous-exploitées. Or, le manque d'exploitation n'est pas une mesure de gestion pour ces ressources naturellement instables. En outre, ces ressources sont partagées. Si elles ne font pas l'objet d'exploitation dans cette zone, elles seront pêchées dans les ZEE des pays limitrophes. Pour assurer une gestion optimale de ces ressources, la gestion conjointe et concertée entre ces pays est incontournable. Pour arriver à allouer des quotas par pays l'un des moyens les plus objectifs est de se baser sur une moyenne annuelle des captures sur une période relativement longue pour intégrer la variabilité des ces ressources. La présence d'une flottille ciblant ces ressources permettrait à la Mauritanie d'obtenir un quota important de ces ressources.

2.5.4. Flottilles industrielles dans la zone nord ouest africaine : un avenir incertain ?

- **Les différents types des flottilles**

Les flottes de pêche aux petits pélagique de la région peuvent être schématiquement réparties en trois catégories : les flottes industrielles (bateaux hauturiers et bateaux usines), les flottes semi-industrielles (senneurs côtiers d'un tonnage inférieur à 500 TJB et d'une puissance inférieure à 1500 kw), les flottes artisanales (pêche piroguière) (Fréon et al, 1978 ; Weigel, 1999).

¹⁰ A titre d'exemple, l'Atlantic Dawn, chalutier pélagique de 144 m mis à l'eau en 2000 par l'Irlande, a coûté 65 millions d'Euros soit l'équivalent de la compensation annuelle financière versée à la Mauritanie dans le cadre de l'accord avec l'Union européenne 1996-2001, jugé pourtant le plus important accord signé avec un pays ACP.

¹¹ Société mixte: apporter l'expertise, les capitaux nécessaires à la création des installations de traitement (congélation et sous produit) et d'entreposage, équipage doit être mauritanisé aussi vite que le permettra la formation des nationaux.

¹² L'accord de 2001-2006 entre la Mauritanie et l'Union européenne prévoit la réduction du nombre de bateau de petits pélagiques autorisé qui passe de 22 à 15 unités. Cette réduction a été interprétée comme une prise en compte de préoccupation relative à l'état de la ressource. Or de 1996 à 2001, le nombre de bateau réellement en activité n'a pas jamais dépassé 12 unités.

Dans les années 1970, la pêche artisanale s'est fortement développée au Sénégal grâce à la motorisation croissante des pirogues et l'adoption de la senne tournante coulissante en 1973 (FAO, 1979). Ainsi ce mode de pêche a capturé 80 000 tonnes de petits pélagiques en 1977 (Fréon et al, 1979). Avec 12.000 pirogues et 350 000 tonnes de débarquements la pêche artisanale a un poids considérable au Sénégal (Diouf, 2003). En Mauritanie et au Sahara occidental, la contribution de ce mode de pêche est restée très modeste (Marchal, 1991a). Néanmoins, les dernières estimations de la capture de cette pêcherie avancent le chiffre de 50 000 tonnes. Cette flotte artisanale est caractérisée par son hétérogénéité, une forte mobilité géographique et une activité souvent saisonnière.

La pêche semi-industrielle est pratiquée à la fois au Sénégal et au Maroc. Au Sénégal, cette activité tend à disparaître (FAO, 2002). Au Maroc, elle est en revanche très active. Ces unités ont un TJB moyen de 45 tonneaux pour une puissance de 245 CV. Il s'agit d'unités polyvalentes, destinées principalement au chalutage, mais qui pratiquent la pêche à la senne de façon saisonnière (Ould Taleb Sidi, 1988, FAO, 2001).

Les flottilles industrielles sont constituées de navires à grande autonomie (plusieurs semaines ou mois) qui leur permet de se maintenir au niveau des concentrations des poissons en déplacement. Les navires utilisés sont de grande taille, de 35 mètres (senneurs hollandais ou norvégiens) à 85-200 mètres (chalutiers de l'Europe de l'Est et plus récemment de l'Union européenne). Ces unités effectuent toutes les opérations d'entretiens, de réparation d'avitaillement à (ou à partir de) l'étranger.

- **Les flottilles industrielles : aperçu historique**

Dès la fin des années soixante, une formidable armada multinationale de pêche pélagique est signalée dans la zone (Maigret, 1972). Elle est composée d'une part de navires usines avec chacun leurs flottilles « filles » de petits senneurs et d'autre part de chalutiers pélagiques usines autonomes congelant, fabriquant de la farine et de l'huile à bord et même certains des conserves appertisées. Les prises totales de ces flottes dans les eaux mauritaniennes et une partie de celles du Sahara Occidental avoisinent le million de tonnes au début des années 70 (Maigret, 1972 ; Doucet et al., 1981; Sepia, 1997). L'activité de ces navires est pratiquement circonscrite entre 26° N et 9° N, c'est-à-dire dans le secteur le plus riche de toute la région (Maigret, 1972 ; FAO, 1979). Les chalutiers roumains, ont travaillé exclusivement dans le secteur 20-26°N (Staicu et al, 1976). Le chalut pélagique, mis au point au Danemark en 1948 (Valdemarsen, 2001) a fait son apparition de façon progressive dans la zone à partir de 1966. La flottille roumaine a abandonné les chaluts de fonds à la faveur des chaluts pélagiques en 1972 (Staicu et Maxim, 1974) suite probablement de l'extension de la zone de juridiction pour la plus part des pays concernés en cette période.

Les navires usines accompagnés de senneurs ont fréquenté la zone nord ouest africaine représentées par 6 flottilles accompagnée chacune de 15 à 20 senneurs. La plus régulière fut "Zuiderkreutz", devenue ensuite « Interpêche », dont le navire usine avait une longueur de 201 m et jaugeait 12 000 TJB.

De nombreux chalutiers soviétiques, roumains, allemands, bulgares et polonais étaient aussi en activité. Ils capturent les maquereaux et les chinchards et accessoirement les sardinelles (Maigret, 1972).

Le nombre et la composition des flottes opérant entre 26°N et 9°N ne cesse de changer. L'effort déployé par l'ensemble des flottes bulgares, polonaises et roumaines reste cependant stable jusqu'en 1976. La flotte soviétique, par contre, n'a cessé de s'accroître depuis 1965; elle est, en 1977, de très loin la plus importante (FAO, 1979). En 1975, il y a dans la zone 300 bateaux appartenant à 15 pays pour un total de 175 000 TJB (Doucet et al, 1981). L'expansion spectaculaire des captures entre 1968 et 1970 est à mettre au compte de l'arrivée de ces flottilles (FAO, 1979).

Dans les années 1970, la flottille des senneurs de l'Europe du Nord¹³ décline rapidement. Ainsi, l'accroissement du nombre de senneurs soviétiques a partiellement compensé le déclin enregistré dans l'effort déployé par les flottes norvégiennes (FAO, 1979, Sepia, 1997).

Jusqu'au début des années 1980 les deux techniques de pêche coexistent : la pêche à la senne et la pêche au chalut pélagique (FAO, 1999). Avec le retrait de l'Interpêche¹⁴ en 1981, cette activité n'est plus assurée que par des chalutiers. Les chalutiers Est européens sont regroupés en différentes « catégories » usuelles en fonction de leur caractéristique de taille et de leur équipement (STM, BMRT, RTMA, RTMS) (Tableau 2.1). Ces navires sont conçus pour l'Atlantique tropical. D'autres comme les BKRT et RKTS ont été construits pour les mers froides. Les plus récentes tels que les BAT et RTMKS sont adaptables à pratiquement toutes les mers du monde. On observe, ces dernières années, un accroissement du pourcentage des unités les moins âgées, les plus puissantes et les plus polyvalentes (congélation, conserve, farine) (Ould Taleb Sidi, 2002). Dans les années 80, il y a cinq flottilles dont le Vostok (Tableau 5.2) (Josse, 1988, Sepia, 1997).

Tableau 2.1: Caractéristiques générales des bateaux russes travaillant dans la ZEEM (Sepia, 1997)

Catégorie	LHT (m)	TJB	Puissance (C.V)	Congélation T/j	Cales (m3)	Equipage	Date construction
STM	62	1900	2400	10	300	40	60/75
BMRT(TROPIK)	80/89	2435/2900	1650/3600	30/45	1000/1800	70/80	62/74
RTMA(Atlantic)	82/87	2200/2800	2000/2600	50	1300/1800	72/93	68/74
RTMS (super Atl)	94/102	3150/4000	3880	60	1800/2200	88/103	74/84
BKRT	128	8425	7560	20	3040	232/248	65
RKTS (2ème génération)	115	6400	7560		3030	138	80/90
BATG(GORIZONT)	110/112	3400/4500	7000	50	2800/4500	96	77/83
BATM (MERIDIEN)	104/105	4400	6000/7000		2400/2300	86/138	84/90
RTMKS (MONSUND)	120	7765	7200	50	3200/4000	92/137	90/93

Pour atteindre les bancs profonds de maquereaux et de chinchards, les chaluts pélagiques utilisés par les bateaux de l'est européen ont une chute de 72-80m. Ce qui leur donne une circonférence à l'entrée de plus de 1000m et une longueur de 300 à 400m (Anonyme, 2000). Ils opèrent donc à une certaine profondeur, et de ce fait ramènent en même temps des espèces démersales et autres espèces néritiques qui se trouvent dans les couches d'eau intermédiaires balayées par leurs chaluts.

Les navires Est européens effectuent des longues campagnes de pêche de plusieurs mois (Tableau 2.2). Leur avitaillement étant assuré en mer par des cargos avitailleurs. Les marées sont de 30 à 40 jours. Le produit est transbordé directement sur des cargos transporteurs qui l'acheminent vers les marchés de destination. L'opération de transbordement¹⁵ qui se déroule, à 2-3 milles du port de Nouadhibou, dure 3 à 4 jours. Elle est exécutée sous la surveillance de douane pêche.

¹³ les senneurs nord-européens sont en fait originaires d'Afrique du Sud mais battant pavillon néerlandais ou norvégiens (Weigel, 1999). Ce sont les premiers bateaux battant pavillon de complaisance dans la zone.

¹⁴ à la suite d'une campagne internationale de presse mettant en cause ce type de pêche et dénonçant les relations de cette société avec des capitaux sud-africains, pays qui pratiquait la politique de l'Apartheid (Josse, 1987)

¹⁵ Considéré comme du débarquement

Tableau 2.2: caractéristiques de deux plus grands bateaux ayant travaillé dans la zone (Sepia, 1997).

	Vostok	Yerofey
Longueur (LHT)	224 m	177 m
TIB	43 400	22 600
Puissance	26 000	9 000
Equipage	594	600
Capacité cales	28 000 m ³	13 300 m ³
Capacité congélation	180 t/j	60 t/j
Farine	20 t/j	70 t/j
Conserves	150 000 boîtes/j	360 000 boîtes/j
Huile	1,5 t/j	-
Autonomie	4 mois	4 mois

L'éclatement du Bloc de l'Est au début des années 90, a conduit particulièrement à : i) la fermeture en cascade des chantiers navals de constructions de ces navires usines ; ii) la fermeture des usines de fabrication de leurs pièces détachées ; iii) l'accroissement des coûts des intrants d'exploitation (avitaillement) résultats des conditions réelles d'approvisionnement auxquels ils sont désormais soumis (la tonne de gasoil est passée de 10 \$, Boukatine communication personnelle, à 210 \$ alors que les prix de vente sont restés sensiblement fixes) (MPEM, 1995). De même, la libéralisation de l'activité pélagique dans les pays d'origine des flottilles, a eu pour conséquence la désorganisation des circuits d'avitaillement de ces navires et la commercialisation de leur production. De ce fait, à cette période, les immobilisations en rade et en zone de pêche deviennent fréquentes (manque de gasoil, nourriture etc.) (Ould Taleb Sidi et al., 1997).

Plusieurs flottilles chalutières se sont également retirées dans les années 1980 de la zone mauritanienne (Irak, Cuba, Bulgarie, Nigeria) (Chavance, 1988). Les changements politiques et économiques intervenus à la fin des années 1980 et au début des années 1990 vont accélérer ce processus. Ce qui se traduit par le retrait de la flotte de l'Allemagne de l'est en début 1987 et la flottille roumaine en début 1993. Cette dernière flotte était très active dans la fin des années 1980 (Ould Taleb Sidi et al., 1997). Signalons aussi, le retrait d'une grande partie de la flottille russe et pays assimilés en 1994 puis retour marqué en 1995 suite au changement en leur faveur de la clé dans la répartition. Les retraits de flottilles ont aussi touché la zone gambienne en 1991 le Sénégal en 1994, pour les senneurs de gros tonnage et les chalutiers en 1999. La zone Sahara n'a pas été aussi épargnée puisqu'il y a retrait de la flottille russe en 1999 et ukrainienne en 2001 (FAO, 2002 ; FAO, 2003). Dans les années 90, on assiste au déploiement d'une nouvelle flottille européenne. Ces chalutiers sont pour la plupart originaire des Pays-Bas. Quelques unités sont arrivées dans la zone en fin 1995 mais c'est surtout l'année 1996 qui est considérée comme le début effectif de cette activité. Ces unités sont de construction relativement récentes et ont des caractéristiques assez homogènes (Ould Taleb Sidi, 2002) (Tableau 2.3). Ils utilisent les grands chaluts pélagiques, avec une ouverture verticale de 30-40 m, et une ouverture horizontale de 60-95 m. Dans les petits fonds, l'ouverture verticale est réduite à 20m. Les chaluts sont traînés près de la surface¹⁶, avec des panneaux émergents. Les bancs de sardinelles, se trouvant près de la surface, constituent la cible principale. Les chinchards plus profonds sont des cibles secondaires. Ces bateaux rentrent en Europe, à partir d'octobre, pour pêcher leurs quotas de hareng dans les eaux de l'Union européenne (Corten, 1999). Le développement de cette exploitation européenne compense largement les retraits de flottilles enregistrés.

¹⁶ Le gréement assure au chalut une flottabilité suffisante pour travailler en surface. Au bout de chaque aile supérieure est fixé un flotteur de 2000 litres. Il y a aussi des flotteurs sur la corde du dos attaché par des crochets : les Tanvest (ayant en gros, les dimensions et la flottabilité d'une citerne de fuel domestique).

Tableau 2.3: Caractéristiques de certains navires de l'Union européenne (Corten, 1999a, journal de pêche 2000 et 2001 et rapport observateurs)

Nom du navire	LHT (m)	TJB	Puissance (C.V)	Congélation T/j	Capac.citernes réfrigérés (en m3)	Cales (m3)	date construction
Johonna Maria	120	6534	8980	267	651	7186	94
Atlantic Princess	98		6600	220	255	4300	84
Ocean IV	95		6000	120	280	3200	88
Atlantic Dawn	144	14055	14400	300		7000	
Drik Diedrick	111		9000	250	5000	5400	90
Helen mary	117		6324	300	1017	3897	96
Fransziska	120	7153	10400	220	700	9633	89
Frank Bonefaas	120	6512	7900	250	625	7346	94
Zeeland	115		9874	250	625	6450	89
Cornelis Vrolijk	115		9000	220	400	4000	88
Maartje Theadora	140	9000	6000	260	500	7500	
Carolien	126	6999	7690	325	750	7637	1988
Willem Van Der Zwan	142	9312	5499	350		5500	

Dans les années plus récentes, l'entrée de nouvelles flottilles battant pavillon de complaisance (Panama, Malte Chypre, Saint Vincent et Grenadine, Belize) renforcent aussi cette exploitation. Mais l'activité de ces dernières flottilles est caractérisée par son irrégularité (présence généralement de quelques mois par an) (Ould Taleb, 2002). Il y a aussi l'entrée en activité à partir en 2000 de 3 grands bateaux européens travaillant sous licence libre dont le fameux Atlantic Dawn¹⁷(FAO, 2002).

Ces nouvelles entrées de flottilles ne sont pas observées dans les autres pays de la sous-région. De ce fait, la quasi-totalité de la flotte industrielle ciblant les petits pélagiques et battant pavillon étranger exerce dans la ZEE mauritanienne.

2.5.5. Pêche illégale : un fléau en voie de disparition ?

La zone de pêche Nord ouest africaine a une longue histoire avec la pêche pirate. Déjà en 1967, la Mauritanie, par la voie de son président de l'époque, dénonce le pillage des côtes de ce pays et demande la signature des conventions ou accords internationaux pour la sauvegarde des ressources halieutiques (Toupet, 1968). Il faut dire qu'à cette période la souveraineté ne s'exerce que sur 12 milles, que les pays de la région n'arrivent pas à surveiller de façon efficace en raison de moyens limités. Le contrôle exercé sur l'activité des flottilles étrangères est donc insuffisant et les captures illégales des navires titulaires ou non d'autorisation de pêche semblait être importante. Les données sur le volume des captures étaient peu fiables (Doucet, 1981). Avec l'extension de la juridiction des pays côtiers, ces derniers n'arrivent toujours pas à quadriller leur zone de pêche face à des bateaux rapides et bien équipés et arguant de leur droit de pêcher en haute mer, une région qui ne relève de l'autorité d'aucun État en particulier. Pire, et suite à ce qui est convenu d'appeler l'implosion ou la dislocation de l'Union soviétique, c'est la souveraineté des États riverains de la région qui est mise en cause. Ainsi, plusieurs bateaux de pêche de petits pélagiques originaires de ce bloc, escortés par un bâtiment de guerre ont travaillé dans la zone Sahara occidental, en toute illégalité pour quelques mois en 1992-1993 (Boukatine, communication personnelle). Le motif invoqué par les « armateurs » est la non reconnaissance de la souveraineté marocaine sur le Sahara. Par

¹⁷ une campagne de presse virulente à l'encontre de cette pêcherie a été menée suite à l'entrée en activité de ce bateau irlandais de 144 m. Ainsi, un journal national, n'a pas trouvé mieux pour illustrer le danger représenté par ce navire que d'insérer une photo d'un porte avion. Le Guardian, journal anglais de grand tirage, affirme que ce bateau pêche en un jour ce que 10 bateaux de pêche locaux (pêche artisanale?) attrapent en une année. Le Marin, un journal spécialisé français, va jusqu'à mentionner que celui-ci travaille en toute illégalité.

ailleurs, il est à craindre qu'avec le problème de surcapacité des moyens de pêche et les difficultés de le réduire, malgré les engagements multiformes des États excédentaires, le problème ne fera que s'amplifier. Ainsi, Greenpace (2001) rapporte qu'un avion de surveillance sénégalais a détecté 32 navires pirate au large de la Guinée Conakry en cinq heures de patrouille. Cette source ajoute que la moitié des bateaux sont de grands chalutiers noirs, sans nom, sans pavillon, sans identification. Contrairement à la Mauritanie et au Sénégal, la Guinée ne possède aucun avion de patrouille. Or, sans patrouille aérienne, la tâche devient très lourde car, vu leur faible mobilité, il faudrait beaucoup de bateaux de surveillance pour couvrir la zone avec la même densité (Doucet et al., 1981). Les bateaux pirates le savent et profitent de la situation. Moins grave mais tout aussi préoccupant est le recours de plus en plus aux bateaux battant pavillon de complaisance¹⁸. Absent de la zone mauritanienne jusqu'en 1995 leur nombre ne fait qu'augmenter. Ces bateaux qui détiennent des licences en règle risquent en fait de constituer des têtes de ponts pour une armada de bateaux pirates, qui n'arrivent ou qui ne veulent pas obtenir des autorisations des pays riverains ou de plus en plus de contraintes sont érigées pour contracarrer ce fléau (obligation d'accords bilatéraux avec les pays dont sont originaires ces bateaux ou dépôt de garantie au trésor). Toutefois et récemment encore, plusieurs bateaux, qui sont répertoriés sur des listes noires ou rouges de certains organismes¹⁹ (CCAMLR) et ONG internationales (OCEANA) ont été signalés dans les ports de la région (Nouadhibou, Agadir mais surtout Las-Palmas et Ténérife).

En Mauritanie, c'est la Délégation de la surveillance des Pêches et au contrôle en Mer DSPCM, qui a la charge de quadriller la totalité de la zone et d'éviter toute pêche illégale. Pour cela, elle dispose de deux patrouilleurs, de quatre embarcations légères de trois stations radars installés sur côte et d'un avion de surveillance et de moyens de fonctionnement importants. Malgré un net recul de la pêche illégale et l'absence de bateaux pirates signalés, la surveillance hauturière de la ZEE mauritanienne doit être renforcée.

L'un des grands problèmes qui se pose et le manque d'information fiable et détaillée sur l'ampleur de cette pratique, qui au vu de son caractère illégal, est difficile à suivre.

2.5.6. Historique des captures de petits pélagiques : une évolution erratique

La pêche opérée par les pêcheurs de la sous-région, portent avant tout sur les clupéidés. La pêche hauturière pratiquée par les pays étrangers à la zone s'intéresse aussi aux chinchards ainsi qu'au maquereau (FAO, 1979, FAO, 1999). Cette donne a changé avec l'arrivée des bateaux de l'Union européenne dans la zone mauritanienne et saharienne (Corten, 1999a, Ould Taleb Sidi, 2000 et 2002). L'historique des captures des petits pélagiques dans la zone sénégal-mauritanienne (incluant le Sahara pour la sardine) indique de très fortes variations (Fig.5.1). Ces fluctuations sont l'effet de celles de la sardine. Ainsi, les captures totales ont dépassé 1,4 millions en 1976 pour chuter rapidement avant de se stabiliser à moins de 800 000 tonnes au milieu des années 1980 et d'amorcer une nouvelle augmentation à partir de 1989. Les deux périodes fastes ont coïncidé avec des périodes d'upwelling intenses qui ont favorisé le recrutement et la croissance de la population méridionale de sardine du courant de Canaries (Belvèze 1984 ; Arfi, 1985; Roy, 1992). La chute des captures à la fin des années 1970 et le début des années 80 s'explique aussi par le retrait définitif des senneurs qui ne pouvaient plus se déplacer librement suite à l'instauration des zones économiques exclusives et dont les captures sont constitués pour l'essentiel de clupéidés. L'arrivée massive des chalutiers qui ont leur stratégie davantage orientée vers les chinchards et du maquereau, espèces qui

¹⁸ Un navire battant "pavillon de complaisance" est un navire qui porte le numéro d'immatriculation et bat le pavillon d'un pays autre que celui auquel il appartient. Pour un armateur, les avantages d'un pavillon de complaisance sont entre autres le coût réduit des frais d'immatriculation, des taxes peu élevées, voire inexistantes, et dans certains cas, une quasi absence de contrôle de l'Etat pavillon sur les activités du navire.

¹⁹ Convention pour la Conservation de la Flore et de la Faune Marines de l'Antarctique

développent des biomasses moins importantes que les clupéidés va accentuer ce phénomène, même si les captures de ces dernières restent relativement importantes en valeur relative (30 %) (Josse, 1988).

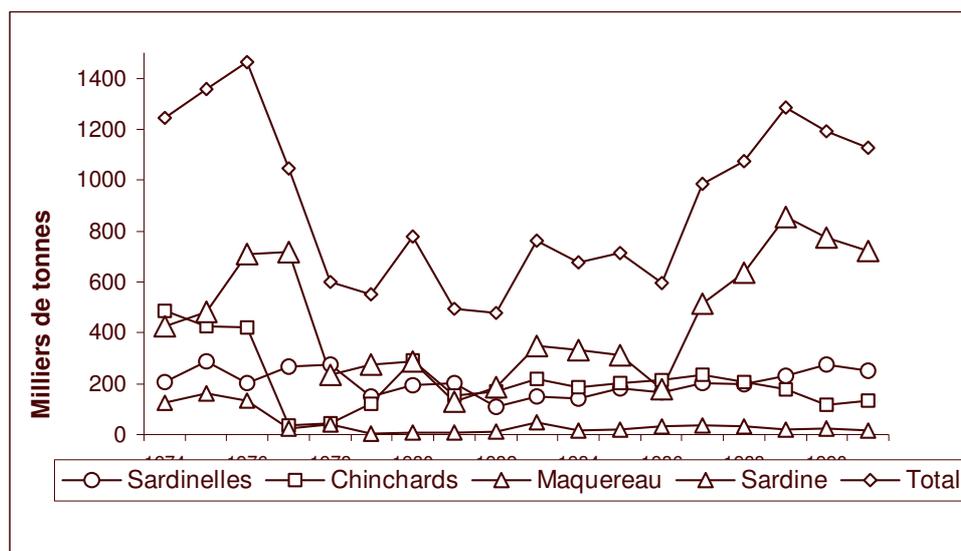


Fig.2.2. Evolution des captures des principales espèces étudiées dans la zone sénégal-mauritaniennes (1974-1991, FAO 1991, FAO, 1995)

La part des captures des pays riverains est passée de 6,4 % de l'ensemble des captures effectuées dans la zone Mauritanie-Sénégal en 1976, à 29 % en 1996. C'est le développement important de la pêche artisanale sénégalaise qui explique l'accroissement continu des captures des pays côtiers : de 84 200 tonnes en 1976 (Fréon et al, 1978) à 270 000 en 1996 (FAO, 2004).

Au cours de la période récente, les débarquements de petits pélagiques dans la région s'élèvent à environ 1,5 million de tonnes. Là aussi les captures de la sardine sont les plus importantes, avec environ 50 pour cent de tous les débarquements. La sardinelle ronde (*S. aurita*) est la deuxième espèce en importance dans la région, avec une moyenne d'environ 340 000 tonnes.

Parmi les chinchards, le chinchard du Cunène (*T. trecae*) est le plus important. Les captures de maquereau (*S. japonicus*) ont fluctué entre 100 000 et 200 000 tonnes, avec une moyenne d'environ 150 000 tonnes (FAO, 2004).

Au Sénégal, les débarquements les plus importants de poissons pélagiques côtiers notamment les sardinelles viennent de la pêche artisanale. Les senneurs ciblent la sardinelle ronde et les filets maillants encerclant capturent principalement les sardinelles plates. Les chinchards ne font pas l'objet de captures significatives par la pêche locale. Des captures assez importantes (15000 tonnes) ont été réalisées par des navires russes qui opèrent au large.

Dans la zone mauritanienne, les captures étaient composées de chinchards (45 à 53 %) et de maquereau (10 %) dans les années 1980 (Josse, 1988 et 1989 ; Chavance, 1990, Chavance et al.,1991a). Dans les années 1990, ce sont les clupéidés en particulier la sardinelle ronde et les anchois qui intéressent les flottilles. Le retrait de la flottille des senneurs de l'Interpêche qui travaillait dans la zone mauritanienne sonne le glas de l'exploitation ciblée des sardinelles de la zone mauritanienne. En outre, la pêche artisanale nationale reste peu développée en raison du manque de marché. A telle enseigne et jusqu'à présent ces embarcations pêchent un jour sur deux et à tour de rôle pour éviter l'effondrement des prix.

Les navires de l'Union européenne font des sorties de 15 à 30 jours. Ils débarquent leur production et effectuent leur avitaillement à Las Palmas. Equipés de moyens modernes et performants de positionnement et de détection, ces bateaux peuvent opérer à n'importe quel niveau entre le fond et la surface. Les sardinelles ont une valeur unitaire plus faible que les

autres espèces comme les chinchards ou le maquereau mais leur taux de captures par unité d'effort est beaucoup plus élevé que celui de ces dernières, de sorte que le navire qui est équipé d'une grande capacité de traitement journalière (jusqu'à 300 tonnes) réalise plus de profit d'échelle en ciblant les sardinelles (Anonyme, 2000). Le chargement de telles captures, trop lourdes pour être hissées en une seule fois sur une rampe arrière, nécessite l'emploi de pompes à poissons placées directement à l'extrémité de la poche.

Dans la zone Sahara, un report de l'effort de pêche sur les sardinelles a été observé à partir de 1993 suite à la chute des captures de la sardine du stock C. Dans cette zone, les flottilles sont constituées uniquement de chalutiers dont le nombre variait entre 10 et 15 unités en 1999. 2 à 3 chalutiers pélagiques ont exploité de façon ponctuelle les sardinelles en saison chaude en zone sud (sud 26° N) en suivant la migration saisonnière de ces espèces.

2.6. Conclusion du chapitre

L'intensité fortement saisonnière de l'upwelling entre la zone Sahara et le Sénégal induit les changements profonds de la structure biologique de la communauté : l'écosystème passe du tropical à une influence subtropicale en quelques mois et inversement. Ce qui induit une migration saisonnière prononcée des stocks halieutiques pélagiques entre le Sénégal, la Mauritanie et la zone du Sahara. Ces modifications de la distribution latitudinale des poissons ont un fort impact sur les activités de pêche aussi bien que sur les débarquements de poissons. Or le schéma de migration de la sardinelle ronde depuis le Sénégal, qui est le mieux étudié au niveau de cette zone, présente encore de grandes lacunes surtout pour la migration de retour. A la lumière des travaux antérieurs, il semblerait qu'il y a une migration zonale, en raison probablement de l'extension des filaments vers le large, qui n'est pas suffisamment prise en compte.

Par ailleurs, l'exploitation de ces ressources de petits pélagiques a connu de profondes mutations au cours des trois dernières décennies même si la Mauritanie ne possède toujours pas de capacités de pêche propres. Ce qui a eu d'ailleurs plusieurs implications sur les politiques menées dans ce pays et des conséquences sur le suivi scientifique et la surveillance. En effet, l'hétérogénéité des flottilles, la mobilité de leurs opérations, la variabilité des cadres légaux dans lesquels elles opèrent, constituent un obstacle considérable à la mise en place d'un système de contrôle efficace des activités de ces flottilles. Le Sénégal et le Maroc disposent d'une flottille nationale conséquente et d'une longue tradition maritime. Les fortes surcapacités, observées par moment, peuvent affecter les pêcheries de la région réduisant la productivité des stocks et amplifiant leur variabilité. Ce qui suscite des conflits répétés avec les flottilles domestiques. Dans la fin des années 1980, les ressources sont soit largement sous-exploitées comme ce fut le cas notamment des sardinelles soit surexploitées comme le cas des chinchards (FAO, 1995).

L'évolution des techniques de pêche industrielle est marquée par la disparition progressive des senneurs, qu'il s'agisse de senneurs industriels soviétiques ou norvégiens, par manque de compétitivité avec les chalutiers pélagiques autonomes (Weigel, 1999). Cette disparition concerne aussi les petits senneurs industriels dakarois. En revanche, les captures artisanales dans la zone sont essentiellement le fait des sennes, une technique de pêche très sélective.

Tous les écosystèmes d'upwelling (Benguela, Californie, Humboldt) similaires à l'écosystème du Courant de Canaries ont connu des effondrements retentissants aux conséquences socio-économiques dans certains cas incalculables; mais jusqu'à présent le système du Courant des Canaries semble épargné. Comment expliquer cette différence ? Deux éléments de réponse peuvent être apportés à cette question. Le recours aux flottilles étrangères apparaît une solution de moindre risque pour cette ressource naturellement instable. En effet, une fois qu'une surcapacité domestique s'installe en période d'abondance, il est alors difficile de s'en « débarrasser » au moment opportun c'est à dire lorsque les stocks commencent à montrer des signes inquiétants. En fait, la capacité de capture des flottes de pêche ne s'adapte pas aussi vite à ces fluctuations si ces dernières n'ont pas d'autres alternatives, c'est à dire si elles ne doivent (peuvent) pas quitter la zone « sinistrée ».

En outre, il semblerait que cet écosystème, contrairement à celui du Pérou ou la Californie, était dominée au début des années 1970 par les chinchards (2 millions de tonnes) et secondairement par les maquereaux. Les sardinelles représentaient une biomasse de 1 million de tonnes (Boely, 1980). Or les chinchards et les maquereaux qui ont un régime alimentaire opportuniste et un niveau trophique plus élevé que les clupéiformes incriminés dans les effondrements. Mais cette dominance n'est plus aussi nette avec l'arrivée de la sardine dans la

partie sud et centre de la zone et qui a semble t-il trouvé une niche écologique libre. La présence de cette espèce risque t-elle de fragiliser cet écosystème ?

Dans cette première partie, nous nous sommes limités à présenter, sur la base des travaux effectués dans notre zone d'étude, un panorama détaillé des différents contextes hydroclimatiques, biologiques et halieutiques dont la connaissance est jugée indispensable pour la compréhension de la suite de ce travail. Au niveau biologique et halieutique, objet de ce travail, nous avons surtout insisté sur la variabilité des grands traits généraux. Dans la seconde partie nous allons traiter de la variabilité spatio-temporelle des ressources et de leur exploitation en travaillant à différentes échelles dans l'espoir de voir apparaître une structuration des processus dans le temps et l'espace, filtrant ainsi la variabilité haute-fréquence.

PARTIE II

DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE LA RESSOURCE ET DE L'EXPLOITATION

“Small is beautiful” (Raven 1998).

INTRODUCTION

Cette partie s'articule autour d'une analyse la plus fine possible de plusieurs jeux de données afin de suivre d'aussi près l'état des stocks exploités et les pêcheries. Ces données proviennent de différents sources : les campagnes d'ichthyoplancton menées de 1997 à 2001 dans la zone mauritanienne, les statistiques de capture et d'effort de pêche, les campagnes acoustiques et des données sur les captures accessoires de chinchards dans la pêche commerciale démersale de l'Union européenne. Là aussi, l'accent sera mis sur la zone mauritanienne.

L'intérêt de cette partie est double. D'une part, elle permet de mettre en oeuvre des approches différentes mais complémentaires portant sur ces divers jeux de données en vue de la compréhension et la quantification des processus ayant un impact sur la dynamique de ces ressources et leur exploitation. D'autre part, elle permet de constituer des séries d'indices d'abondances standardisées en vue de leur utilisation dans la partie relative à l'évaluation des stocks.

De toute évidence, les données collectées en mer sont limitées dans le temps et l'espace (particulièrement pour les premiers stades de développement et les campagnes acoustiques) du fait que les moyens logistiques mis en oeuvre ne permettent pas de procéder à des échantillonnages dans la région nord ouest africaine de façon continue et exhaustive en raison de l'immensité des zones à explorer et de la mobilité de ces espèces de petits pélagiques. Il est alors largement fait appel à la modélisation par GLM qui apparaît alors comme un moyen complémentaire à l'observation visant à expliquer les différents processus en jeux. Le choix de ces modèles se fait en fonction de la disponibilité des données et en mobilisant à chaque fois le maximum de variables (an, saison, zone, bathymétrie, paramètres environnementaux, phase lunaire...). Les avantages du GLM, qui est désormais incontournable par la communauté scientifique halieutique, sont sa flexibilité, un choix varié des distributions des erreurs, une grande précision et une relative simplicité. En plus du GLM, nous allons aussi avoir recours au GAM et aux méthodes d'analyse des données (AFC) qui ont démontré leur efficacité dans l'étude des bases de données. La présentation des résultats sous forme graphiques (associations, oppositions, tendance), rend ces analyses accessibles même aux non statisticiens.

Dans le premier chapitre de cette partie, nous analysons la variation inter-annuelle et l'hétérogénéité des densités des larves des deux espèces commercialement et écologiquement importantes : la sardinelle ronde (*Sardinella aurita*) et le chinchard noir (*Trachurus trecae*) en relation avec les conditions océanographiques et météorologiques. Le succès du recrutement, qui dépend très largement du taux de survie larvaire, est conditionné par les processus physiques qui déterminent d'une part l'enrichissement du milieu et la mise en place de la chaîne alimentaire et d'autre part le transport des larves. Ce recrutement conditionne quant à lui les captures réalisables les années suivantes.

|

|

Chapitre 3 : Variabilité spatiale et inter-annuelle des densités de larves du chinchard noir africain et de la sardinelle ronde dans la zone mauritanienne

Introduction

Le chinchard (*Trachurus trecae*) et la sardinelle (*Sardinella aurita*) sont parmi les espèces de petits pélagique les plus abondantes et les plus largement distribuées dans la zone nord ouest africaine. En tant que telles, elles jouent non seulement un rôle important dans le réseau trophique, mais représentent également une activité commerciale capitale au niveau de cette région. En effet, elles sont, comme nous allons le voir dans les chapitres suivants, à la base d'importantes pêcheries tant artisanales nationales (Sénégal et Sahara occidental) qu'internationales (Union européenne, Fédération de la Russie, Ukraine etc.). Leurs captures sont cependant très fluctuantes en relation avec une forte variabilité de recrutement. D'une manière générale cette variabilité est un facteur important contribuant aux fluctuations de l'abondance des populations de poissons (Jones, 1983). En outre, lorsque la mortalité par pêche exercée sur ces ressources augmente, la dépendance du recrutement s'accélère. La gestion efficace des pêcheries exige alors le développement de procédures de prévision de recrutement en plus de suivi par les méthodes classiques. C'est dans ce sens que les campagnes d'ichtyoplancton sont importantes pour estimer des indicateurs du recrutement de ces espèces et en tant que moyens d'étude des relations stock recrutement, qui sont un important et difficile problème de l'aménagement des pêches (Hilborn et Walters, 1992).

En général, les informations relatives à l'étude de l'ichtyoplancton sont relativement limitées dans la région nord ouest africaine. Les travaux effectués sont pour la plus part relativement anciens et ont concerné essentiellement les clupéidés. Ainsi, Conand et Faggetti (1971), Conand (1977) et Sedletskaya (1978 et 1983) ont travaillé sur les larves des sardinelles et sardines au niveau de la sous-région en particulier au Sénégal. Blackburn et Newell (1976) ont étudié la sardine au niveau de la zone saharienne et marocaine. Deux prospections ichtyoplanctoniques soviétiques ont été menées sur le plateau mauritanien, une en février 1975 et l'autre en janvier 1976 (Sedletskaya, 1983). Plus récemment, Ettahiri (1996) et Ettahiri et al. (2003) ont étudié la répartition spatiale des œufs et des larves de la sardine et de la sardinelle ronde. Sedletskaya (non publiée) a analysé la diversité et l'abondance des œufs et des larves de poissons dans la ZEE mauritanienne à partir des résultats des campagnes que nous utilisons dans le cadre de ce chapitre. Ces études n'ont pas intégré en général la composante environnementale qui est en grande partie responsable du manque de relation entre le stock et le recrutement. Peu d'entre elles ont abordé la variabilité inter-annuelle des stratégies de reproduction faute de disposer de séries suffisantes. On ne sait donc pas grand chose sur l'importance de la variation d'une année à l'autre des stratégies de reproduction de plusieurs de ces espèces de petits pélagiques dans la zone.

La plupart des poissons émettent des œufs pélagiques. Comme ces œufs mettent en général moins de 24h pour éclore (Conand, 1977), il est possible de déterminer les zones exactes de reproduction non soumises à une dérive larvaire marquée. Les secteurs où la densité des larves est maximale et stable peuvent, si le besoin se fait sentir, être proposées à la fermeture à la pêche pendant la période de reproduction comme mesure de préservation de ces espèces.

Dans ce chapitre, en nous appuyant sur les données des campagnes récoltées à l'IMROP entre 1997 et 2001, nous cherchons : 1) à mettre en évidence les variations hautes fréquences (inter-

annuelle) et spatiales des larves dans la zone mauritanienne ; 2) à identifier les facteurs de l'environnement (caractéristiques des masses d'eau, conditions météorologiques) influençant la densité de ces deux principales espèces ; 3) à analyser l'effet éventuel des phases lunaires sur la stratégie de reproduction de ces deux espèces.

Les études de l'ichtyoplancton donnent des indications précieuses sur les zones, calendrier de reproduction de ces espèces et leur schéma de migration. Des densités larvaires peuvent également être employées pour estimer l'indice d'abondance qui une fois corrélé avec le rendement de la pêche fournit une approche alternative pour mesurer la taille du stock reproducteur (Smith et Richardson, 1977).

Les résultats des campagnes d'ichtyoplancton sont traditionnellement présentés sous forme de graphique synoptique (Fox et al., 1997 ; Sedletskaya, non publié). Cette technique suppose que tous les échantillons sont collectés à un seul point dans le temps, considéré alors comme le point médian de la campagne. Lorsque la campagne dure plusieurs jours à quelques semaines ce type de représentation mène à une perte d'information sur les distributions spatiales et temporelles. Plus généralement, les densités observées au cours d'une campagne, en un point donné dépendent potentiellement d'un ensemble de facteurs complexes, ce qui rend leur interprétation difficile. Les modèles linéaires généralisés peuvent résoudre ces problèmes du fait qu'ils peuvent modéliser les cas complexes en intégrant explicitement une variété de structures d'erreur (Fox et al., 2000). C'est pourquoi la modélisation de la distribution des espèces et des communautés a pris beaucoup d'importance ces dernières années (Guisan et Theurillat, 2000). Dans ce chapitre, les modèles linéaires généralisés (GLM) et les modèles additifs généralisés (GAM) sont mis en oeuvre.

3.1. Matériel et Méthodes

3.1.1 Matériel

Les œufs et les larves de poissons sont collectées dans la zone mauritanienne par deux bateaux russes (Tableau 3.1.) dans le cadre d'un programme conjoint entre l'IMROP (Mauritanie) et l'AtlantNiro (Fédération de la Russie). L'objectif de ce programme, qui s'est étalé de 1997 à 2001, est d'acquérir des données approfondies sur les variations spatiales et inter-annuelle des œufs et des larves et de mettre en évidence les fluctuations des structures des assemblages lors de la période de transition froide-chaude. La distance entre les radiales est de 30 milles comportant chacune 3 à 5 stations.

Les échantillons des larves sont prélevés à l'aide d'un filet Bongo. La pêche se fait en double trait oblique, depuis la surface jusqu'en profondeur. Cette méthode d'échantillonnage représente la méthode standard utilisée (Smith et Richardson, 1977). Le filet Bongo utilisé est un engin de 20 cm de diamètre, équipé de deux filets cylindroconiques. Le premier filet, de 417 microns de vide de maille, est destiné au prélèvement de l'ichtyoplancton. Le second est utilisé pour la récolte du zooplancton. Un débitmètre permet de mesurer le volume filtré. La durée des traits est de 10 minutes environ et la vitesse du bateau est de deux nœuds. Les récoltes sont fixées à bord en ajoutant du formol pur neutralisé, afin d'obtenir une solution à 5 %. Ces prélèvements sont identifiés au laboratoire de l'AtlantNiro à Kaliningrad, dans la mesure du possible jusqu'au niveau d'espèce. Sur la base du volume filtré par le débitmètre, les captures des larves ont été standardisées à 10 m² (surface de la mer).

Avant chaque prélèvement de l'ichtyoplancton, des paramètres environnementaux tels que la température de l'eau, la salinité, l'oxygène dissous sont enregistrés par une sonde CTD à différents niveaux de profondeur. Dans ce travail, on utilise uniquement les données de surface.

Tableau 3.1. Calendrier de collecte de l'ichtyoplancton, bateau utilisé et nombre de station par campagne

Année	période	Navire	Nombre de stations
1997	21.06-05.07	AtlantNiro	25
1998	22.06-02.07	AtlantNiro	32
1999	05-18.07	Atlantida	32
2000	14-30.07	Atlantida	24
2001	06-18.08	Atlantida	42

Les conditions météorologiques (vitesse et direction du vent) sont déterminées à partir de la base de données COADS traitée par le Laboratoire d'Environnement Marin de l'IMROP (IMROP, non publiées). Les phases lunaires sont obtenues à partir du logiciel Vault²⁰. Ce logiciel fournit des calendriers précis de la phase lunaire n'importe où sur la planète.

3.1.2. Méthodes

Deux méthodes sont mises en œuvre dans ce chapitre. Il s'agit du modèle linéaire généralisé et du Modèle additif généralisé.

- **Modèles Linéaires Généralisés (Generalized Linear Models : GLM)**

Un modèle linéaire généralisé est appliqué pour prédire la variabilité spatiale et inter-annuelle des deux principales espèces afin d'étudier statistiquement les changements intervenus dans la couverture distributionnelle et les facteurs responsables d'une telle variation.

La régression linéaire classique est l'une des techniques statistiques les plus anciennes. Elle a été depuis longtemps employée dans la recherche biologique (Guisan et al, 2002). Bien qu'elle soit une approche puissante dans les situations où elle peut être appliquée, cette méthode présente des limites qui la rendent inadaptée dans plusieurs cas. C'est pour cette raison que les Modèles Linéaires Généralisés ont été développés dans le début des années 1970 (McCullagh et Nelder, 1989). Mais ce n'est que récemment, qu'ils ont été intensivement appliqués dans la recherche écologique, comme le montre le nombre de plus en plus important de publications scientifiques faisant appel à ces procédures (Guisan et al., 2002). Ce succès s'explique en partie par leur capacité de traiter une multitude de distributions nécessaires à l'analyse d'un large éventail de données écologiques, tout en intégrant des méthodes traditionnelles largement utilisés comme les modèles linéaires et l'analyse de la variance. En effet, les modèles linéaires sont une extension des modèles de régression linéaire classiques. Ils diffèrent du modèle linéaire classiques par deux aspects majeurs : tout d'abord, la distribution de la variable à expliquer peut être non-normale, ensuite, les valeurs de celle-ci (la variable à expliquer) sont prévues à partir d'une combinaison linéaire des variables explicatives, qui sont alors « connectées » à la variable dépendante par une fonction de liaison. Le modèle linéaire général pour une seule variable dépendante peut être considéré comme un cas particulier du modèle linéaire généralisé. La mise en œuvre de ce dernier, requiert la détermination de la distribution de probabilité, de la fonction de liaison et de la fonction de la variance. La procédure GLM scinde la variance de la variable dépendante en deux parties : la variance

²⁰ <http://www.PersonalMicroCosms.com/html/32bit.html>

expliquée par le modèle et la variance résiduelle, assimilée à une erreur de distribution. Cette erreur représente l'erreur de mesure, aussi bien que n'importe quelle variation non expliquée par le modèle linéaire. En adaptant un modèle de régression, nous essayons de réduire au minimum cette variation non expliquée.

Pour le choix du meilleur modèle (type de transformation), nous utiliserons le Critère d'Information d'Akaike (AIC) dont l'application nécessite le recours à un calcul itératif et qui donne les résultats les plus précis (McCullagh et Nelder, 1989). La valeur de l'AIC la plus faible traduit le modèle statistiquement le plus approprié. Néanmoins, ce critère statistique peut être complété (et parfois corrigé) par des critères plus empiriques ayant trait notamment à l'«interprétabilité» des variables sélectionnées.

Puisque l'ordre d'introduction des variables indépendantes dans le modèle affecte leur signification, nous avons procédé à plusieurs combinaisons de ces facteurs afin de déterminer le modèle qui explique la plus grande variance.

En analysant la littérature sur les influences potentielles des facteurs sur la dynamique des stratégies de reproduction des espèces de petits pélagiques, on constate la multiplicité des paramètres physiques et biologiques mis en jeu. Les variables quantitatives pouvant être utilisées pour mesurer les conditions ambiantes des espèces de petits pélagiques sont très diverses. Sur la base des données disponibles, nous avons retenu les variables suivantes :

- Température de surface : elle varie de 17.7°C à plus de 29 °C. Cinq classes sont définies pour cette variable.
- Salinité : celle-ci est comprise dans une fourchette de 35‰ à 36.22‰. 3 classes sont identifiées.
- Oxygène dissous : sa teneur varie de 3.6 à 7.15 mole/ml. 4 modalités sont retenues.
- la phase lunaire : 4 modalités sont utilisées. Nouvelle lune (NL), Premier quartier (PQ), Pleine lune (PL) et Dernier quartier (DQ).
- Nyctémère : deux modalités jour et nuit (19h-6h TU)
- Année : 5 modalités (1997-2001)
- Longitude : 3 modalités (16-17°W, 17-18°W et 18-19°W)
- Latitude : 5 modalités (16°N04 à 17°N, 17° à 18°N, 18-19°N, 19-20°N et 20°N à 20°N36)
- Zones : deux zones séparées par le Cap Timiris (19°N15) : zone nord et sud de ce Cap.

Les variables bateaux et mois sont considérées comme n'ayant aucun effet sur la variabilité de la densité larvaire de ces deux espèces et ne sont donc pas prises en compte. Les variables à expliquer sont les densités des larves de la sardinelle ronde et du chinchard noir africain (individus/10m²). Du fait que le jeu de données est relativement limité (155 observations) seules les variables significatives et expliquant plus 2.5 % sont retenues.

- **General Additive Model (GAM)**

Les Modèles Additifs Généralisés (GAM) sont semblables aux GLM, mais ils sont plus flexibles car ils utilisent des techniques de lissage semi-paramétrique ou non paramétriques pour modéliser les effets des variables explicatives sur la variable dépendante en tenant compte davantage de la forme des relations étudiées. Les GAM peuvent donc être considérés comme une extension du GLM. En fait sous cette dénomination, il y a un ensemble de modèles. La fonction de distribution de la variable à expliquer (densité des larves de la sardinelle ronde et de chinchard noir africain respectivement) est supposée suivre une loi de Poisson. La fonction de lien est une fonction logarithme népérien qui permet de stabiliser la variance. Les modèles statistiques GAM supposent que la réponse dépend d'une somme de

fonctions de lissage (de type semi-paramétrique ou non-paramétrique) des facteurs explicatifs exogènes (Hastie et Tibshiriani 1990). Les modèles additifs permettent également d'expliquer les prédictions en ne faisant intervenir qu'une variable explicative à la fois.

Comme dans le GLM, les variables explicatives peuvent être introduites sous forme qualitatives. Les variables continues sont alors présentées sous forme de classe (Température, salinité etc.) Les variables considérées ici dans le GAM sont celles utilisées au niveau du GLM. Cela permet de procéder à des comparaisons entre ces deux méthodes. Ces variables discrètes sont introduites sous la forme de fonctions de régression en réalisant un lissage semi-paramétrique de type polynomial. Nous supposons, en effet, que la fonction de régression est bien approchée par un polynôme global. Nous avons choisi le degré du polynôme en tenant compte du degré de liberté par variable explicative. L'effet jour et nuit n'est pas pris en considération dans ce cas du fait qu'il n'a que deux degrés de libertés. La relation fonctionnelle entre les variables explicatives et la variable réponse est ajustée à partir des données.

Au cours de l'élaboration du modèle, un ensemble d'outils statistiques et graphiques est généré en vue de déterminer la meilleure structure du modèle en terme d'ajustement aux données. Parmi ces outils nous retenons trois critères :

- critère d'AIC ;
- paramètre de dispersion ;
- pourcentage de la déviance expliqué par le modèle.

Le critère AIC (Akaike Information Criteria) permet de faire un choix entre les différents modèles. Le modèle retenu est celui qui présente l'AIC le plus faible. Il se présente sous la même forme que la déviance mais intègre en plus un terme dépendant du nombre de paramètres :

$$AIC = -2 * (\text{maximum de la log-vraisemblance}) + 2 * (\text{nombre de paramètres})$$

Le paramètre de dispersion devrait être égal à 1 puisque l'analyse se base sur une régression de Poisson.

Les traitements sont effectués sous R en utilisant l'interface Brodgar (www.brodgar.com).

3.2. Résultats

Dans un premier temps, on présente ici une caractérisation hydroclimatique de la période d'étude, avant d'aborder les données de la répartition spatio-temporelle des larves et de développer les résultats de modélisation.

3.2.1 Conditions météorologiques et hydrologiques

- **Vents**

La vitesse moyenne mensuelle du vent est variable d'une année sur l'autre. Globalement stable de janvier à mars, elle atteint son maximum en avril-mai en 1998. En 1999, la vitesse maximale est enregistrée en février pour décliner par la suite jusqu'en août septembre. En 2000 on observe une situation proche de celle de l'année 1998 (Fig.3.1).

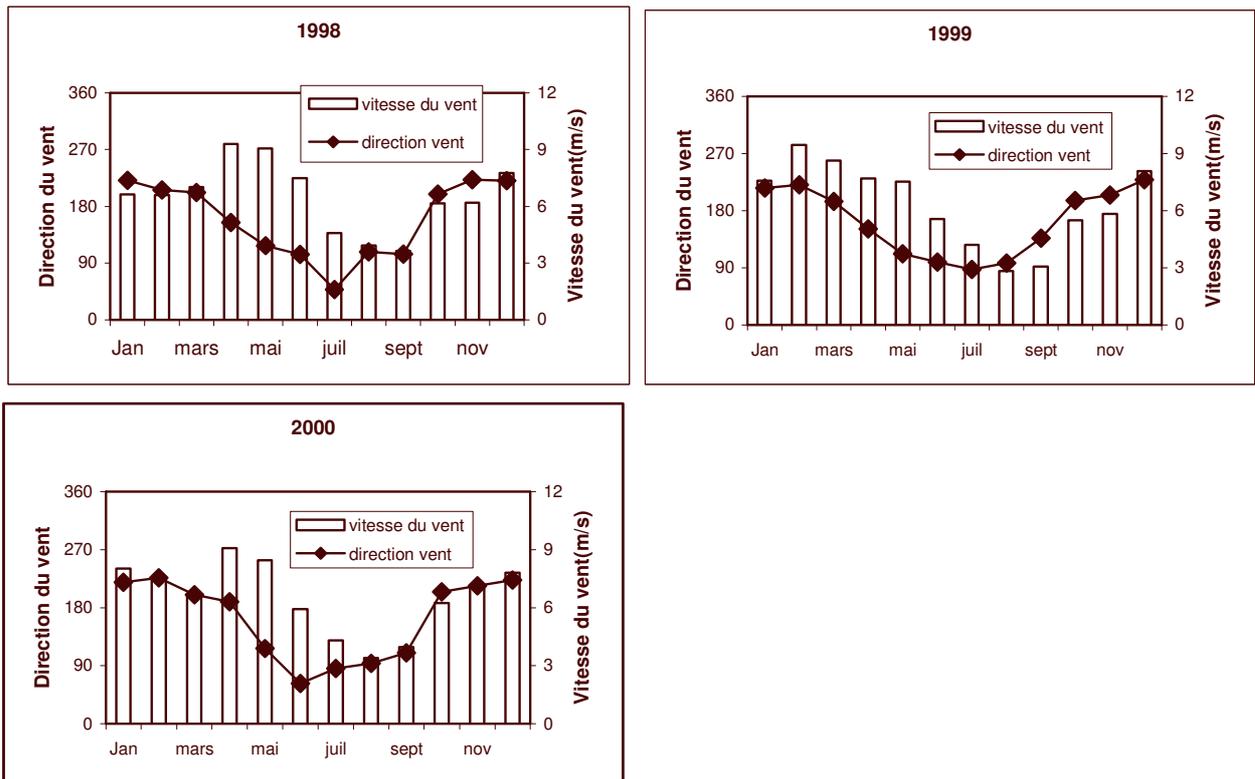


Fig.3.1. Vitesse moyenne et direction du vent mensuelles dans le secteur 17.50°N en 1998, 1999 et 2000. (IMROP, données non publiées)

Lorsqu'on s'intéresse uniquement à la période d'étude (juin à août), la vitesse moyenne des vents est très élevée en juin 1998 (7.5m/s). Par la suite cette vitesse oscille entre 5.5m/s (1999) et 5.9 m/s (2000) (Fig.3.1).

En 2000 et 2001, les vents du secteur nord ouest sont plus fréquents lors de la période de transition froide-chaude (juin-juillet) et le début de la saison chaude. En revanche les vents les plus forts sont plutôt du Nord-Nord-est à Nord-Est. Ces mois sont aussi caractérisés par la faiblesse des observations des vents nuls (0,8 % en juillet et 8.1 % en août) (Fig.3.2). Les changements de direction, les variations de fréquence et les vitesses des vents peuvent donc être importantes d'une année sur l'autre voire d'un mois à l'autre (Fig.3.1 et 3.2). Ces roses de vent pour les années 2000 et 2001 sont présentées pour vérifier si, comme dans le Pacifique Nord Ouest les espèces de petits pélagiques tendent à se reproduire quand le vent est dirigé vers la zone côtière (Parrish et al, 1981)

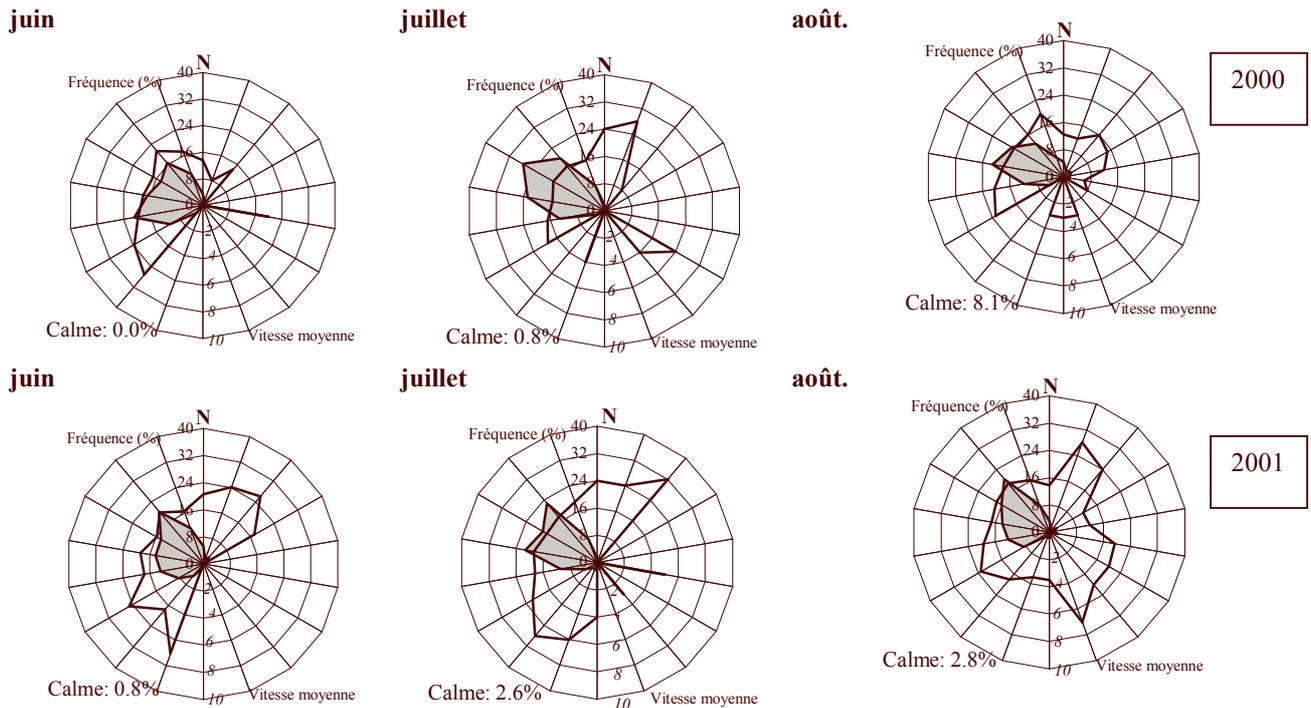


Figure.3.2 Distribution des fréquences de direction (colorié) et des vitesses moyennes du vent (ligne) à Nouakchott entre juin et août en 2000 et 2001 respectivement (Sanyo, 2002).

• **Circulation**

Sur la base des données de température et de salinité des campagnes, deux tourbillons assez importants, générés probablement par l'existence des fosses sous marines, sont mis en évidence au large du Banc d'Arguin et au sud de Nouakchott entre le 17 et 18 °N (Fig.3.3) Entre le courant des Canaries et le Contre-Courant Equatorial se forme une zone de gradients dont la position et la durée affectent les limites des zones de répartition des espèces de petits pélagiques. Les zones de contact de ces courants de sens opposés peuvent être associés avec des tourbillons méso-échelle à forte variabilité spatio-temporelle suivant leur intensité respective.

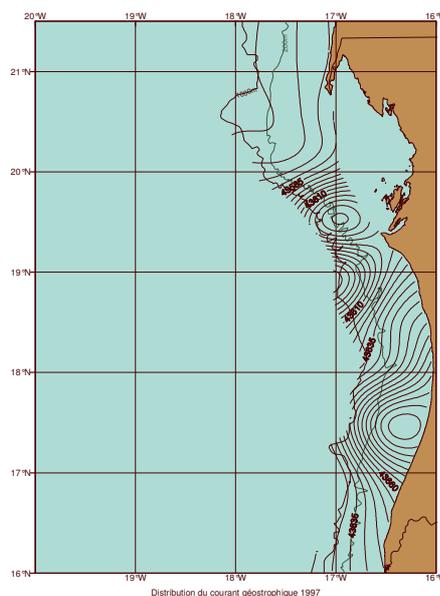


Fig.3.3 Localisation, dans la ZEE mauritanienne des zones de circulation tourbillonnaire en juin-juillet 1997 sur la base des données AtlantNiro

- **conditions thermiques**

La période d'étude (juin-juillet) correspond à la saison de transition froide-chaude (Dubrovin et al.,1991). Les températures moyennes de surface sont calculées pour les stations positives²¹. Les températures en 1998 et en 2000 sont très proches et sont les plus froides. L'augmentation importante en 2001 s'explique en partie par le fait que la campagne s'est déroulée au mois d'août qui est considéré comme le début effectif de la saison chaude (Fig.3.4).

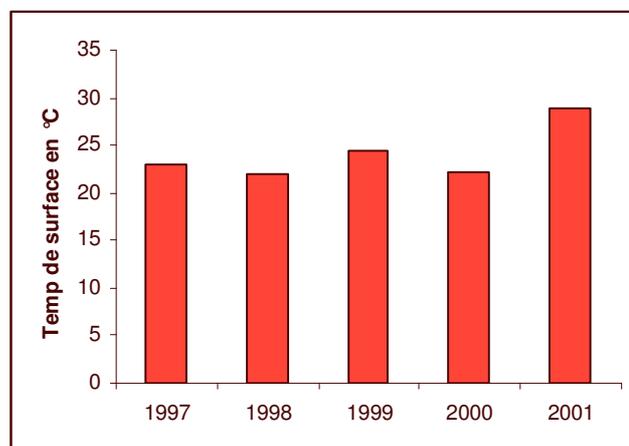


Fig.3.4. Variation inter-annuelle de la température superficielle moyenne lors des campagnes ichtyologiques

3.2.2. Distribution des larves

- **Distribution des larves de la sardinelle ronde**

Les larves sont en général distribuées au large. En 1997, des larves de 29 espèces appartenant à 22 familles sont recensées. En terme d'abondances, *Sardinella aurita* représente 77 % des effectifs. Elle se rencontre dans 56 % des stations (Tableau 3.2). La distribution de cette espèce concerne la région côtière entière au sud du Cap Timiris jusqu'à la frontière avec le Sénégal. Les frayères les plus importantes se rencontrent cette année à proximité du 19°N et plus au sud en particulier à la latitude de Nouakchott.

En 1998, le nombre d'espèce et de famille connaît une chute importante par rapport à l'année précédente au profit de l'extension de la Sardinelle ronde (66 % des stations) et de son abondance (88 %) (Tableau 3.2). Les larves sont largement distribuées du Nord au sud jusqu'à 17°N (Fig.3.5) Toutefois, les nurseries les plus importantes sont essentiellement observées au niveau du 17°30. Les densités maximales des larves localisées dans ce secteur varient entre 3700 et 5700 larves/10m².

La situation a aussi très rapidement évolué en 1999. Le nombre d'espèce et de famille double cette année comparativement à 1998. La proportion de cette espèce dans les abondances reste sensiblement la même alors qu'elle ne se rencontre plus que dans le tiers des stations (Tableau 3.2). Les nurseries sont concentrées au nord du 19°30 N. Le front thermique se trouve à cheval sur le 20 parallèle nord. Les concentrations au sud sont faibles et davantage située vers la côte. Les plus grandes nurseries sont observées cette année à proximité du Cap Blanc à des température de 20°C (densité de plus de 5000 larves/m²). Au large du Banc d'Arguin, une nursery, de moindre importance, est aussi localisée.

²¹ Les stations positives sont celles où l'on a observées des larves des deux espèces considérées.

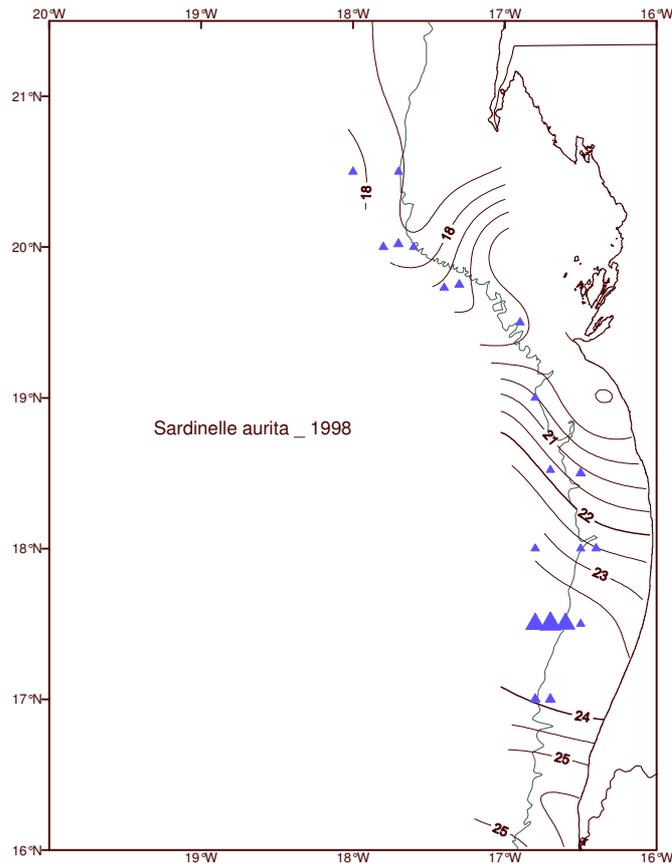


Fig.3.5 : Répartition spatiale des larves de la sardinelle ronde dans la zone mauritanienne en 1998

En 2000, le nombre d'espèce et de famille est légèrement moins important qu'en 1999. La proportion des larves de sardinelle ronde est de 37 % dans les abondances et occupe 29 % des stations (Tableau 3.2). Le front thermique est situé autour de la latitude de 20°N où existe un resserrement des isothermes. Plus de la moitié des larves (densités 580 et 1270 larves/10 m²), située au large du Banc d'Arguin, et sont observées à des températures comprises entre 20 et 23,5°C. Une seconde grande concentration est localisée à proximité du Cap Timiris. Il n'y a pas des larves au sud de cette dernière zone. La présence de ces larves est majoritairement rencontrée à l'accro du plateau continental.

En 2001, les larves de sardinelle ronde sont largement distribuées du sud au nord de la zone mauritanienne et de la côte vers l'accro du plateau continental dans la zone du cap Blanc. Elle représente 69 % de l'abondance et se rencontre dans 50 % des stations. Les nurseries importantes s'observent à l'extrémité nord et sud (densité de 520 à 4700 larves/10 m² dans la zone nord à 120-880 larves/10m² à la frontière avec le Sénégal).

Tableau 3.2 : Variation inter-annuelle de la contribution respective de l'abondance des larves des espèces pélagiques collectées lors de la période 1997-2001 (A : % dans les abondances ; % S : pourcentage de présence dans les stations)

Espèces	Années									
	1997		1998		1999		2000		2001	
	A	%S	A	%S	A	%S	A	%S	A	%S
<i>Caranx rhonchus</i>	6	24	3	6	4	16	3	12	7	31
<i>Caranx senegalensis</i>	1	4	0	3	0	0	4	18	1	7
<i>Chloroscombrus chr.</i>	12	8	4	13	8	34	25	53	6	7
<i>Decapterus punctatus</i>	0	4	0	3	0	3	1	6	0	2
<i>Engraulis encrasicolus</i>	1	16	1	6	0	0	0	0	2	12
<i>Lepidopus caudatus</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Sarda sarda</i>	0	0	0	0	0	6	3	6	0	0
<i>Sardina pilchardus</i>	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
<i>Sardinella aurita</i>	77	56	88	66	87	34	37	29	69	50
<i>Sardinella maderensis</i>	0	0	0	0	0	0	18	35	6	10
<i>Scomber colias</i>	0	0	0	0	0	3	5	12	6	5
<i>Scomber japonicus</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Scomber scomber</i>	3	4	4	9	0	0	2	18	1	2
<i>Trachurus trecae</i>	13	32	10	22	2	16	2	6	1	12
<i>Trichiurus lepturus</i>	0	0	0	0	0	0	0	6	0	5
<i>Nombre total de familles</i>	22		17		33		31		36	
<i>Nombre total d'espèces</i>	29		18		44		37		52	

• Distribution des larves de chinchard

En 1997, la proportion des larves dans l'ensemble des captures atteint 13 % et couvre 32% de stations effectuées cette année (Tableau 3.2). Les plus importantes concentrations sont distribuées entre 17 °N 30 et 19°N à l'accore du plateau continental. C'est dans ce dernier secteur, proche du cap Timiris, que se rencontre les densités les plus élevées (290 larve/10m²). En 1998, les larves sont localisées au sud principalement à la latitude 17°N30 (1370 larves/10 m²) à l'accore du plateau continental. 22 % des stations sont concernées par les larves de cette espèce cette année ; comparativement à *Sardinella aurita* et aux autres espèces présentes, la contribution des chinchards est relativement limitée (10%).

En 1999, la présence des larves est essentiellement localisée au large du Banc d'Arguin, sur les canyons qui tapissent l'accore du plateau (densité variant entre 30 et 640 larves/10m²). Des concentrations sont aussi observées à proximité du cap Blanc et dans le secteur 17°N30 au large. L'abondance par rapport à l'ensemble et aux autres espèces est faible cette année (2 %).

En 2000, une seule concentration, située au large du Banc d'Arguin est rencontrée cette année (densité : 160 larves/10m²).

En 2001, les larves sont largement distribuées de la côte vers le large et du nord au sud mais avec des densités faibles de 6 à 130 larves/10m².

3.2.3 Modèle de répartition de sardinelle (GLM et GAM)

Bien qu'elles ne couvrent que la zone mauritanienne, ces campagnes sont jugées suffisamment fiables dans la mesure où elles couvrent le domaine de distribution de ces espèces dans cette zone à une période critique et adoptent des protocoles identiques de prélèvement. Il sera alors possible d'appliquer un GLM afin de mettre en évidence et hiérarchiser les facteurs de variations de l'abondance des larves. Nous avons jugé cependant

qu'au vu de la période de déroulement de la campagne de 2001, les données de cette année ne sont pas considérées par la suite. En effet, la campagne s'est déroulée à une saison différente et dans des conditions thermiques très particulières.

Par ailleurs, en vue de rendre les résultats du GLM et du GAM comparables, nous avons retenu les mêmes variables, utilisées alors comme variables discrètes. Nous avons aussi procédé à l'utilisation de la latitude, de la longitude et la température en tant que variables continues. Mais la déviance expliquée est faible (variant entre 19 et 26 %). Pour cette raison elle ne sont pas retenues. L'effet jour et nuit n'est pas considéré en tant que smoother dans la mesure où on a uniquement deux modalités. En outre, pour tenir compte des interactions les modèles GAM exigent un grand nombre d'observations (de l'ordre du millier au moins pour éviter le fléau de la dimension). Pour cette raison les interactions ne sont pas considérées ici.

- **Résultats GLM (*Sardinella aurita*)**

Un premier modèle visant à étudier la variabilité inter-annuelle, spatiale et circadienne²², est mis en œuvre. Dans ce modèle on s'intéresse aussi à l'influence de la température et la phase lunaire sur cette variabilité (Tableau 3.3).

Tableau 3.3: Mise en évidence d'une tendance éventuelle d'évolution inter-annuelle des densités des larves de la sardinelle ronde

Modèle : `aurita<-glm(densité~an+nyct+temp+lat+long+lune, family=poisson)`

	Df	Deviance	% expliquée	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)	Variance expliquée
NULL				113	185463			53%
An	3	14451	8	110	171012	4817	0,0000	
Nyctémère	1	10460	6	109	160552	10460	0,0000	
Température	4	40106	22	105	120446	10027	0,0000	
Latitude	4	10826	6	101	109620	2707	0,0000	
Longitude	2	16308	9	99	93311	8154	0,0000	
Phase lune	3	5982	3	96	87330	1994	0,0000	

L'ensemble des facteurs testés est significatif et explique plus de 53 % de la variance globale. A elle seule, la température totalise 22 % de cette variance (Tableau 3.3). La température a été considérée depuis longtemps comme le facteur le plus important affectant les organismes marins (Lluch-Belda et al., 1991). Elle affecte le taux de processus métaboliques. Les températures froides diminuent l'activité des poissons poïkilothermes à un point où il n'y a aucune possibilité pour l'acclimatation. Réciproquement, les températures élevées peuvent augmenter la consommation de l'oxygène jusqu'à un degré où les demandes métaboliques excèdent les réserves énergétiques (Lluch-Belda et al., 1991 Pauly, 1997, Ottersen et al, 2001).

La longitude est censée mettre en évidence d'éventuelles dérives larvaires vers le large, en absence des données bathymétriques plus appropriées. Elle contribue à 9 % de la variance.

Après une chute en 1998, les densités des larves de sardinelle ronde ont connu, par la suite, une augmentation importante. Il est intéressant de noter qu'une tendance similaire est relevée au niveau de l'évolution des biomasses de cette espèce pour l'ensemble de la sous-région (données des campagnes acoustiques) sauf en 2000 quand les densités de larves continuent à augmenter alors qu'on observe une diminution des biomasses six mois après (les campagnes acoustiques se déroulent au mois de novembre-décembre et couvrent toute la région) (Fig.3.6a).

²² Du latin circa : environ et dies : jour

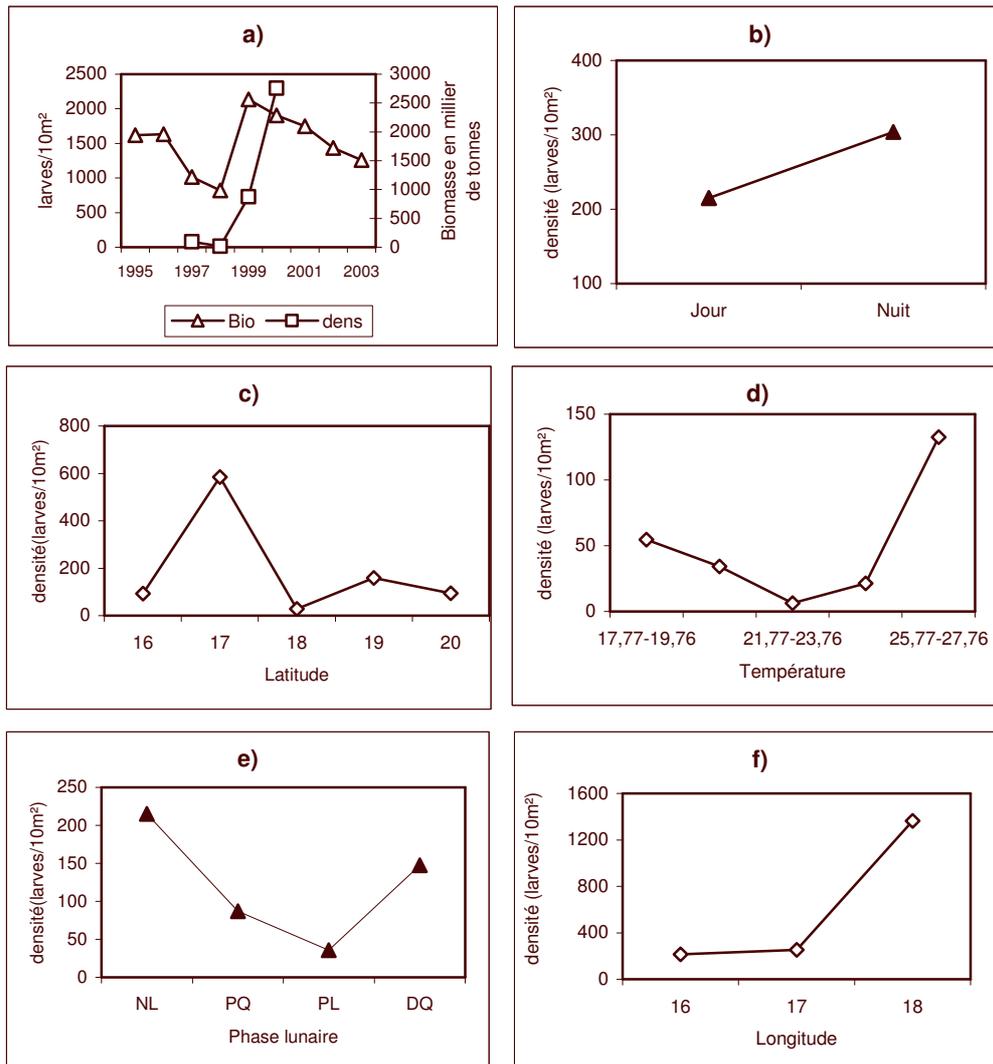


Fig.3.6. Variation des densités de larve de *Sardinella aurita* a) variation inter-annuelles en relation avec les biomasses obtenues par acoustique (Fridjof Nansen) au niveau de la sous-région ; b) circadiennes ; c) latitudinales ; d) en fonction de la température ; e) en liaison avec le cycle lunaire et f) avec la longitude.

Les densités des larves sont plus élevées de nuit que de jour (facteur : 1.4 à 1) (Fig.3.6b). En outre, les densités maximales sont enregistrées entre la latitude 17-18°N. Un second pic, moins important, est observé entre 19 et 20°N (Fig.3.6c). La plage thermique, où l'on observe les larves varie de 18°C à 29°C environ. Deux pics d'importance inégale, sont mis en évidence aux deux extrêmes de cette fenêtre thermique (Fig.3.6d). Il apparaît aussi que l'influence du cycle lunaire sur les densités larvaires est très marquée en fonction inverse de l'intensité lunaire. Ces densités sont six fois plus importantes en nouvelle lune (NL) qu'en pleine lune (PL). (Fig.3.6 e.)

Une tendance à l'augmentation des densités des larves très marquées au delà de 17°W, c'est à dire au large, est mise en évidence (Fig.3.6f). Pour mieux expliciter cette « dérive » vers le large des larves de la sardinelle ronde nous avons mis en œuvre un second modèle GLM où l'on s'intéresse aux interactions entre les effets an et longitude.

Tableau 3.4: effet croisé de la variabilité inter-annuelle des densités des larves de la sardinelle ronde en fonction de la longitude

(Modèle : `aurita<-glm(densité~an : long, family=poisson)`)

	Df	Deviance	% expliquée	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)	Variance expliquée
NULL				113	185463			
an:long	9	80502	43,41	104	104961	8944,7	0,0000	43,41%

Ce modèle croisé, qui est significatif à 99,99%, permet d'extraire plus 43 % de la variance (Tableau 3.4). La variabilité est très forte en zone côtière : les densités fluctuent énormément (Fig.3.7). La tendance à la hausse observée pour la variation annuelle à partir de 1998 (Fig.3.6 a), a lieu au large à la longitude 17-18°W.

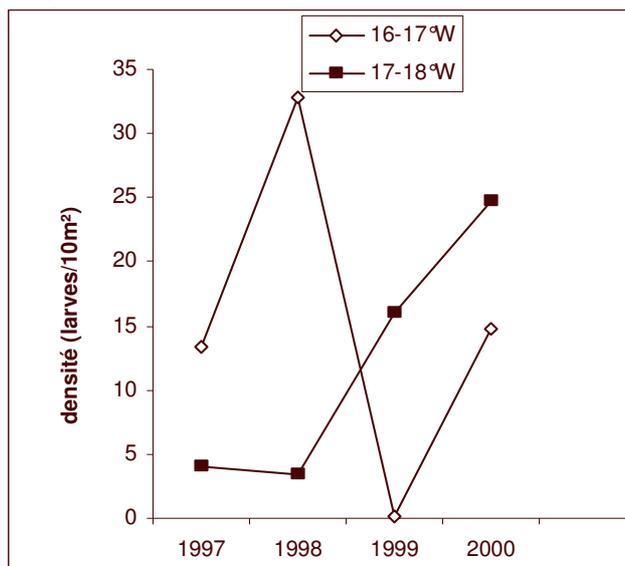


Fig.3.7. Variation des densités moyennes annuelles des larves de *Sardinella aurita* en fonction de la longitude

Enfin, pour mieux identifier les influences des différents effets croisés, nous avons mis en œuvre deux modèles. Le premier cherche à analyser l'effet zone en fonction des années (Tableau 3.5). Le second traite de la répartition zonale en fonction des classes de température (Tableau 3.6).

Tableau 3.5: effet croisé de la variabilité inter-annuelle des densités des larves de la sardinelle ronde en fonction de la zone

(Modèle : `aurita<-glm(densité~an : zone, family=poisson)`)

	Df	Deviance	% expliquée	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)	Variance expliquée
NULL				112	184655			
an:zone	7	54932	29,75	105	129722	7848	0,0000	30,00%

L'effet croisé an : zone est significatif à 99,99 % et explique environ 30 % de la variance (Tableau 3.5). Une évolution quasiment opposée selon les zones est à relever (Fig.3.8). C'est l'évolution en zone nord qui semble expliquer la majeure partie de la variabilité inter-annuelle. Assez curieusement cependant, on ne retrouve plus ici l'accroissement des densités de l'année 2000.

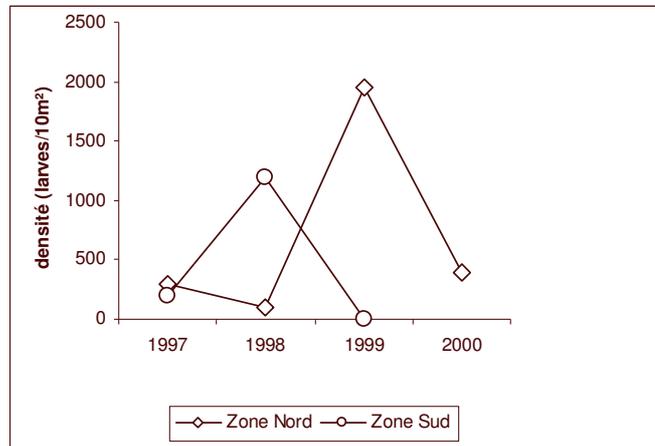


Fig.3.8. Variation des densités moyenne annuelle des larves de *Sardinella aurita* en fonction des zones

Tableau 3.6: effet croisé de la répartition par zone des densités des larves de la sardinelle ronde en fonction de la température

(Modèle : `aurita<-glm(densité~an : long, family=poisson)`)

	Df	Deviance	% expliquée	Resid, Df	Resid, Dev	F	Pr(>F)	Variance expliquée
NULL				112	184655			
Température :zone	9	39346	21,31%	103	145309	4372	0,0000	21,00%

Le second modèle cherche à déterminer si les préférendums thermiques diffèrent pour chacune des deux zones. Le facteur testé est significatif à 99,99% et explique 21 % de la variance (Tableau 3.6). Chaque zone se distingue par un pic de densité ayant un optimum de température différent. Mais contrairement à ce qu'on attendait, c'est dans la zone sud où on enregistre les températures les plus basses et les densités maximales alors que dans la zone nord, on observe le pic des densités à des températures relativement élevées (Fig.3.9). Ceci peut paraître surprenant. Nous revenons plus en détail sur cet aspect dans la discussion.

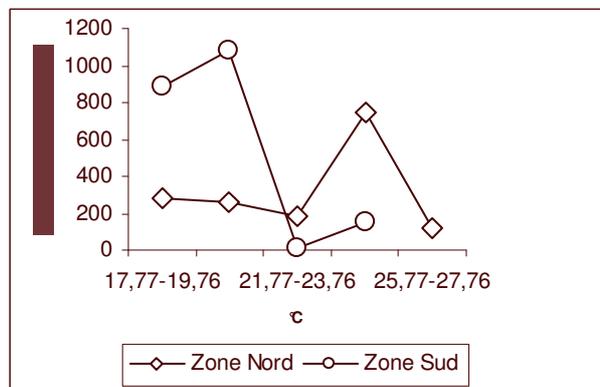


Fig.3.9. Variation des densités moyenne des larves de *Sardinella aurita* par zone en fonction de la température

- **Comparaison avec le GAM**

Le modèle GAM mis en oeuvre est de la forme

$$Y \sim +s(\text{lat}, \text{fx} = T, k = 5) + \text{as.factor}(\text{annee}) + \text{as.factor}(\text{long}) + \text{as.factor}(T) + \text{as.factor}(\text{nyctemere}) + \text{as.factor}(\text{phase_lunaire}), \text{family} = \text{poisson}$$

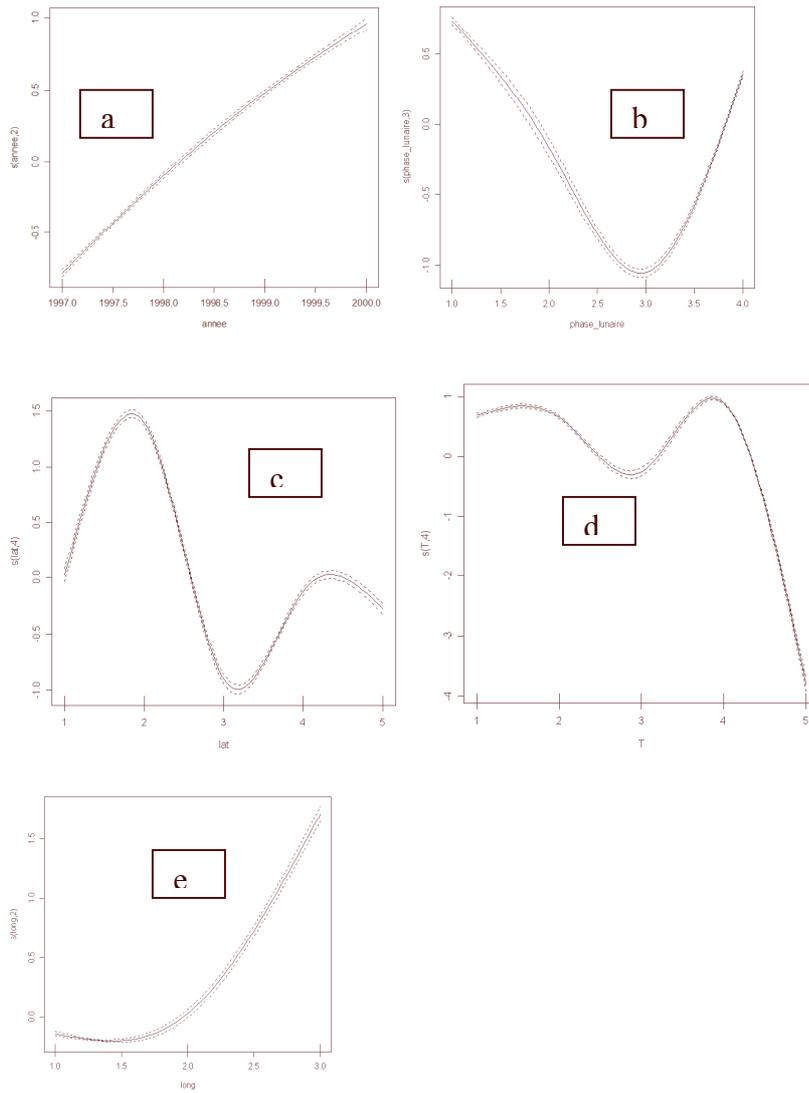


Fig.3.10. Résultat du GAM pour *Sardinella aurita* a) variation annuelle ; b) variation en fonction de la phase lunaire ; c) latitudinale ; d) en fonction de la température et e) longitudinale

Ce modèle extrait 52.7 % de la variance et le paramètre de dispersion vaut 1 (Tableau 3.7)

Tableau 3.7: Coefficients semi-paramétrique du modèle GAM pour *Sardinella aurita*

Family: poisson

Link function: log

$$Y1 \sim +s(\text{lat}, \text{fx} = T, k = 5) + \text{as.factor}(\text{annee}) + \text{as.factor}(\text{long}) + \text{as.factor}(T) + \text{as.factor}(\text{temps}) + \text{as.factor}(\text{phase_lunaire})$$

Parametric coefficients:

	Estimate	std. err.	t ratio	Pr(> t)
(Intercept)	5,4532	0,02993	182,2	0,0000
as.factor(annee)1998	0,08523	0,02278	3,742	0,0002
as.factor(annee)1999	1,2546	0,02302	54,5	0,0000
as.factor(annee)2000	1,422	0,02566	55,42	0,0000
as.factor(long)2	0,16676	0,02736	6,094	0,0000
as.factor(long)3	1,8463	0,03858	47,86	0,0000
as.factor(T)2	-0,032863	0,01607	-2,045	0,0408
as.factor(T)3	-0,93186	0,03812	-24,44	0,0000
as.factor(T)4	0,21914	0,01818	12,06	0,0000
as.factor(T)5	-4,4942	0,0628	-71,56	0,0000
as.factor(temps)2	0,34562	0,01181	29,27	0,0000
as.factor(phase_lunaire)2	-0,9035	0,03587	-25,19	0,0000
as.factor(phase_lunaire)3	-1,7911	0,02458	-72,88	0,0000
as.factor(phase_lunaire)4	-0,37637	0,01718	-21,9	0,0000

Approximate significance of smooth terms:

	Edf	chi.sq	p-value
s(lat)		4	8558,3 < 0,0000
R-sq.(adj)		0,382	Deviance explained = 52,7%
UBRE score		1350,9	Scale est. = 1 n = 113
Dispersion	Parameter		1

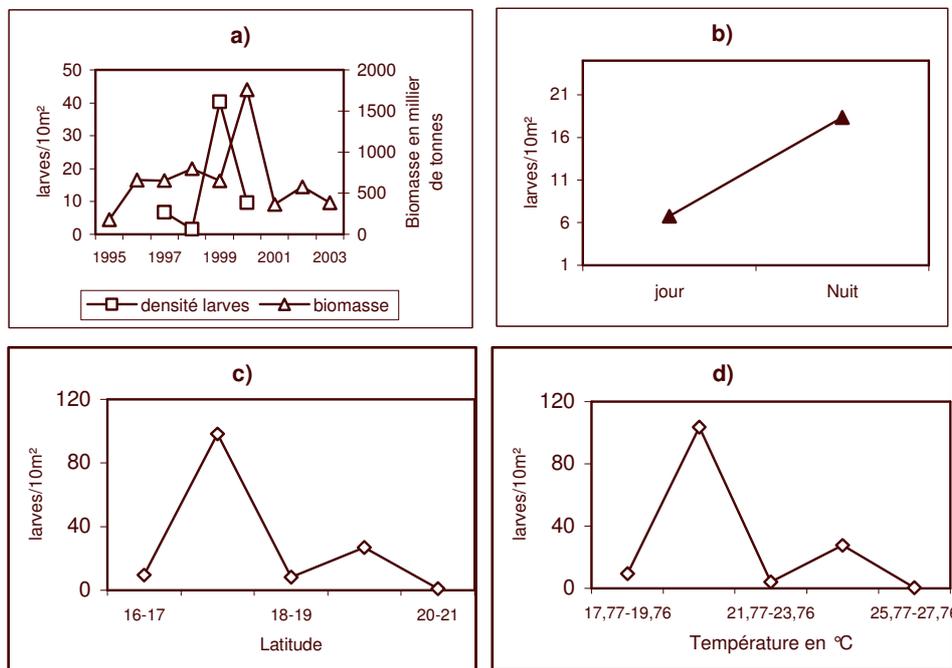
Très logiquement, les résultats obtenus pour les différents facteurs par les deux approches (GLM et GAM) sont similaires voire identiques. La tendance inter-annuelle est quelque peu différente : la chute observée en 1998 par l'approche GLM (Fig.3.6a) disparaît au niveau du GAM (Fig.3.10 a), ce qui est sans doute liée à la fonction du lissage choisie. La variabilité de densité en fonction du facteur thermique est légèrement différente dans les deux cas avec cependant deux pics à chaque fois. Les autres facteurs (Latitude et phase-lunaire) sont identiques.

3.2.4. Modèles de répartition des larves du chinchard noir africain

Des modèles GLM et GAM intégrant l'ensemble des variables explicatives identifiées sont mis en œuvre sur les densités des larves de *T. trecae*. On ne retient que les variables explicatives les plus pertinentes (plus de 3 % de la variance).

Tableau 3.8. : Mise en évidence d'une tendance éventuelle d'évolution inter-annuelle des densités des larves du chinchard noir africain

	Df	Deviance	% expliquée	Resid,Df	Resid,Dev	F	Pr(>F)	Variance expliquée
NULL				112	18471			66%
an	3	1121	6	109	17350	374	0,0000	
nyct	1	1029	6	108	16321	1029	0,0000	
temp	4	2931	18	104	13390	733	0,0000	
lat	4	3837	29	100	9553	959	0,0000	
lune	3	713	7	95	8823	238	0,0000	



Ce modèle explique 66 % de la variabilité des densités des larves du chinchard noir africain (Tableau 3.8). Comme pour la sardinelle ronde, on met aussi en évidence une chute importante en 1998 et un maximum en 1999 pour les larves de cette espèce avant d'enregistrer une nouvelle chute en 2000. Cette évolution est reproduite presque à l'identique au niveau de l'évolution des biomasses acoustiques dans la sous-région (avec un décalage d'une année Fig.3.11a). L'effet longitude n'est pas significatif.

Fig.3.11. Variation des densités de larve de *Trachurus trecae* a) variation inter-annuelle en relation avec les biomasses de obtenues par acoustique (Fridjof Nansen) au niveau de la sous-région ; b) circadiennes ; c) latitudinales et d) en fonction de la température

La répartition géographique est étroitement associée au gradient latitudinal de la température puisque les résultats de l'influence de la température et la latitude sont remarquablement similaires (Fig.3.11c et d). Une telle évolution met en évidence l'existence éventuelle d'une colinéarité²³ entre ces deux variables. En fait il apparaît que le facteur température n'arrive

²³ la colinéarité désigne une relation de dépendance linéaire entre deux ou plusieurs variables explicatives et constitue un problème potentiel pour l'application de ces méthodes statistiques.

pas expliquer à lui seul toute la variance contenue dans ces deux variables. En revanche si on utilise le facteur zone (2 modalités) à la place de la latitude la proportion expliquée par cette dernière variable devient négligeable.

- **Comparaison avec le GAM**

La notation $s(x)$ signifie que la variable dépendante en question est considérée comme « lisseur » c'est le cas de la température pour le modèle ci-dessous (Tableau 3.9.). Le paramètre de dispersion est égal à un et la proportion expliquée de la déviance équivaut à 52.2%.

Tableau 3.9 : Coefficients semi-paramétrique du modèle GAM pour *Trachurus trecae* (température comme smoother)

Family: poisson

Link function: log

Formula:

$Y1 \sim +s(T, fx = T, k = 5) + \text{as.factor(annee)} + \text{as.factor(lat)} + \text{as.factor(long)} + \text{as.factor(temps)} + \text{as.factor(phase_lunaire)}$

Parametric coefficients:

	Estimate	std. err.	t ratio	Pr(> t)
(Intercept)	2,0351	0,1358	14,98	0,0000
as.factor(annee)1998	-1,5059	0,0897	-16,79	0,0000
as.factor(annee)1999	1,7838	0,08081	22,07	0,0000
as.factor(annee)2000	0,35109	0,09891	3,55	0,0004
as.factor(lat)2	2,3247	0,1307	17,78	0,0000
as.factor(lat)3	-0,18708	0,1363	-1,373	0,1698
as.factor(lat)4	0,92157	0,1389	6,636	0,0000
as.factor(lat)5	-1,612	0,2208	-7,299	0,0000
as.factor(long)2	0,23573	0,07095	3,322	0,0009
as.factor(long)3	-1,0654	0,2219	-4,802	0,0000
as.factor(temps)2	1,0239	0,0706	14,5	0,0000
as.factor(phase_lunaire)2	-0,32929	0,2351	-1,4	0,1614
as.factor(phase_lunaire)3	-2,3691	0,09222	-25,69	0,0000
as.factor(phase_lunaire)4	-0,55658	0,05942	-9,366	0,0000

Approximate significance of smooth terms:

	edf	chi.sq	p-value
S(T)		4 2007	< 2.22e-16
R-sq.(adj)	=0.146		Déviance expliquée = 52.2 %
UBRE score	=122.37		Scale est. = 1
Paramètre de dispersion =1			

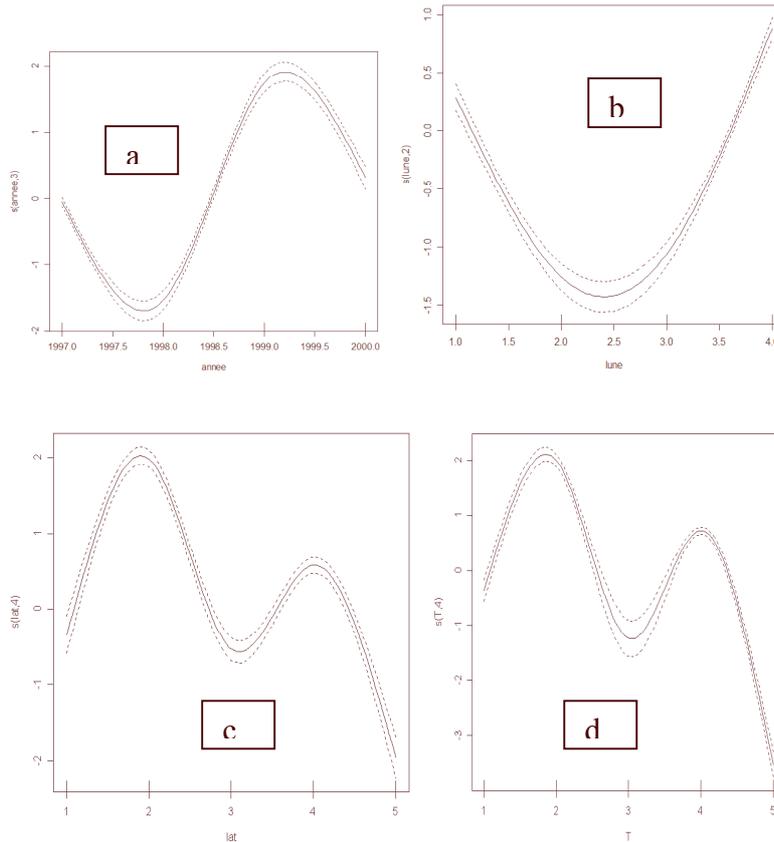


Fig.3.12 variation des densités larvaires de *Trachurus trecae* a) variation interannuelle ; b) en fonction de la phase lunaire, c) de latitude et d) de la température

Les deux approches GLM et GAM donnent des tendances identiques dans les cas de la variation inter-annuelle des densités des larves et les variations latitudinales et en fonction de la température (Fig.3.11a et c et Fig.3.12a et c). Quant à l'effet lunaire, bien qu'il soit largement significatif dans l'approche GLM et explique 7 % de la variance globale (Tableau 3.8), sa représentation graphique est assez erratique (non retenue). En revanche au niveau du GAM, le résultat est nettement meilleur puisqu'il est similaire à celui de la sardinelle ronde (Fig.3.10b).

3.3. Discussion

L'étude des stades larvaires des poissons fait l'objet depuis environ deux décennies d'un très grand intérêt (Parrish et al. 1981 ; Sinclair, 1988 ; Fréon, 1988a, Miller et al., 1988 ; Roy et al, 1989 ; Bakun 1996 et Roy 1998). Cet intérêt est dicté par la nécessité de comprendre les sources de variation de la taille de la population des adultes des espèces exploitées (Miller et al., 1988). La plupart des poissons marins de téléostéens ont une fertilisation externe et des cycles de vie complexes, caractérisés par une phase larvaire méro-planctonique (Somarkis et al, 2000). Pendant cette période relativement courte, les individus sont extrêmement vulnérables à la famine, à la prédation et au transport défavorable et les aléas que subit la phase larvaire peuvent avoir une influence déterminante sur l'abondance de populations d'adultes (Legget et Deblois, 1994). Nous avons présenté tout d'abord dans ce chapitre une analyse détaillée des fluctuations de la vitesse et de la direction du vent pour la période 1998 à 2000. Des roses de vent pour les années 2000 et 2001 sont aussi présentées et montrent que ces espèces tendent à se reproduire quand le vent est dirigé vers la zone côtière comme ce qui

a été observé au Pacifique Nord Ouest pour les espèces de petits pélagiques (Parrish et al, 1981).

Dans la suite de cette section, nous allons décrire succinctement l'évolution des occurrences d'espèces, étudier la nature multispécifique des associations observées et chercher à comprendre le comportement de migration génésique des deux principales espèces, sardinelle ronde et chinchard noir africain. Enfin nous analysons, et de façon détaillée, la variabilité spatiale et inter-annuelle des densités des larves dans la zone mauritanienne de ces deux espèces de petits pélagiques dans cette sous-région. La question fondamentale qui se pose à ce niveau c'est comment les variables, notamment celles du milieu, contrôlent-elles la distribution des larves de ces espèces ? A cet effet, nous avons mis en oeuvre à la fois un GLM et un GAM sur des données ichtyoplanctoniques collectées entre 1997 et 2000 couplées à un large éventail de variables (année, température, latitude, longitude, zone, cycle lunaire et circadien).

- **Association multispécifique, migration génésique et homing**

Lors de la période d'étude, on observe des variations spécifiques importantes tant du nombre d'espèces que des abondances des larves. Le nombre d'espèce et des familles, varie fortement d'année en année (Tableau 3.2). C'est en 1999 qu'on observe le plus grand nombre d'espèces (44 espèces) alors que l'année 1998 enregistre le nombre d'espèce le plus faible (18 espèces). Sur le plan quantitatif ce sont les larves de la sardinelle ronde et accessoirement le chinchard noir africain qui dominent et sont présentes toutes les années malgré cette réduction drastique en terme de nombre d'espèce. Ce qui traduit leur parfaite adaptation à ce milieu très fluctuant. Cette synchronisation dans l'intensité de la reproduction, à cette période de l'année, reflète une stratégie comparable intégrant le cycle saisonnier moyen de l'environnement favorable pour la survie de la progéniture (Somarikis et al, 2000). Frank et Leggett, 1983 (in Somarikis et al., 2000) ont indiqué qu'une co-occurrence synchrone d'apparition des larves de capelan et de plusieurs autres espèces démersales démontrent que ces associations larvaires sont adaptatives et résultant des réactions semblables de ces espèces vis-à-vis à l'environnement pélagique. La synchronisation de reproduction pour autant d'espèces est liée à des déclis souvent attribués à la température et sont corrélées avec le pic de la productivité primaire et secondaire (Sherman et al., 1984 in Garrison et al, 2002)). Les poissons commencent donc leur vie comme des composants d'un groupe complexe de plancton. La larve constitue alors une proie facile aussi bien d'espèces prédatrices que d'individus plus âgés de la même espèce. Ainsi, Conand (1977) note qu'au cours d'une série d'échantillonnage, la présence de bancs d'adultes de la sardinelle ronde dans le même secteur que celui où les larves étaient concentrées coïncide avec une réduction de la densité de ces dernières d'un facteur 20 en moins de 10 heures. Les larves sont également en compétition avec de nombreuses espèces qui pourront être plus tard aussi bien leur proies, prédateurs ou encore compétiteurs. Etant donné l'opacité du monde marin, on fait souvent la comparaison de la situation écologique des poissons avec des animaux terrestres. Pour Gutland (1982) cité par Frank et Legget (1994) : les poissons n'ont pas d'équivalent terrestre direct un renard ou un lion ne commencent pas leur vie en compétition avec des souris. Pour Sheldon et al, (1977) dans le système terrestre un prédateur de n'importe quelle taille particulière pourrait théoriquement avoir un choix très varié de la taille de sa proie. Par exemple, un prédateur de 25 kilogrammes pourrait se nourrir des fourmis, lapins ou des antilopes et l'équilibre de sa proie change en conséquence. Mais en mer il y a comparativement peu d'options disponibles (Sheldon et al. 1977).

Au niveau individuel, l'hypothèse classiquement admise en écologie (Cury, 1994, Le Page et Cury, 1996) postule qu'un animal sélectionne préférentiellement les conditions environnementales optimales, c'est-à-dire celles qui maximisent son succès reproductif. La seconde hypothèse, basée sur l'empreinte, révèle que dans le cas d'espèces qui se reproduisent dans des milieux fluctuants, celles-ci doivent retrouver des conditions environnementales

similaires à celles enregistrées lors de la naissance (Cury, 1994). Les migrations génésiques du hareng fournissent les meilleurs exemples sur le comportement de « homing » (Corten, 2000). Les harengs de l'Atlantique déposent leurs oeufs sur le fond dans des secteurs bien délimités et qui sont visités année après année (Corten, 2001a). Suivant des travaux conduits dans le début des années 1980 dans la zone mauritanienne (Anonyme, 1984a), le chinchard noir se reproduit en profondeur à proximité des fosses marines. Toutefois, l'hypothèse du comportement conservateur implique l'existence d'une mémoire collective dans la population. Un certain nombre d'individus de la population serait en mesure de "se souvenir" où et quand ils se sont reproduits et rencontrés des conditions d'alimentation favorable les années précédentes (Corten, 2001b). Cet auteur reconnaît que cette hypothèse peut paraître spéculative, mais précise qu'il y a un nombre croissant d'évidences en faveur de ce comportement conservateur chez le hareng. Dans le cas des sardinelles et du chinchard noir, le comportement paraît plus diffus. Si ces espèces se reproduisent à des périodes relativement fixes et dans des zones qui paraissent favorables, notamment entre le 17 et 18 °N et le 19 et 20 °N, d'autres secteurs où les conditions sont plus difficiles peuvent aussi être concernés par la présence des larves sans qu'on soit en mesure de préciser si effectivement la reproduction a eu lieu dans ces lieux, où si ce sont les courants qui les y ont entraînés.

- **Variabilité inter-annuelle des densités des larves**

Nous avons mis en évidence que la variabilité inter-annuelle des densités larvaires observées en juin-juillet pour *Sardinella aurita* et *Trachurus trecae* présente des corrélations élevées ($R^2 = 0.49$ et 0.82 respectivement) avec les indices d'abondances obtenues par les campagnes acoustiques conduites en novembre-décembre par le Fridjof Nansen dans la sous-région de 1995 à 2003 (Fig. 3.5a et Fig. 3.9a). Pour la sardinelle ronde, l'évolution des deux tendances est similaire sauf en 2000. Alors que pour le chinchard noir africain, pour lequel les tendances sont presque parfaites, il y a un décalage d'une année et 6 mois environ entre les densités larvaires moyennes et les indices acoustiques. Sur la base de cette corrélation on peut admettre que l'intensité de la pêche est telle que la structure démographique du stock est déterminée par les nouvelles « recrues ».

Pour la sardinelle ronde, et suivant la thèse d'une croissance rapide au Sénégal (Boely et al, 1982, Camarena, 1986, Fréon, 1994), les individus nés en juin atteignent 15,1 cm de longueur en 6 mois. Pour Conand (1977), les larves grandissent au minimum de 3 cm en un mois. Avec un tel taux de croissance, il est raisonnable de penser qu'une partie de cette cohorte arrive 6 mois après sur les lieux de prospection acoustique. Cette bonne cohérence entre ces deux indices signifie aussi que le recrutement dépend presque exclusivement de cette ponte en intersaison froide-chaude. Ce résultat rejoint celui de Conand (1981) qui a noté que le mois de juin coïncide avec la plus grande période de reproduction au Sénégal. Il précise que l'importance relative des deux autres saisons de reproduction est faible : ces périodes ne représentent respectivement que le 1/10 et le 1/20 des densités larvaires issues de la ponte principale. En outre, ce résultat semble confirmer l'hypothèse émise par Hjort en 1913 qui a noté que l'importance d'une classe d'âge donnée est déterminée très tôt dans les premiers stades de cycle de vie de l'espèce (c'est à dire avant le recrutement).

Pour vérifier l'hypothèse de la détection par les campagnes acoustiques de la sardinelle ronde âgée de 6 mois, nous avons scindé en deux classes les abondances issues des campagnes de Fridjof Nansen, disponibles par fréquence de taille et pour l'ensemble de la sous-région. La première classe de taille concerne les individus dont la longueur est inférieure à 15 cm et qui sont considérés comme étant issus de la ponte de juin-juillet de la même année. La seconde classe intéresse les individus dont la taille est supérieure à 15 cm. Les résultats montrent que la proportion de la classe des jeunes issus de l'année en 1998 et 1999 est prépondérante. Le nombre des individus de plus grande taille (classe 2) a été multiplié par deux et demi en 1999 (Fig.3.13). Le cas de l'année 1998 pour la classe des jeunes individus sera analysé plus tard.

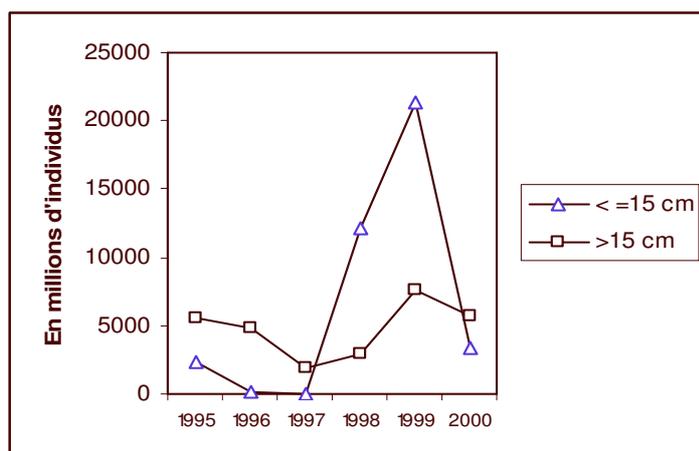


Fig.6.13 Variation inter-annuelle de l'effectif des juvéniles (≤ 15 cm) et des individus de plus grande taille de *Sardinella aurita* dans les détections du Fridjof Nansen au niveau de la sous région nord ouest africaine

Pour le chinchard noir, l'évolution décalée d'une année et demi entre les deux tendances s'explique par un taux de croissance plus faible comparativement à la sardinelle ronde. Le recrutement de cette espèce de chinchard dans la pêcherie est situé à 1.5 ans (FAO, 1987). Les années 1998 et 2000 sont les plus froides de la série mais présentent une situation très contrastée en terme de densité larvaires. En effet, alors que cet indice enregistre son niveau le plus bas pour les deux espèces en 1998 (résultat du GLM), une tendance opposée est observée pour les densités de ces deux espèces en 2000 où celle de la sardinelle ronde continue à augmenter alors qu'une chute est mise en évidence pour le chinchard. La chute en 1998 pour les deux espèces s'expliquerait par l'existence d'un vent très fort en juin (7.5m/s) connu pour son effet négatif sur la survie des larves dans les régions d'upwelling (Cury et Roy, 1989) en raison de la désagrégation des essaims des larves et de leur nourriture.

- **Hétérogénéité de la répartition des larves**

Pour la sardinelle ronde, l'analyse détaillée des effets croisés des variations annuelles et longitudinales (Fig.3.7) d'une part et inter-annuelle et par zone de l'autre (Fig.3.8), permet de mieux saisir les raisons de ces fluctuations. Les fluctuations dans les zones côtières sont erratiques (Fig.3.7). Bien qu'on enregistre un pic dans ce secteur en 1998, celui-ci ne s'est pas traduit dans la tendance globale des densités suivant le modèle GLM ni dans celui des biomasses puisqu'on observe une chute des deux indices cette année. Il s'avère alors que ce pic côtier des densités est enregistré dans la zone sud là où le plateau continental est étroit. On rappelle qu'en plus de la vitesse très élevée du vent enregistré dans cette zone (au 17°N30), une rotation de sa direction moyenne en juillet (NE : donc vers le large) (Fi.3.1) par rapport à une situation normale (NO à ONO) est aussi à signaler. Il est aussi intéressant de remarquer que c'est la zone nord qui reproduit la tendance annuelle globale. Par ailleurs, cette tendance globale inter-annuelle des densités de cette espèce se reproduit aussi presque à l'identique au niveau de la zone du plateau continental et à l'accorde de celui-ci (17-18°W) traduisant ainsi l'importance de ce secteur longitudinal sur la dynamique larvaire (Fig.3.7).

La survie des larves dans l'océan ouvert est a priori surprenante. Parrish et al. (1981) pensent que le transport des larves est un processus critique dans le cycle de vie de beaucoup d'organismes marins. Ces auteurs mentionnent aussi que les stratégies reproductrices de ces espèces sont adaptées pour s'ajuster aux courants régnants, qui sont responsables en grande partie du transport des larves planctoniques vers les nurseries habituellement localisées dans

les eaux relativement peu profondes ou côtières. Sinclair (1988) souligne l'importance des structures cycloniques ou gyre. Ces structures représentent des unités stables qui ne se mélangent que très peu avec les eaux avoisinantes et dans lesquelles les poissons se reproduisent. Ce sont des aires de rétention. Du fait de cette stabilité, elles tendent à maintenir et concentrer les aliments, la production primaire et les larves de poissons dans une région relativement restreinte. A l'inverse, les individus transportés par advection sont perdus pour la population (vagabond). Ils peuvent coloniser de nouveaux milieux et « fonder » de nouvelles populations si de nouvelles aires de rétention sont découvertes. Cury et Roy (1989) ont montré que pour des vents inférieurs à 5-6m/s, recrutement et intensité de l'upwelling sont corrélés positivement, au-delà de cette valeur, un accroissement du vent se traduit par une baisse du recrutement. En outre, la triade fondamentale de Bakun (1996) identifie trois types de processus environnementaux qui constituent la base d'habitats propice à la reproduction des poissons. Ces processus sont 1) processus d'enrichissement (upwelling); 2) processus de concentration (stabilité de la colonne d'eau, convergence) et 3) processus favorisant la rétention à l'intérieur d'un habitat idéal. Ces processus sont potentiellement antagonistes (Cole et McGlad, 1998).

Dans la zone mauritanienne, les larves de deux principales espèces sont principalement rencontrées dans deux secteurs : entre le 17-18°N et le 19-20°N. Ces localisations coïncident où sont à proximité des tourbillons mis en évidence par l'analyse des courants géostrophiques (Fig.3.3). Ces zones ont un niveau élevé de productivité qui est partiellement lié aux caractéristiques physiques locales que crée ces systèmes quasi-géostrophiques ou gyre anticyclonique. Pour la sardinelle ronde, la zone de reproduction identifiée au nord de la Mauritanie est en accord avec ce qui est rapporté par Fréon (1988a) et Demarcq et Faure (2000). En effet, un tourbillon d'une grande échelle situé entre le Cap Blanc et le Cap Timiris favorise la concentration des larves à proximité du Banc d'Arguin. En revanche, la présence de la nursery dans la zone sud n'a pas été rapportée jusqu'à présent dans les différents travaux portant sur cet aspect. Ces tourbillons, créés par les particularités topographiques (fosses marines notamment) constituent donc des zones de rétention. Mais d'une façon générale les fonds du plateau continental mauritanien sont peu accidentés (Josse et Garcia, 1986) et les côtes offrent une variété de conditions morphologiques bathymétriques limitées. Cependant, au Sud Ouest du banc d'Arguin le rebord du plateau continental est profondément entaillé par de nombreuses fosses qui arrivent aux contacts du banc d'Arguin. Plus au sud, la fréquence d'apparition de ces canyons diminue. Le plateau continental, large de 40 à 60 milles au sud du cap Blanc, se rétrécit grandement au niveau du cap Timiris. Au sud du cap Timiris, la largeur du plateau continental n'excède pas 30 milles.

La présence de ces structures physiques peut augmenter le temps de séjour des organismes planctoniques à proximité de la côte créant ainsi des zones côtières de rétention. Ces structures augmentent le temps de résidence de la biomasse phytoplanctonique évitant ainsi la dispersion par advection de ces organismes vers le large tout en assurant un meilleur couplage des productions primaires et secondaires au-dessus du plateau Binet (1988). En fait ces structures sont au moins de trois types (Demarcq et Faure, 2000): (1) un cap qui peut faire dévier l'écoulement de l'upwelling de la côte; (2) un plateau continental large qui mène à une cellule de double circulation, l'une située sur le talus et une isolée sur le plateau continental (Jacques et Tréguer, 1986) et (3) à un seuil bathymétrique qui empêche la communication directe entre un secteur côtier et le large. Ce dernier est typiquement celui du Banc d'Arguin où le rebord du plateau continental est profondément entaillé par de nombreuses fosses qui arrivent au contacts du banc d'Arguin où les fonds de 10 m voisinent alors ceux de 300 à 400 m (Josse et Garcia, 1986).

Demarcq et Faure (2000) ont calculé un indice caractérisant la possibilité de rétention côtière associé à l'upwelling et ont comparé la dynamique saisonnière de trois régions particulières de la Mauritanie et du Sénégal en termes d'intensité d'upwelling et de potentialité de rétention côtière.

Ils ont remarqué que les processus côtiers de rétention semblent être le plus important paramètre contrôlant le recrutement de la région de banc d'Arguin tandis que l'intensité de l'upwelling et le mélange par le vent ont un rôle relativement mineur. En revanche, le secteur sud de 15.5° N-17° N où la côte est généralement parallèle à la direction de vent, est caractérisé par des valeurs annuelles très basses de l'indice de rétention.

On a déjà noté que les densités des larves de sardinelle sont observées principalement sur le plateau et à l'accore de celui-ci. Or cette espèce est probablement à l'image de la sardine japonaise, *Sardinops melanosticus*, un reproducteur côtier (Watanabe et al, 1996). Ces auteurs comparent les stratégies d'expansion des zones de reproduction des sardines dans différentes zones. Pour la sardine californienne et chilienne, cette expansion se fait le long de la côte alors que pour la sardine japonaise 83 % des œufs sont produits au large du plateau continental pour la période 1984-1992 contre 36 % auparavant. Conand (1974) signale que contrairement aux observations du début des années 70, les plus fortes concentrations de jeunes larves se trouvent dans des secteurs très côtiers. Les statistiques des captures à cette époque montrent une grande stabilité autour de 200 000 tonnes par an au niveau de la sous région (Fig.2.1) traduisant ainsi le fait que cette dérive vers le large n'a pas affecté la dynamique de cette ressource à cette période. Dans le présent travail, la dispersion des larves au large notamment en 1998 ne semble pas avoir affecté le « recrutement » de cette espèce dans la zone des campagnes acoustiques (Fig.3.13), qui, contrairement aux densités enregistrées cette année suivant l'approche GLM, s'est très notablement amélioré. Les larves de poissons ont besoin des zones frontales qui sont de nature à concentrer leur proie en quantité suffisante pour supporter leur croissance (Leising et Franks, 1999). La faiblesse des densités observée en 1998 reflète probablement la difficulté d'échantillonner convenablement les zones de l'accore là où les densités paraissent pourtant les plus importantes. Ce problème d'échantillonnage est doublé vraisemblablement de l'idée selon laquelle les chances de survie des larves des clupéidés sont conditionnées directement par leur transport en zone côtière. Mais malgré ce bon « recrutement » en terme de nombre d'individu, celui-ci ne s'est pas traduit par des biomasses importantes puisque celle-ci était légèrement moins importante qu'en 1997. Deux raisons sont avancées pour expliquer un tel décalage. La première est que le recrutement en 1997 a été très mauvais. Ce qui s'est répercuté sur les biomasses en 1998. En second lieu si on admet que la majeure partie de ce recrutement provient pour l'essentiel du large et plus particulièrement de l'accore du plateau, on peut supposer qu'en à un moment où un autre, la croissance de ces individus s'est trouvée très affectée par la nature adverse des conditions locales mais qu'en même temps celles-ci n'étaient pas létales. Dans ce cas, l'hypothèse selon laquelle les larves de région frontales sont en meilleur état physiologique (Buckely et Lough, 1987), n'est pas vérifiée. On peut aussi admettre que la prédation, surtout par cannibalisme, qui comme l'avait rapporté Conand (1977) pour cette espèce peut réduire d'un facteur de vingt en 10 h les concentrations des larves, est limitée (abstraction faite de la prédation par les thons).

- **Stratégie de reproduction**

Les stratégies de reproduction de ces espèces répondent à un comportement opportuniste qui vise à se rapprocher de la fenêtre optimale (Roy, 1992). Ettahiri et al, 2003, ont montré, sur la base des campagnes ichtyologiques menées entre le 21°N et le 26°N de 1994 et 1997, que d'importantes concentrations des œufs mais surtout de larves de sardinelle ronde sont observées dans la région située entre le cap Barbas et le cap Blanc (22 °N –20°36). Cette expansion vers le nord parallèlement à la côte est apparemment récente. En effet, pour Roy et al., (1989) ce secteur où l'upwelling est permanent, n'est pas considérée comme zone de reproduction de clupéidés même si les études effectuées dans cette zone sont peu nombreuses. Cette extension vers le nord des zones de reproduction de la sardinelle ronde est enregistrée dans les statistiques des captures et les campagnes acoustiques et qui ont coïncidé avec une

phase de réchauffement (voir chapitre 4 et 5). Il apparaît donc que lors des périodes chaudes la sardinelle ronde peut se reproduire dans de nouvelles zones et augmenter ainsi son aire de distribution comme ce qui a été mis en évidence pour la sardine du Pacifique (Lluch-Belda et al., 1991 ; Rodriguez et al., 2001). Or, la diversité des stocks reproducteurs, répartie sur une grande zone géographique, est susceptible de fournir des conditions environnementales optimales pour la survie de progéniture et le succès de recrutement dans l'une au moins des zones concernées par la reproduction (Begg et Marteinsdottir, 2000). Le succès de recrutement peut être déterminé autant par la distribution relative des stocks reproducteurs que par son abondance absolue (DeYoung et Rose 1993 in Begg et Marteinsdottir 2000). Pourtant on a vu que l'évolution des indices des abondances acoustiques au niveau de la sous-région et les densités larvaires au niveau de la zone mauritanienne présentent des tendances proches. Ce qui veut dire que les différents « stocks reproducteurs » sont soumis à des conditions climatiques similaires. Ce qui est confirmé par Demarcq et Faure (2000) qui ont remarqué l'existence de corrélations significatives entre la dynamique de l'intensité de l'upwelling et les indices de rétention dans la zone nord Mauritanie et sud Sénégal. Pour ces auteurs, il existe un lien régional commun entre le forçage climatique et l'intensité de l'upwelling probablement par l'intermédiaire des anomalies de la position latitudinale de la zone de convergence inter-tropicale. Nous suggérons alors que ces conditions environnementales régionales sont plus déterminantes que la circulation locale telle que précisée par Parrish et al. (1981) qui doit permettre le transport des larves vers les nurseries au bon moment et à une taille appropriée.

Pour les deux espèces, le foyer principal, de reproduction se déplace du sud au nord en fonction des conditions du milieu notamment avec le front thermique. Ce qui suggère que la stratégie de reproduction développée par ces deux espèces s'accommode mieux avec l'aspect spatial en privilégiant à chaque fois une zone tourbillonnaire où la richesse planctonique est maximale. Hormis cet aspect, ces deux espèces développent des stratégies de reproduction très différentes. La sardinelle ronde semble mettre en œuvre une stratégie reproductive à hauts risques. En se reproduisant à la surface à l'image d'autres espèces de clupéidés, les oeufs et les larves de cette espèce sont exposés au transport dans différentes zones à la faveur des courants dominants y compris au niveau des zones frontales qui peuvent être peu propices au développement larvaire en raison d'une forte prédation. En absence de cette prédation, le taux de survie et de croissance peut se trouver nettement améliorée assurant ainsi un bon recrutement. On peut penser que cette prédation, y compris le cannibalisme, est inversement proportionnel à la productivité du milieu. Pour se donner une idée de l'importance de ces variations, nous avons calculé un ratio de la densité moyenne maximale annuelle par rapport à la densité moyenne minimale pour chacune des ces deux espèces. Pour une série aussi courte, ce rapport est l'ordre de 26 pour le chinchard noir mais atteint 160 chez la sardinelle ronde. Le niveau élevé de la variabilité du recrutement chez les clupéidés rend leur aménagement difficile (Cole et McGlade, 1998). Ces variations se retrouvent au niveau de la dynamique démographique des populations.

A l'opposé, *Trachurus trecae* se reproduit en profondeur à proximité des canyons limitant ainsi le transport dans des zones peu propices. C'est ce qui explique pourquoi l'effet longitudinal n'est pas significatif pour cette espèce.

Les larves des clupéiformes (tel que la sardinelle ronde) sont caractérisées par un corps allongé, de petites nageoires et une petite bouche terminale. La taille de leur nourriture doit être appropriée et abondante. Leurs capacités de nage étant mal développées, elles ne peuvent explorer qu'un petit volume d'eau à la recherche de la nourriture (Blaxter et Hunter, 1982, Somarakis et al, 2000). A l'opposé, les larves chinchards changent rapidement de morphologie passant d'un corps de forme allongée à une forme plus profonde avec des mâchoires et de grands yeux (Conand et Franqueville, 1973, Hunter et Kimbrell 1980 in Somarakis et al, 2000). De plus leurs capacités de nages sont bien développées. Ce qui leur

permet de chercher leur nourriture dans un grand volume d'eau (Matsuura et Hewitt, 1995). Ces différences dans les traits de vie et les stratégies de reproduction se répercutent sur le succès du recrutement.

- **Signal saisonnier**

Le signal saisonnier de la température de surface semble être un facteur dominant dans les cycles reproducteurs de ces deux espèces de petits poissons pélagiques. Ce qui apparaît comme un trait commun à l'ensemble des espèces de petits pélagiques dans la zone tropicale et sub-tropicale qui se reproduisent en été (Rodriguez et al, 2001). La reproduction prend place à partir de mois de juin quand la vitesse du vent, qui est sensée traduire l'intensité de l'upwelling au sens d'Ekman, chute en zone sud (Fig.6.13). (l'upwelling est permanent en zone nord). Les périodes d'abondance du zooplancton n'étant pas toujours en phase avec l'upwelling, les saisons de reproduction sont donc décalées par rapport à l'upwelling afin d'offrir des conditions optimales pour le développement des larves (Roy et al,1989). Il s'avère donc que ces espèces évitent de se reproduire lorsque l'upwelling est très actif. Il semble cependant que ces espèces répondent plus à un calendrier de reproduction qui est très stable d'année en année qu'à des impératifs de maximisation de la survie larvaire par le choix de la période, comme la reproduction au mois de juin 1998 quand les conditions étaient théoriquement mauvaises (vitesse du vent très élevée). En revanche, il apparaît que ces espèces adoptent une stratégie de reproduction spatiale qui permettent de maximiser cette survie larvaire. Au Sénégal, le ratio de rétention, calculé par Demarcq et Faure (2000) est relativement bas et assez constant pendant la saison d'upwelling principal et augmente à la fin mai pour atteindre un maximum en juin, quand l'intensité d'upwelling diminue rapidement. Pour ces auteurs, ce résultat prouve que la période de reproduction principale de la sardinelle ronde ne peut être considérée comme simultanée avec la saison d'upwelling comme suggéré par Roy (1998) mais qu'un retard de trois mois est observé entre les dates du maximum d'upwelling et du maximum de reproduction. Fréon et al. (1997) ont montré que la reproduction principale de *Sardinella aurita* dans les côtes du Venezuela, n'intervient pas dans les zones et les périodes pendant lesquelles la turbulence et le transport vers le large sont faibles comme prévu entre autres par Parrish et al.(1981) et Bakun et Parrish (1990). Suivant les premiers auteurs, la stratégie reproductive donne la priorité à l'optimisation de la disponibilité de la nourriture sans chercher à éviter la dérive des œufs et des larves vers le large. Watanabe et al., (1996) montrent que l'augmentation de l'abondance des oeufs et de la survie est en rapport avec l'expansion vers le large des aires de ponte de la sardine japonaise où les oeufs et les larves de la sardine aux premiers stades semblent trouver des conditions optimales de développement. Ils ajoutent que l'abondance des oeufs sur le plateau continental était stable au cours des années de l'expansion de cette espèce alors que la reproduction était côtière lorsque l'abondance est réduite.

- **Mortalité des stades larvaires**

Le taux de mortalité de ces larves est inconnue. Certaines indications permettent de penser qu'il est relativement « peu important ». Si la présence de fortes concentrations de larves de sardinelles à l'accore du plateau continental, semble indiquer qu'il y a une mortalité importante du fait que l'hypothèse de la triade de Bakun n'est pas remplie, les résultats obtenus par ailleurs semblent relativiser ce constat . Ainsi, Weikert (1977), qui a travaillé en février 1972 au large du Banc d'Arguin suggère que les changements rapides de l'environnement provoqué par la pulsation violente à meso-échelle de l'upwelling du rebord du plateau a comme conséquence une mortalité accrue chez le zooplancton. Dans le secteur situé entre le Cap Blanc et le Cap Timiris, cet auteur distingue trois masses d'eaux principales : les masses d'eaux du plateau, les masses d'eaux de l'upwelling et les masses d'eaux océaniques. Des traits de filets répétés sont réalisés dans les zones de contact entre ces deux

dernières masses d'eaux qui sont séparées par des fronts physiques forts. En effet, il est bien établi que la limite entre les eaux froides résurgentes et les eaux du large n'est pas un front rectiligne : de multiples tourbillons constituent autant de structures distinctes qui évoluent dans le temps et dans l'espace (Lepage, 1995). Weikert (1977) estime la mortalité, sur la base du nombre de carcasses de copépodes rapportés au nombre total, à 97 % et juge le nombre de carcasses de copépodes très élevé et s'attend à conséquences écologiques importantes. Pourtant ce taux paraît très faible comparativement aux larves de poissons où il peut atteindre 99.99 % surtout si on prend en compte la taille moyenne de cette classe de copépodes qui est environ de 1 mm (Piontkovoski et Williams, 2003) soit 6 fois moins que la taille moyenne d'une larve de sardinelle ronde à l'époque de notre étude (Sedletskaia, données non publiées). Si le taux de mortalité des larves de poissons était aussi faible que celui des copépodes, cette zone serait littéralement submergée de poissons. Deux sardinelles adultes ont seulement besoin de deux recrues pour assurer la stabilité de la population alors que ces individus sont caractérisés par une forte fécondité (plusieurs dizaines voire centaines de milliers d'œufs par femelle et par an) du fait que cette reproduction ne coûte pas cher sur le plan métabolique (Jones, 1999). Une très forte mortalité des premiers stades est donc tout à fait nécessaire. Nous supposons toutefois que les larves des sardinelles transportées au large en fonction des épisodes du vent et dans des zones frontales, rencontrent les conditions propices à leur développement et en conséquence des taux élevés de croissance et de survie sont observés traduisant ainsi le nombre important de survivants en 1998 tels que mis en évidence par le GAM et les résultats des campagnes acoustiques. Cette association significative entre les larves de sardinelle et les tourbillons a été aussi démontrée dans la côte californienne où ces structures à méso-échelle s'avèrent être une source de survie intermittente mais élevée de pre-recrue de sardine (Logerwell et Smith, 2001).

Cury et Roy (1989) ont démontré que la reproduction s'effectue pendant les périodes où la vitesse du vent se situe entre 5 et 6 m/s. Or, les valeurs mensuelles moyennes des vitesses du vent dans le secteur du Banc d'Arguin (20°N) pendant la période juin-juillet dépasse toujours 6 m/s (Fig.3.14). La turbulence, qui est estimée par le cube de la vitesse du vent (Cool et McGlad, 1998) constitue donc dans ce cas un facteur limitant. Il se trouve que les bancs, comme celui du Banc d'Arguin, représente des zones potentielles de rétention pour les premiers stades de la vie des espèces marines (Sinclair, 1988) en raison de leurs particularités topographiques qui limitent la dispersion et permet un meilleur couplage entre la production primaire et secondaire. Ainsi, l'interaction entre l'upwelling et la topographie locale du Banc d'Arguin (un plateau continental peu profond) limite l'ampleur de la remontée côtière et favorise des conditions hydrologiques stables, une productivité biologique élevée dans cette zone de rétention (Faure et al, 2000) et augmente ainsi la survie larvaire.

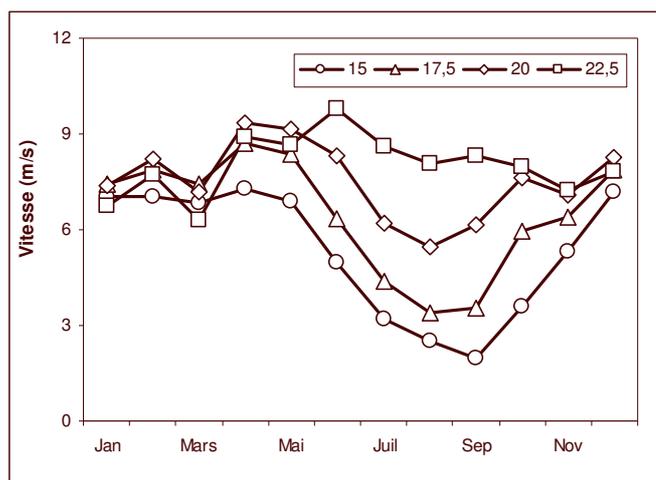


Fig.3.14 Evolution mensuelle de la vitesse du vent en fonction de la latitude (Moyenne 1998-2000) (IMROP, données non publiées)

- **Influence de la phase lunaire et du cycle nycthéral**

L'influence du cycle lunaire sur les densités larvaires des deux espèces notamment la sardinelle est très marquée malgré la prise en compte de l'ensemble des jeux de données car de jour l'effet de la lune sur la densité de ces larves doit être limitée. Mais en sélectionnant uniquement les stations de nuit, nous allons d'une part gommer la variabilité nycthérale, très prononcée chez ces espèces, et d'autre part diminuer de façon drastique le nombre des stations déjà relativement faible. Même en considérant tout le jeu de données, il apparaît que les densités larvaires augmentent très sensiblement en période de faible luminosité (nouvelle lune et dernier quartier). Cette influence n'est pas spécifique à ces espèces. Plusieurs autres poissons marins ont un cycle reproducteur lié aux phases lunaires (DeBruyn et al, 2001). Il y a plusieurs explications possibles pour une telle relation qui peut (a) augmenter le taux d'association des individus et des espèces ; (b) augmenter le taux de fertilisation ; (c) diminuer la pression des prédateurs (Omori, 1995). L'impact des cycles lunaires sur le comportement de poissons a été identifié depuis longtemps et mis à profit par les pêcheurs artisans comme par la pêche industrielle. Ainsi, une étude menée par Fréon et al, (1994) dans la zone sénégalaise montre que la pêche semi-industrielle des sardinelles intègre déjà cette notion puisque les pêcheurs travaillent deux fois moins en période de pleine lune qu'en période de nouvelle lune. Ces auteurs ajoutent qu'en période de lune montante, les pêcheurs travaillent en fin de nuit (après le coucher de la lune) alors qu'en période de lune descendante, ils pêchent en début de nuit donc avant le lever de la lune.

Cependant, cette variabilité de la densité larvaire en fonction du cycle lunaire est presque à l'opposé de celles de toutes les classes du méso-plancton en fonction du même cycle lunaire. En effet, Hernández-León et al. (2002), qui ont étudié l'effet de l'illumination lunaire sur le zooplancton au nord des Iles Canaries, ont montré que la biomasse du méso-plancton était sensiblement plus grande pendant la deuxième moitié du cycle lunaire et diminue nettement après la pleine lune pour tous les stades et classes de taille. Or les larves des clupéidés, en particulier les jeunes larves, ont un régime alimentaire composé de nauplii de copépodes (Mölimann et Köster, 2002). Comment concilier alors ces deux thèses quasiment opposées ? La migration verticale en fonction des phases lunaires est généralement interprétée comme un comportement de fuite à la pression des prédateurs (Omori, 1995). Si cet argument s'avère pertinent chez les larves de ces espèces de petits pélagiques, on peut alors suggérer que le comportement de fuite prime sur celui de l'alimentation.

Par ailleurs, Rodriguez et al. (2001) ont remarqué que le pic de l'abondance en hiver des larves de la sardine *Sardinops caeruleus* et du maquereau *Scomber japonicus* dans la Baie de

la Californie coïncide avec un niveau faible du zooplancton. Ce qui implique que ces larves ne dépendent pas uniquement de ces copépodes pour leur alimentation. Il faut aussi admettre l'absence quasi-totale des études menées sur les habitudes et le régime alimentaire de ces espèces au stade larvaire dans la région Nord Ouest Africaine. Par ailleurs, l'influence de la luminosité se traduit aussi par une influence circadienne sur l'abondance des larves des deux espèces assez prononcée. Nous avons montré que les densités de nuit sont toujours plus importantes (facteur 1.4 à 1 dans le cas de la sardinelle ronde). Ce comportement est très répandu chez les poissons (Reinsel et al, 1999 ; Dower et Perry, 2001 entre autres). La vision est effectivement un sens important chez les larves de poissons qui influence la capacités d'alimentation et d'évitement des prédateurs (Blaxter, 1986) et des filets (Matsuura, 1977 ; Thangaraja et Al Aisry. 2002 ; Garcia et al. 2002 entre autres). A l'éclosion les yeux de plusieurs poissons téléostéens ne sont pas pigmentés et ne sont pas entièrement fonctionnels (Miller et al. 1988). Pour ces derniers auteurs, le taux auquel le développement visuel se produit peut affecter la survie en influençant le début de l'alimentation, le volume prospecté et la vitesse de natation qui devraient montrer une augmentation similaire avec la taille de la larve. Un tel comportement différentiel pourrait être mis en évidence par l'analyse de la réaction d'évitement des filets en fonction des taille des larves. Si les larves pouvaient voir le filet le jour, elles peuvent alors chercher à l'éviter expliquant ainsi l'écart dans les densités nyctémérales surtout que les vitesses de 2 nœuds pratiquées lors de ces campagnes ne sont probablement pas suffisantes pour capturer les stades larvaires les plus avancés pour lesquels il faut de plus grandes vitesses (jusqu'à 4 nœuds) (FAO, 1974). Toutefois, à la lumière des comportements des larves en fonction des phases lunaires, nous pensons que l'explication la plus plausible de cette différence de densité entre le jour et la nuit est que les larves de ces espèces évitent les lumières intenses et que ces « mœurs », rencontrés aussi bien chez les larves que les adultes sont innées.

D'autre part, ces comportements actifs sont d'autant plus surprenants que les stades larvaires ne manifestent pas de grégairisme particulier (Shaw, 1978) et leurs systèmes sensoriels et leurs organes de déplacement ne sont pas pleinement développés mais aussi au vue de leur petite taille et de leur faible capacité de nage à cause des forces de viscosité marines (Parrish et al, 1981). A priori, elles peuvent être considérées comme passives donc facilement transportées par le courant. La migration verticale est de nature à limiter la portée de cette dispersion par les courants. Ainsi, pour contrecarrer l'advection vers le large, beaucoup de larves de poissons évitent les forts courants de surface en se servant des courants portant vers la côte (Cowen et al. 2000). Ces migrations verticales sont particulièrement importantes dans les zones frontales, où de violents upwelling et down-welling se forment (Rodriguez et al. 2001).

- **Influence de la température**

Il est bien connu que les poissons sont des animaux à sang froid et la température de l'eau est l'un des facteurs qui régularisent leur croissance. Dans ce chapitre, nous montrons que la variabilité de la température permet d'expliquer la partie la plus importante des fluctuations des densités chez les deux espèces (jusqu'à 45 % de la variance totale expliquée dans le cas de la sardinelle). Certes les températures de surface sont affectées par les anomalies locales et les variations nyctémérales. Néanmoins elles sont d'un usage très fréquent dans les études de ce type. Il apparaît donc, sur cette base, que la gamme de température pour laquelle on observe des larves de sardinelle de chinchard noir africain est très large puisqu'elle varie de 18 à 29 °C. Cette large fenêtre thermique n'est pas spécifique à la zone mauritanienne. Parrish et al. (1989) énoncent une gamme de 7° à 27° comme tolérance à la température des adulte des Sardinops. Pourtant les températures de reproduction des différentes espèces aquatiques sont considérées comme des caractéristiques propres (Ettahiri, 1997). Miller et al. (1988) identifient que la température est susceptible d'affecter certains des traits de vie des poissons particulièrement ceux liés au taux métabolique. Ainsi, la tolérance à la température est un

facteur important réglant la distribution des poissons (Levinton 1982 in Lluch-Belda et al, 1991). Pour les deux espèces on constate deux pics de densités à des températures très différentes. Un tel résultat pourrait vouloir dire que les larves de ces deux espèces ont deux optima de températures. Ce qui, physiologiquement parlant, n'a pas beaucoup de sens. Nous avons alors pensé qu'il s'agirait de deux stocks au niveau de chaque espèce qui ont des préférences thermiques différents. Si pour la sardinelle ronde, l'existence de ces deux stocks n'est pas encore démontré, plusieurs indices tant au niveau de ce travail (chapitre 5 en particulier) que dans la littérature s'accumulent dans ce sens (Garcia, 1984, Maxim et Maxim, 1988, Chavance et al. 1991a, Ettahiri et al, 2003). L'existence de deux stocks du chinchard noir est déjà démontrée. Toutefois en analysant, l'effet croisé des températures et zone pour le cas de la sardinelle ronde, on s'est rendu compte que le pic des densités observé en zone sud coïncide avec des températures froides et celui enregistré dans la zone nord a lieu à des températures chaudes (Fig.3.8). Pourtant il paraissait évident qu'il y a un gradient décroissant de la température du sud au nord. Pour expliquer cette apparente contradiction, nous rappelons la présence d'une structure tourbillonnaire au niveau de la zone sud (Fig.3.3). C'est probablement la structure connue sous le nom du dôme de Mauritanie (Weichart, 1970, 1974) situé selon cet auteur à proximité de Nouakchott. L'existence de cette structure est intéressante à plus d'un titre. Au plan de la production primaire la structure en dôme est aussi importante que l'upwelling car il suffit que les couches chargées de sels nutritifs atteignent un niveau suffisant de lumière pour stimuler la production (Oudot, 1983). Ensuite la source de cette remontée n'est autre que les Eaux Centrales Sud Atlantique (ECSA), moins salées mais dont la teneur en sels minéraux est trois fois plus forte que celles des Eaux Centrales Nord Atlantique. Dans le dôme de la Mauritanie, les concentrations de nutriments restent très élevées en surface même à 120 milles au large (Minas et al., 1982). De plus, le diagramme TS des ECSA indique que leur température est autour 14°C (Jacques et Tréguer, 1986 ; Demarcq et Faure, 2000). Ce qui explique pourquoi les plus fortes densités enregistrées dans cette zone le sont dans des températures basses. Enfin, la présence de ce dôme empêche la formation de la thermocline au moins localement. Or la distribution verticale des températures d'eau de la saison chaude indique l'existence d'une thermocline aux environs de 50 m de profondeur dont le gradient augmente en allant vers le sud (Sanyo , 2002). Sous la thermocline, les concentrations de la chlorophylle sont généralement faibles (Shanks et al, 2003) ce qui risque d'affecter le développement des larves du chinchard noir notamment. En présence de la thermocline, la stabilité est élevée. Elle réduit le flux vertical des sels nutritifs et limite ainsi la production primaire : une augmentation des mélanges verticaux accroît la production primaire. Dans les upwellings côtiers au contraire du fait d'un vent fort la stabilité est généralement très faible et l'apparition d'une couche de stabilité favorise la production. (Voituriez et Herbland, 1982). La présence de pic de densités de la sardinelle ronde en zone nord à de températures élevées pourrait s'expliquer par plusieurs faits. On rappelle, qu'à cette période, le sens de migration de ces espèces est sud-nord. Cette migration des adultes est dictée par le déplacement du front thermique. Cette zone frontale est le point de rencontre entre le courant des Canaries portant vers le sud et une branche du contre-courant équatorial portant vers le nord. Ces deux systèmes de courant transportent des eaux à températures très différentes (17 à 20°C et 24 à 28°C respectivement). La zone frontale ainsi créée à fort gradient thermique est localisé au niveau du Cap Blanc en saison chaude (Rebert, 1978). De plus, contrairement au tourbillon en zone sud, celui localisé au nord est sous l'influence de la masse d'eau du Banc d'Arguin qui est une eau chaude et salée observée dans la zone des canyons là où le plateau continental est étroit. Cette masse d'eau s'enfonce jusqu'à 200 – 300 m, a une vitesse de 50 cm/s. Les courants de fond créent, en cette zone, de grandes anomalies de température et de salinité (Peters, 1976).

La température en elle-même ne semble pas avoir un effet déterminant sur la répartition de l'abondance des larves. L'existence de plusieurs saisons de ponte pour la sardinelle ronde,

évoqué plus haut, conduit à écarter l'effet direct de la température sur la distribution de l'abondance des larves. Les concentrations maximales de densité semblent plutôt liées dans les deux cas à la présence d'une grande productivité primaire et secondaire.

- **Croissance des larves**

Selon Sedletskaya (donnée non publiée) l'accroissement journalier des larves de la sardinelle ronde, établi sur la base des fréquences de tailles collectées dans la même zone et à la même période que ce travail, est de 0,1 mm et la taille à l'éclosion est de 2,5 mm. Cet auteur ne précise ni l'année concernée ni la fourchette de taille car le taux de croissance d'une population change avec la taille moyenne des organismes. Or Conand (1977) avait estimé qu'au cours des premiers jours, la croissance est de l'ordre de 1 mm par jour soit un facteur de 1 à 10 entre ces deux études. Une telle différence pourrait être attribuée à la productivité du milieu. Dans la zone nord ouest africaine, la taille d'éclosion de *Trachurus trachurus*, qui partage avec *Trachurus trecae* beaucoup de similitudes, semble plus petite (1.8 mm, Westhaus-Ekau, 1988). Une grande variabilité de l'accroissement journalier est aussi observé pour ce genre. Ainsi, Hewitt et al. (1985 in Katsuragawa et Ekau, 2003) rapportent que ce taux varie entre 0.166 à 1.47 mm pour *Trachurus symmetricus* dans la côte californienne. Pourtant, les larves de poissons présents dans les zones frontales et les tourbillons doivent avoir une croissance très rapide du fait que ces zones concentrent les proies en quantité suffisante pour supporter cette croissance (Leising et Frank, 1999). Le taux de croissance a des conséquences énormes sur la survie des larves. Une croissance faible (due à un taux d'alimentation faible) prolonge la période de la vulnérabilité aux prédateurs (Pepin, 1989). De même, la taille des proies, la vitesse de natation et donc le volume prospecté dépendent fortement de la taille. Une autre hypothèse postule que le taux de mortalité est plus élevé chez les individus à croissance rapide que ceux dont la croissance est lente. Les premiers ont besoin de s'alimenter davantage et de parcourir un grand volume d'eau à la recherche de leur nourriture. Ce qui augmente le risque de prédation (Butler 1991).

3.4. Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre nous avons étudié les variations inter-annuelles et spatiales de la structure des assemblages des pré-recrues mais nous avons surtout porté notre attention sur la distribution de l'abondance des larves sur les deux espèces commercialement et écologiquement importantes : la sardinelle ronde (*Sardinella aurita*) et le chinchard noir (*Trachurus trecae*) dans la zone mauritanienne.

Sur la période concernée, les larves de ces deux espèces étaient toujours présentes malgré une forte variabilité inter-annuelle en terme de nombre d'espèces (44 espèces en 1999 contre seulement 18 espèces en 1998). Ce qui traduirait la parfaite adaptation de ces deux espèces à cet écosystème très fluctuant.

Il semble que les larves de la sardinelle ronde sont abondantes à l'accore du plateau continental et distribuées principalement entre le 17 et le 18 °N, une zone où la présence de ces nurseries est décrite pour la première fois à proximité des gisements offshore de pétrole dont l'exploitation est imminente. La présence au large ne semble pas avoir affectée grandement la survie des larves des sardinelles malgré l'existence de conditions adverses même si elle ne s'inscrit pas dans le schéma des différentes hypothèse connues dans ce domaine. En fait, nous pensons que l'existence d'au moins quatre théories différentes suggère que cette phase critique complexe de pré-recrue n'est pas encore bien comprise. Ces hypothèses considèrent toute la perte par advection de larves loin des zones de rétention comme ayant un effet négatif décisif sur le recrutement (Parrish et al, 1981 ; Sainclair, 1988). Ce mécanisme est considéré comme particulièrement important dans les zones d'upwelling où la dispersion larvaire au large pourrait être considérable (Bakun et Parrish, 1982). Notre travail suggère que la dispersion larvaire chez la sardinelle n'est pas forcément synonyme d'un gaspillage des propagules mais peut constituer dans certains cas une alternative intéressante, même sans admettre une densité-dépendance près de la côte, ayant pour conséquence un certain succès de recrutement. Plusieurs études récentes sont arrivées pour des espèces de clupéidés à des conclusions similaires (Watanabe et al, 1996 et Logerwell et Smith, 2002).

Il apparaît aussi que les densités des larves sont plus élevées de nuit que de jour. L'effet de la luminosité se traduit aussi par une influence de la phase lunaire sur l'abondance des larves qui augmentent très sensiblement en période de faible luminosité (nouvelle lune et dernier quartier). Nous pensons que ces effets du cycle circadien et lunaire sur la densité larvaire traduiraient des changements de capturabilité liés au comportement d'évitement de la lumière plutôt qu'un évitement de filet de jour comme ce qui est généralement admis.

Par ailleurs et malgré la couverture d'une seule saison par an dans cette étude (la saison de transition froide-chaude), les tendances entre les densités larvaires et les biomasses obtenues par acoustique sont comparables pour la sardinelle ronde ($R^2=0.49$) et presque identique dans le cas du chinchard noir ($R^2=82$) avec un décalage de six mois dans le premier cas et une année et demi pour le second. Ces résultats semblent être corroborées par les travaux antérieurs effectués dans la zone, notamment en ce qui concerne la croissance et les périodes de reproduction. Ces travaux indiquent que la saison de transition chaude froide correspond effectivement à la ponte principale (c'est pourquoi d'ailleurs les campagnes ont été programmées à cette période). Cela voudrait dire qu'on peut arriver à prédire les fluctuations d'abondance en étudiant les phases de pré-recrues. Toutefois étant donné la longueur de la série (4 années), la couverture de la seule zone mauritanienne pour l'étude des larves, nous

proposons de conduire des recherches plus poussées tant en terme temporel (saison) que spatial (Sénégal, Sahara) et d'envisager aussi des investigations relatives à l'étude de la croissance et de la survie larvaire avant de confirmer ce schéma pour la zone.

Ce travail a permis de jeter un nouveau regard sur la relation, non forcément erratique, qui pourrait exister entre les larves des deux principales espèces de petits pélagiques dans les tous premiers stades de leur développement et le recrutement dans la pêcherie et ouvre ainsi des perspectives prometteuses afin d'établir des prévisions des captures. L'analyse des captures est le propos de notre prochain chapitre.

|

|

Chapitre 4. Exploitation des petits pélagiques dans la zone nord ouest africaine

Introduction

D'une manière générale, la variabilité naturelle, qui est l'un des traits caractéristiques des espèces pélagiques, peut être amplifiée par l'intensification de la pêche. C'est ainsi que l'exploitation intensive doublée de conditions climatiques défavorables auraient entraîné, dans l'histoire des pêcheries récentes, des effondrements parfois spectaculaires. L'exemple le plus célèbre est l'anchois du Pérou dont les captures se sont effondrées au début des années 1970 après avoir atteint 12 millions de tonnes par an (Pauly et Tsukayama, 1987). La sardine de Californie à la fin des années 40 (Lluch-Belda et al., 1991 ; Lluch-Belda et al., 1992) et les sardinelles ivoiro-ghanéennes en 1973 (Binet, 1982) sont autant d'exemples de stocks de petits pélagiques côtiers qui se sont effondrés après avoir connu une exploitation intensive doublée de conditions de milieu défavorables. La variabilité de ces espèces est provoquée par une combinaison des facteurs dont en particulier : la durée de vie relativement courte, leur comportement grégaire qui facilite leur détection et leur captures, et la forte productivité des écosystèmes dans lesquels elles évoluent (Csirke, 1995). Dans ce chapitre, on présente les pêcheries en activité dans cette zone pour la période 1991-2002²⁴. Après une présentation générale basée sur les travaux de la FAO au niveau de l'ensemble de la sous région, nous traitons de façon plus détaillée, les pêcheries actives dans la zone mauritanienne en analysant les données disponibles à l'IMROP.

4.1 Evolution de l'exploitation au niveau régional : capture par zones et espèce d'après les statistiques de la FAO

Nous avons vu (chapitre 2) que la pêche des petits pélagiques est une activité économique et sociale vitale pour les pays de la zone nord ouest africaine. L'exploitation est orientée sur plusieurs espèces appartenant aux groupes suivants :

- les carangidés dont les chinchards noirs (*Trachurus trachurus* et *T. trecae*) et le chinchard jaune (*Caranx rhonchus*) ;
- les clupéidés avec la sardine (*Sardina pilchardus*), les sardinelles plates (*Sardinella maderensis*) et rondes (*Sardinella aurita*) ;
- les scombridés représentés par le maquereau espagnol (*Scomber japonicus*)

Les captures des espèces accessoires sont composées soit d'espèces pélagiques comme l'anchois (*Engraulis encrasicolus*) ou bathypélagique comme le poisson sabre (*Trichiurus lepturus*), soit d'espèces davantage inféodées au fond (merlus, sparidés). Eu égard à l'origine des données (FAO, 2004), ces espèces jugées accessoires ne sont pas prises en compte à ce niveau. Elles feront l'objet d'une étude plus fine dans la partie traitant la zone mauritanienne.

4.1.1. Captures globales (Zone FAO : 34.1.3 et 34.3.1)

L'exploitation de ces ressources est assurée à la fois par des flottilles industrielles, presque exclusivement étrangères et des pêcheries artisanales principalement nationales. La pêche artisanale est pratiquée par des pirogues dont le taux de motorisation est très élevé en utilisant

²⁴ Le choix du début de la période est dicté par la nature des données statistiques. Ce n'est qu'à partir de 1991, avec l'instauration du journal de pêche en Mauritanie, que les données sont détaillées à l'échelle du jour et du carré statistique permettant ainsi des explorations poussées.

des engins de pêche très divers (FAO, 2004). La pêche industrielle est effectuée par des chalutiers étrangers et des senneurs semi-industriels au Sénégal dont le nombre est en forte baisse (FAO, 2003). Les captures, des espèces considérées ont connu des variations importantes puisqu'elles sont passées d'environ 600 000 tonnes en 1994 à plus de 1 200 000 tonnes en 1998 avant de se stabiliser autour de 800 000 tonnes pour les années récentes (Fig.4.1a et b).

La part relative de la pêche artisanale dans les captures (Fig.4.1a) est passée de 20.5 à 27.7 % entre 1991 et 2002 malgré le départ de la flottille des senneurs marocains de la zone Sahara en 1999. Cette évolution est principalement due au dynamisme de la pêche artisanale au Sénégal et le retrait partiel de la flottille industrielle de la zone Sahara et du Sénégal. Avec environ 30 % des débarquements, la sardinelle ronde (*S. aurita*) est la première espèce en importance dans la région (Fig.4.1b). Au cours de la période d'étude, la capture annuelle totale de cette espèce a fluctué entre 198 000 en 1991 à 460 000 tonnes en 1998. Les captures de la sardine (*S. pilchardus*) sont passées de plus de 650 000 tonnes en 1991 à 50 000 tonnes en 2001. Les débarquements annuels totaux de sardinelle plate (*S. maderensis*) ont été sensiblement inférieurs aux autres clupéidés fluctuant environ de 57 000 tonnes en 1994 à 165 000 tonnes en 1995 avec une moyenne d'environ 111 000 tonnes.

Parmi les chinchards, le chinchard noir africain (*T. trecae*) est le plus important avec une capture annuelle moyenne de 120 000 tonnes. Le chiffre correspondant pour le chinchard européen (*T. trachurus*) est approximativement de 56 000 tonnes, tandis que la capture moyenne de chinchard jaune (*Caranx rhonchus*) était, au cours de la même période, de 15 000 tonnes. Les captures de maquereau (*S. japonicus*) ont fluctué entre 100 000 et 200 000 tonnes, et la capture moyenne est de l'ordre de 130 000 tonnes (Fig.4.1b).

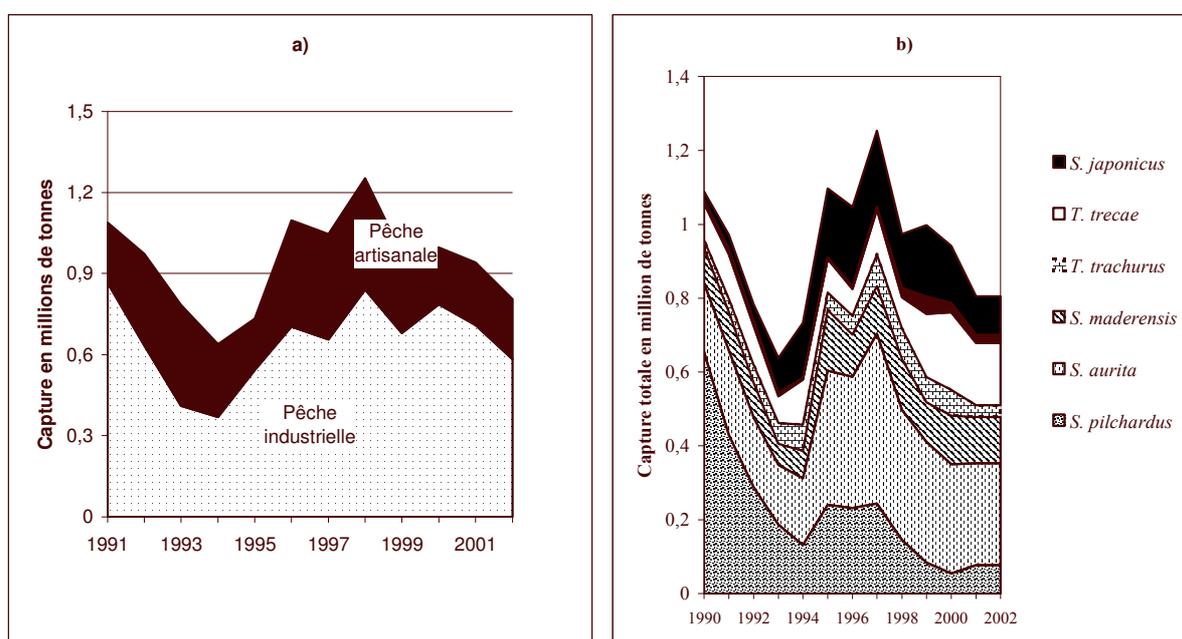


Fig.4.1. Captures des petits pélagiques dans la zone nord ouest africaine (zone FAO, 34.1.3 et 34.3.1) par type de pêche(a) et par espèces(b) (FAO, 2004)

4.1.2. Sénégal (Rapports des groupes de travail FAO)

Au Sénégal la pêche de petits pélagiques est essentiellement l'effet de la pêche artisanale. Jusqu'au début des années 1990, la flotte industrielle se composait de petits senneurs semi-industriels « sardiniens dakarois », de grands chalutiers et de senneurs industriels étrangers. Le nombre de « sardiniens dakarois » a décliné de façon continue. En 2001 et 2002, seulement

cinq unités étaient encore en activité. Les grands senneurs se sont retirés en 1994 et les chalutiers pélagiques russes en 1999. (FAO, 2002, FAO, 2003 et IMROP, 2004). En moyenne, les captures de petits pélagiques sont de l'ordre de 230 000 tonnes avec de larges variations. Ainsi, les prises totales sont passées de 180 000 tonnes en 1995 à plus de 284 000 tonnes en 1996. Il est en effet important de noter les fluctuations des captures des deux sardinelles avec des productions marquées en 1992 et 1996 et des minima en 1995 et 1999 pour se redresser par la suite. Ces deux espèces de sardinelles sont pêchées dans le même banc et en proportion apparemment constante : leur évolution paraît similaire. Les captures de la sardinelle ronde, en raison d'une valeur marchande plus élevée et probablement d'une grande abondance, sont plus importantes (130 000 tonnes contre 91 000 tonnes pour la sardinelle plate en moyenne). La contribution des autres espèces est faible. (Fig.4.2 a).

4.1.3 Mauritanie

Depuis 1999, 250 embarcations sénégalaises sont autorisées à pêcher ponctuellement dans les eaux mauritaniennes dans les mêmes conditions que les nationales. Par manque de suivi adéquat, leur activité n'est pas décrite. Pour l'ensemble du segment de la pêche artisanale, des estimations préliminaires l'évaluent à 40 000 tonnes (IMROP, 2004). Seules les données relatives à la pêche industrielle, mieux connues, sont présentées ici. Les captures des espèces cibles (sans considérer l'anchois, le sabre et les divers) passent de 126 000 tonnes en 1994 à 444 000 tonnes en 1996. Cette évolution rapide est due aux sardinelles dont les prises sont passées de 82 000 tonnes à 247 000 tonnes (Fig.4.2 b). La sardinelle ronde, est la principale espèce pêchée et représente plus de 86 % du total de ces deux espèces. Les chinchards représentent environ 38 % en moyenne des captures totales dans cette zone soit 125 400 tonnes dont 80 % est assuré par *Trachurus treceae*. Avec 13.5 % des captures la part du maquereau reste non négligeable. La contribution de la sardine est en moyenne marginale.

4.1.4.Sahara

Dans la zone Sahara, les flottilles en activité se composent de senneurs marocains et espagnols et des chalutiers pélagiques russes et ukrainiens et plus épisodiquement des chalutiers pélagiques de l'Union européenne. Les senneurs espagnols et les chalutiers russes se sont retirés de cette zone en 1999. L'effort de pêche des senneurs marocains est devenu négligeable à partir de 2001 (FAO, 2002). Au Sahara, l'évolution des captures traduit mieux qu'ailleurs l'importance des variations de cette activité. En effet, les prises ont été divisées par un facteur de dix entre le début et la fin de la période. Ainsi, la sardine, qui représente une espèce de première importance dans les captures dans cette zone, passe de 655 000 tonnes en 1991 à moins de 40 000 tonnes en 2001. Cette diminution est le reflet d'une chute de l'abondance observée dans les campagnes acoustiques doublée du retrait massif des flottilles. Les senneurs espagnols, retirés de la zone en 1999, ont pêché 125 000 t de sardines en 1996 (FAO, 2002). La sardinelle ronde voit sa contribution varier entre 300 tonnes en 1992 à plus de 80 000 tonnes en 1997 et 1998. Le maquereau, une autre espèce importante pour ce secteur, voit aussi sa contribution multipliée pas dix entre 1992 et 2000 (Fig.4.2c). Le chinchard d'Europe (*Trachurus trachurus*) est aussi une espèce dont les captures ne sont pas négligeables dans cette zone (10 % en moyenne).

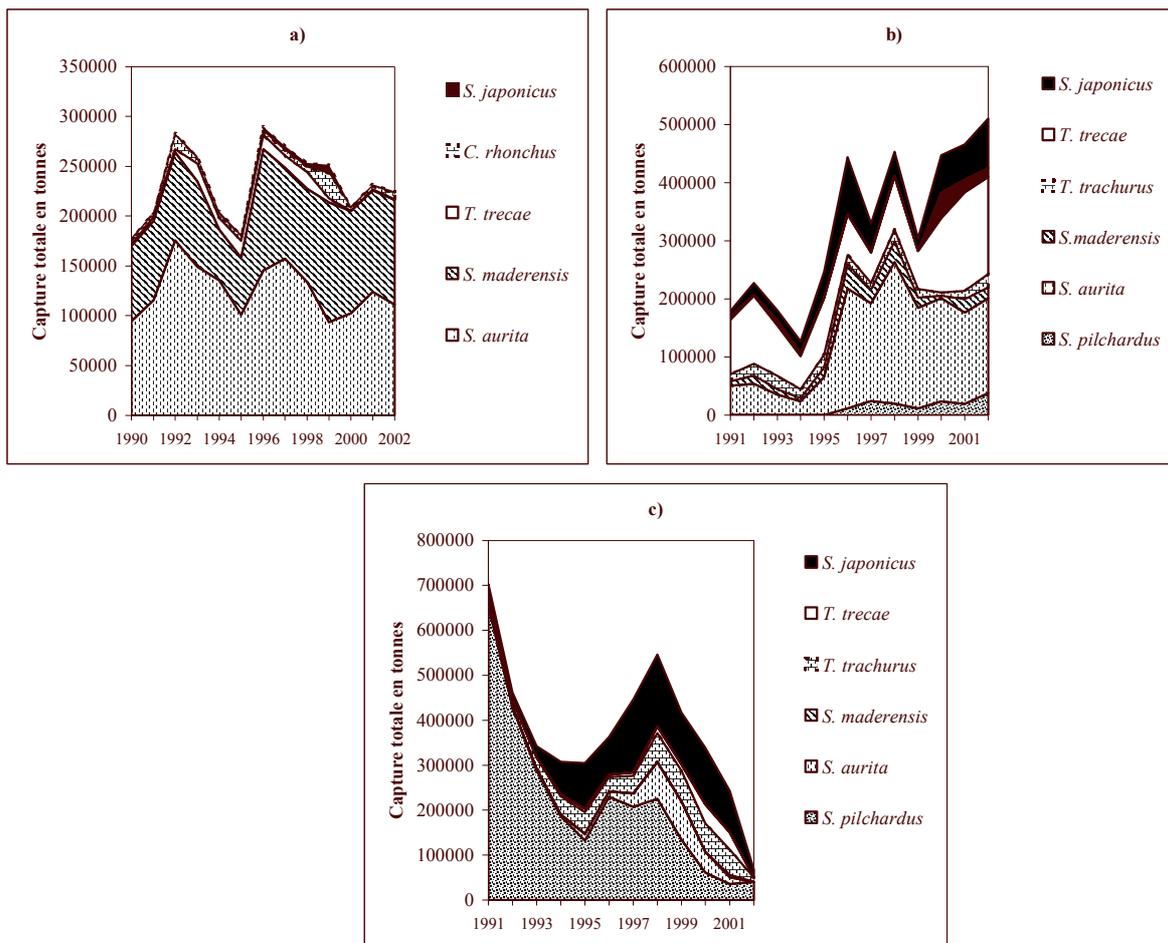


Fig.4.2 :Evolution des captures spécifiques a) dans la zone sénégalaise, b) dans la zone mauritanienne et c) dans la zone Sahara (Source, FAO, 2004)

4.2. Evolution de l'exploitation industrielle dans la zone mauritanienne : analyse des données disponibles à l'IMROP

Dans cette section, on analyse les statistiques commerciales de capture et d'effort dans la ZEE mauritanienne, pour la période 1991 à 2002. Il s'agit de mieux préciser l'évolution spatiale et temporelle de la répartition des espèces et de l'effort par type de bateau et par nationalité permettant ainsi de dégager les stratégies des principales flottilles.

Nous traitons et analysons dans la première partie de ce chapitre l'effort de pêche nominal par nationalité et type de bateau. Dans la deuxième partie, on décrit et on analyse l'évolution spatiale et temporelle des captures par espèces ou groupe d'espèces et par nationalité. Les problèmes des prises accessoires et des sous-déclarations seront développés chacun dans un point distinct. C'est le cas aussi des rejets de chinchards effectués par les flottilles démersales. Les résultats présentés ici sont l'objet de tableaux statistiques figurants en annexe.

4.2.1. Données et méthodes

Chaque bateau pélagique industriel en activité dans la ZEE mauritanienne doit remettre en fin de marée le journal de pêche à la Délégation à la Surveillance de Pêche et au Contrôle en Mer (DSPCM) où sont consignées des données relatives à l'activité de ce bateau. La Délégation transmet ces données à l'IMROP qui les intègre dans son Système Statistique. Les données

utilisées couvrent la période 1991-2002. Le fichier de base compte ainsi 335 821 enregistrements correspondant à la description journalière de l'activité de chaque bateau. Dans chaque enregistrement, sont disponibles les captures journalières par espèce ou groupe d'espèces (en kg), l'effort de pêche journalier (en heure de chalutage et nombre d'opérations), le code du navire, sa nationalité et en général ses caractéristiques (puissance motrice, longueur, largeur, jauge, poids des cales), la période (jour, année) et le secteur d'activité²⁵ (Fig 4.3).

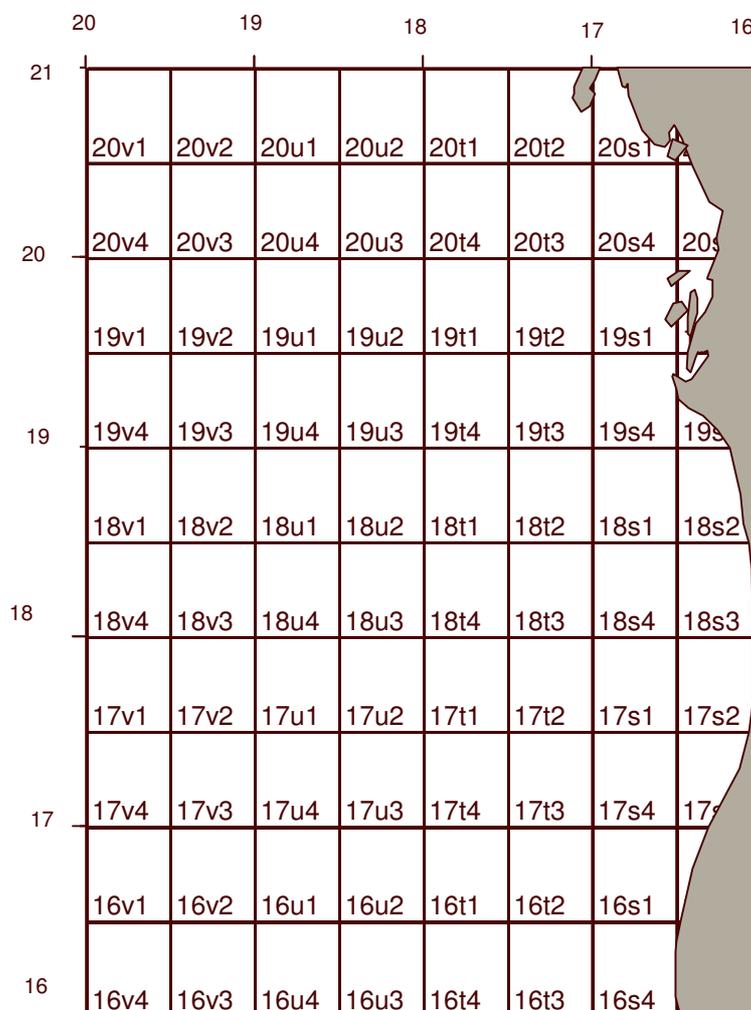


Fig.4.3. Identification des carrés statistiques dans la ZEE mauritanienne

Des variables, mois, saisons, zones, type de bateaux sont ajoutés au fichier de base. Les saisons sont établies sur la base du découpage proposé par Dubrovin et al. (1991). Suivant ces auteurs la saison froide s'étale de janvier à mai (Froide : F); la Saison de transition froide-chaude de juin à juillet (FC) ; la saison chaude d'août à octobre (Chaude : C) et la saison de transition chaude froide (CF). Pour le découpage zonal, le plateau continental mauritanien est subdivisée en deux zones :

La zone nord (N) : latitude 19°47 à 20°36N

La zone Sud (S) : latitude 16°04 N à 19°47'N

La classification en type de bateaux adoptée par les pays de l'Est européen a l'avantage d'utiliser plusieurs critères à la fois (longueur, puissance, TJB, capacité de congélation et capacité de cales). Cette classification a été largement utilisée (FAO,1986 ; Chavance,1990 ; Ould Soueilim,1992 ; Do Chi, 1994 ; FAO, 1995 ; Ould Deddah, 1995 et

²⁵ la zone mauritanienne est subdivisée en 80 secteurs ou carrés statistiques de 30 minutes de côté chacun

1999). Néanmoins, certains types se chevauchent pour quelques unes de leur caractéristiques (c'est le cas du type 3 et 4 en terme de longueur). En outre, en raison de l'origine très différente des bateaux sur la période récente il n'est plus possible de garder la même classification. Aussi, on a utilisé une classification sur la base de la longueur du bateau, en se référant, dans la mesure du possible à la classification de l'Est européen ci-dessus mentionnée sur le seul critère de la longueur et en intégrant de nouveaux types non prévues par cette classification (Tableau 4.1).

Tableau 4.1 : Classification par type des différents navires en activité dans la zone mauritanienne et caractéristiques moyennes (puissance et tonnage) de chaque classe.

LHT (m)	Type	Puissance (CV)	TJB
<=62	1	1568	2079
>=63 et <=82	2	2236	2501
>=82 et <=89	3	1972	2413
>=83 et <=85	4	2846	2753
>=86 et <=102	5	3475	4154
>=103 et <=121	6	4980	7339
>121	7	8410	10555
indéterminé	8	indéterminé	indéterminé

En outre, pour suivre l'évolution spatiale et temporelle des captures nous avons considéré deux périodes : la période du début qui va de 1991 à 1995 et la période récente de 1998 à 2002.

L'échantillonnage biologique à bord de ces bateaux est irrégulier pour la flottille russe. Pour la flottille hollandaise il est instauré à partir de 1999. Pour les autres flottilles, il n'y a pas d'échantillonnage. Aussi, il n'est pas possible de ventiler ces captures à une échelle spatiale et temporelle fine et les espèces sont groupées par catégorie.

Les espèces cibles sont les 3 chinchards qui sont groupés sous la rubrique "chinchards", les deux sardinelles groupés aussi sous une même rubrique. Le maquereau, la sardine, l'anchois et le sabre peuvent constituer une part importante des captures suivant les années et dans ce cas peuvent être considérées comme des espèces cibles.

Les traitements sont effectués sous Access Microsoft Access 2000 (9.0).

Pour le choix d'une unité de mesure de l'effort de pêche, nous disposons de 3 possibilités (FAO, 1980) :

1. **La durée du chalutage en heure par type de bateau.** Ce paramètre pourra traduire effectivement l'effort de pêche réellement exercé. Il permet en particulier d'éliminer le problème de saturation généralement observé lors des pics de production notamment chez les clupéidés. De plus, d'autres problèmes imprévisibles telles que les arrêts et les immobilisations n'affectent pas cette mesure. Les immobilisations en particulier étaient très nombreuses dans le début des années 1990, suite à la désorganisation du circuit traditionnel d'avitaillement de ces unités en carburant, en vivre et en matériel de pêche (MPEM, 1995). Cependant, cette unité ne tient pas compte du temps de recherche qui peut être parfois important surtout pour un bateau isolé ne bénéficiant des stratégies de groupe largement adopté dans cette zone.
2. **Le jour de pêche par type de bateau.** Le principal avantage de cette mesure est qu'elle intègre le temps de recherche dans l'effort de pêche. Par contre, elle présente plusieurs inconvénients liés en particulier à la comptabilisation des arrêts de pêche pour diverses raisons (saturations, problèmes mécaniques etc.).

3. **Le nombre d'opération de pêche par jour de pêche.** Cette unité peut donner des indications intéressantes sur le nombre de banc rencontré. Elle ne renseigne pas sur l'importance du banc détecté.

Pour le choix de l'unité de l'effort de pêche la plus appropriée (jour de pêche et heure de chalutage), nous suivons l'évolution annuelle des CPUE individuelles de cinq bateaux, dont les activités étaient relativement régulières dans la zone. A cet effet, nous avons considéré le cas des chinchards (série plus longue) lorsque les captures de ce groupe sont supérieures à 40 % des captures globales au niveau du coup de chalut ou du jour de pêche suivant les cas.

4.2.2. Effort nominal

- **Evolution du nombre de bateaux**

Les flottilles opérant dans la ZEE mauritanienne pendant cette période, appartiennent à 23 nationalités différentes qui ont opéré dans cette zone (Fig.4.4). Il s'agit des flottilles de l'ex Union soviétique (Russie, Ukraine, Lituanie, Lettonie et Estonie) de l'Union européenne (Pays Bas, France, Grande Bretagne, Suède, Allemagne) et d'une multitude d'autres flottilles dont plusieurs battent pavillon de complaisance : Malte, Chypre, Pologne, Panama, Ghana, Iles Marshall, Saint Vincent et Grenadine etc. Un seul bateau industriel battant pavillon mauritanien a exercé de façon épisodique en 1996, 1998 et 2001.

Parmi les flottilles en présence, trois sont les plus importantes : les flottes russes (26 unités en moyenne ; Coefficient de Variation (C.V) : 10.2 %), ukrainiennes (13 unités, CV : 26 %) et hollandaises (6 unités ; CV : 38 %). Ces deux dernières flottilles sont respectivement présentes depuis 1994 et 1996. Les performances et la composition spécifique de ces trois flottilles feront l'objet de comparaison sur leur période de présence commune dans la zone.

Entre 1992 et 1994 on observe le retrait d'une partie de la flotte (Fig.4.4). Ce retrait fait suite aux bouleversements qui se sont produits dans les pays de l'Est européen qui étaient, à l'époque, les seuls pays pêcheurs dans cette zone. Les armateurs évoquent aussi le problème des conditions générales d'exploitation en particulier la clé de la répartition²⁶. Avec le changement de cette clé de répartition au profit des armateurs qui est la cinquième modification depuis le début des années 1980 pour un affrètement classique (Weigel, 1999) et l'instauration des licences libres de pêche, on assiste par la suite à une reprise nette de l'activité par l'arrivée de nouvelles flottilles.

²⁶ Actuellement, la clé de répartition précise que 80 % du produit de la pêche reviennent au frêteur qui supporte l'ensemble des charges d'exploitation contre 20 % à la partie mauritanienne. De ces 20 %, 12,7 % sont versés à l'Etat mauritanien et les 7,3 % restant à l'affrêteur qui prend en charge les marins mauritaniens et les dépenses locales.

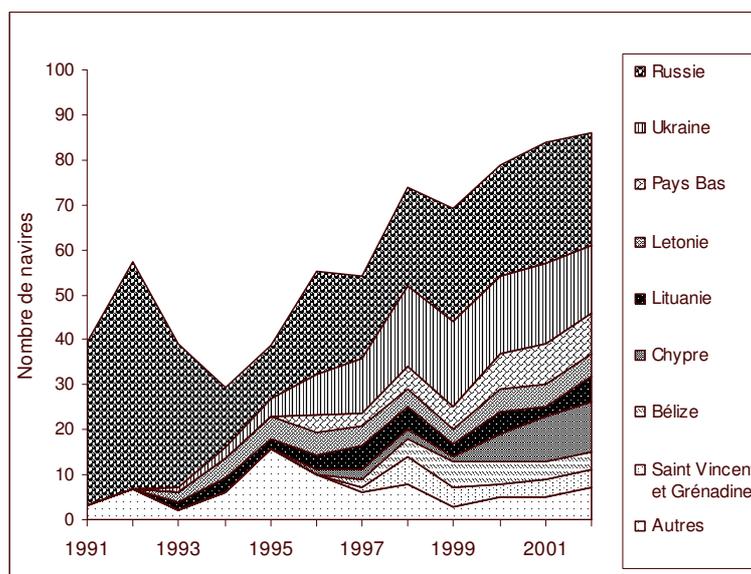


Fig. 4.4 : Evolution annuelle du nombre de navires par pays pêcheur dans la ZEE mauritanienne

- **Choix d'une unité de l'effort de pêche**

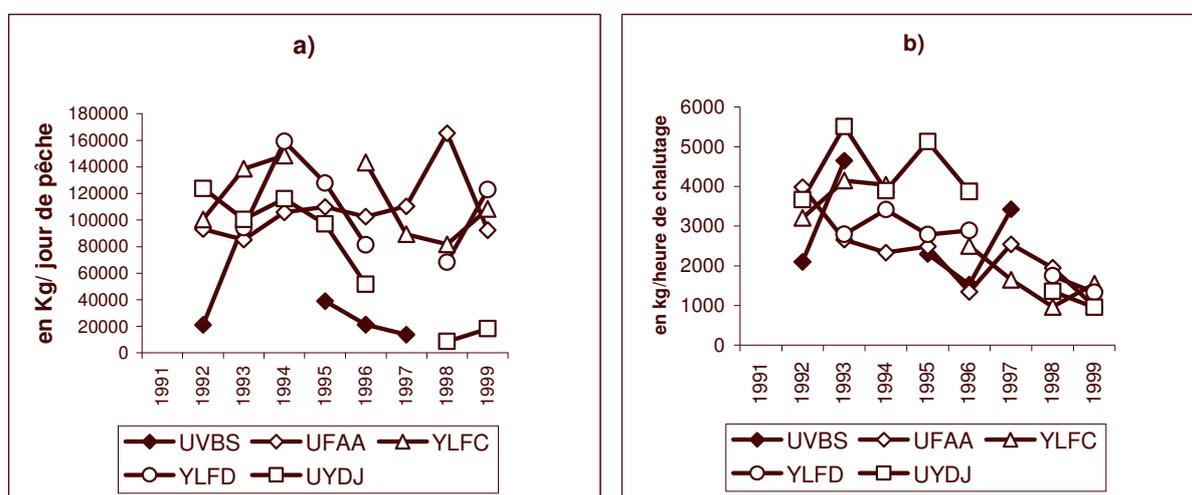


Fig.4.5. tendances annuelles des CPUE individuelles de 5 navires russes en jour de pêche (a) et en heure de chalutage (b).

Dans le cas des CPUE par jour de pêche, aucune tendance claire ne se dégage (Fig.4.5a). En revanche, l'évolution de CPUE par heure de chalutage montre une nette tendance à la baisse et les séries semblent corrélées entre elles (Fig.4.5b). Cette dernière tendance est confirmée par celles des campagnes acoustiques abordée dans le chapitre suivant. En fait dans le cas des chalutiers, contrairement aux senneurs, le temps de recherche n'est pas important (FAO,1980). Sur cette base, le choix de l'unité d'effort est l'heure de chalutage.

- **Effort nominal en heures de chalutage et par type de bateau**

Entre 1994 et 2002, l'effort nominal en heure de chalutage a été multiplié par quatre environ ; celui en nombre de bateau par un facteur de trois (Fig.4.6). Pour expliquer cette différence, il faut rappeler que les bateaux sont plus récents et plus puissants (cas des flottilles de l'Union européenne notamment) et l'avitaillement réguliers (Ould Taleb Sidi, 2002). Les immobilisations sont donc beaucoup moins fréquentes qu'au début des années 1990 quand les circuits d'avitaillement et de commercialisation de la production était encore très désorganisés en raison des effets de la dislocation de l'Union soviétique (Ould Taleb Sidi et al., 1997).

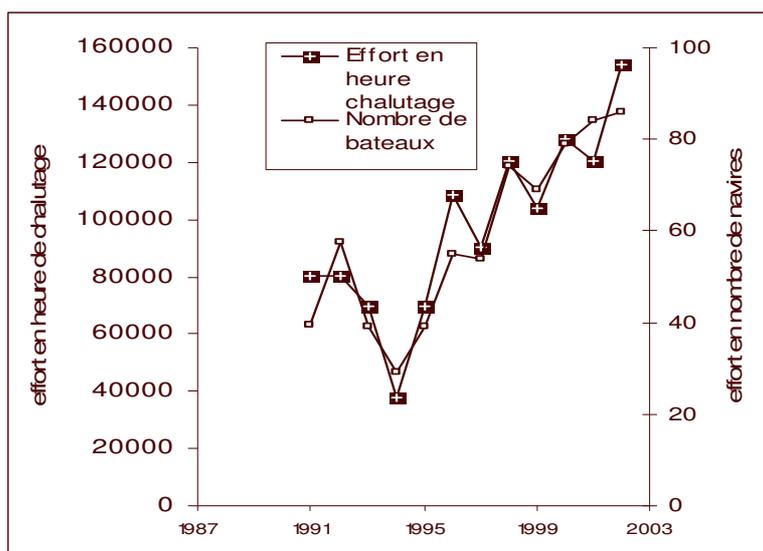


Fig.4.6 Evolution annuelle de l'effort de pêche nominal en heure de chalutage et en nombre de navire dans la zone mauritanienne

Suivant le type de bateau, c'est la catégorie 5 qui contribue de la façon la plus significative à l'effort de pêche : 65.5 % (CV : 39 %) en moyenne sur les 12 ans. Les catégories 6 et 3 concourent respectivement à hauteur de 16 % (CV : 70 %) et 6 % (CV : 80 %) (Fig.4.7). De grandes disparités sont observées entre le début de la période et sa fin. Ainsi, le type 3 qui représentait jusqu'à 26 % en 1991 ne participe plus qu'avec 2 % en 2002. A l'inverse, la catégorie 6, absente dans la zone en 1991, contribue avec 22 % en 2002.

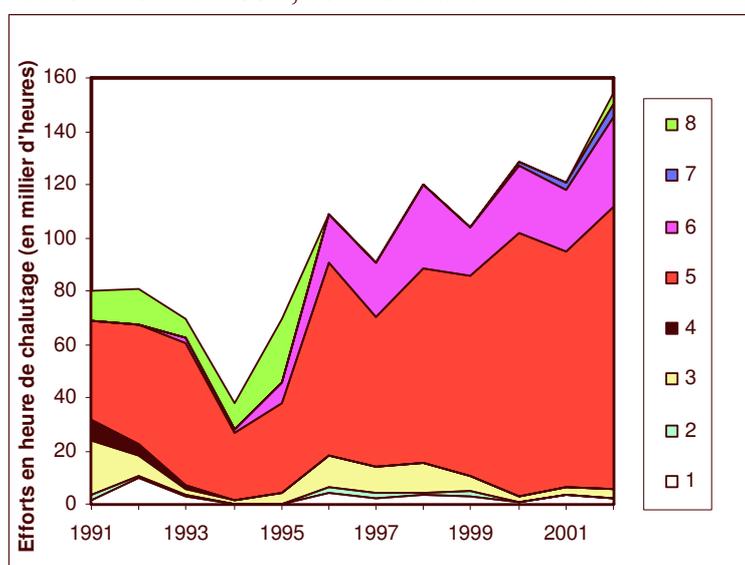


Fig.4.7 Effort de pêche nominal en heures de chalutage par type de bateau

L'évolution de l'effort nominal en heure de chalutage (Fig.4.7) peut être comparé avec un effort « effectif » en Kw. heure d'après l'équation 1 et considéré en première approximation comme une mesure de l'effort effectif (Fig.4.8). Ce calcul met en évidence un accroissement plus important de la pression de pêche. Entre 1991 et 1994, la baisse de l'effort nominal concerne en particulier les bateaux de faible puissance et n'est donc que partiellement traduite en effort effectif. Depuis 1994, ce sont principalement les classes 5 à 7 qui augmentent et l'effort effectif en KW.h. est multiplié par 6. L'évolution des tendances est presque la même dans les deux figures si on tient compte de l'échelle et de l'absence de la catégorie 8 dans la

deuxième figure en raison de l'absence de données sur les puissances (type indéterminé).

$$Effect = \sum fh_{cat} \times \overline{KW}_{cat} \quad (1)$$

où Effect : effort effectif

fh_{cat} : Effort nominal du type de bateau

\overline{KW} : puissance moyenne par type de bateau

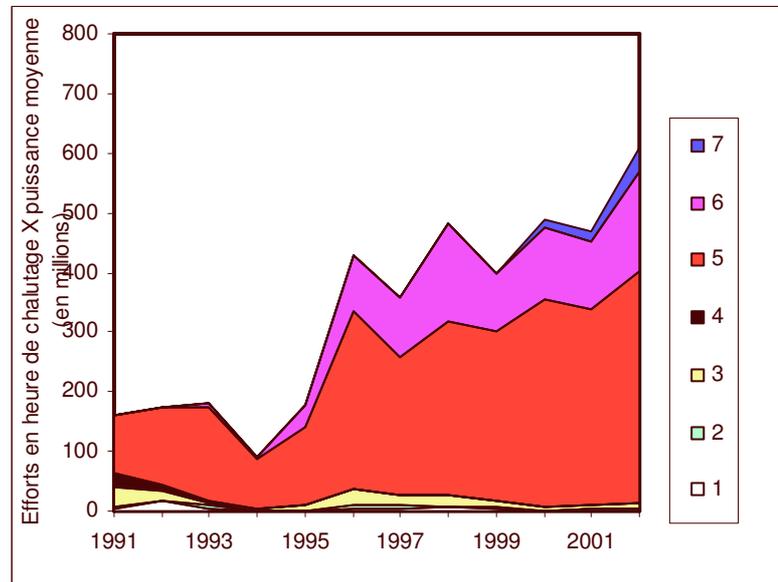


Fig.4.8. Effort effectif (Nombre d'heures de chalutage X puissance moyenne) par type de bateau

L'évolution annuelle des caractéristiques moyennes (TJB X KW) par catégorie de bateau met en évidence que les catégories 1 et 3 ont des tendances proches et relativement stables. En revanche, la catégorie 5 évolue rapidement en début de période avant de se stabiliser plus ou moins à partir de 1995. Les catégories 6 et 7 sont plus variables (Fig.4.9)

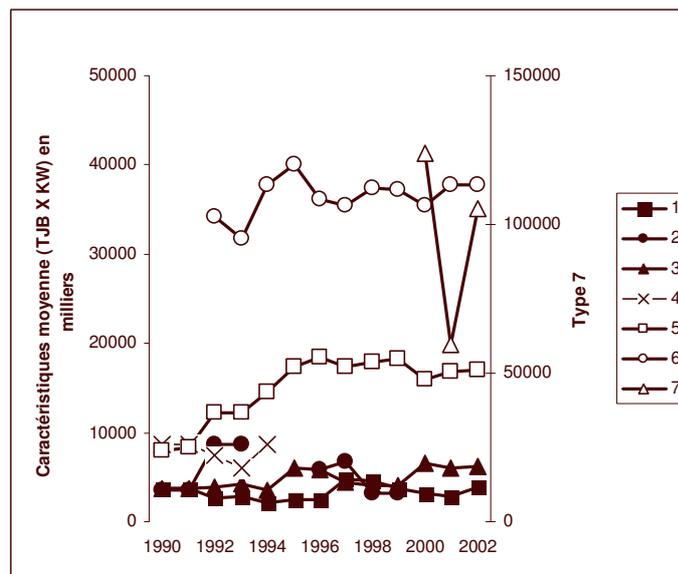


Fig.4.9. Caractéristiques moyennes annuelles (TJB moyenne X KW moyenne) par type de bateau

- **Variation spatiale et saisonnière de l'effort nominal en heures de chalutage**

L'effort de pêche est inégalement réparti tant sur le plan saisonnier qu'au niveau des zones. La saison froide contribue à elle seule à 43.54 % de l'effort nominal alors que la saison de transition chaude-froide (CF) atteint 14 % (Fig.4.10). Ce qui est frappant, c'est la saisonnalité différente avec au sud un effort très faible en saison chaude, alors qu'il est maximal au nord. On passe ainsi, d'une situation d'exploitation de l'ensemble de la zone en début d'année (Froide) à une concentration de l'effort dans la seule nord en saison froide chaude et chaude.

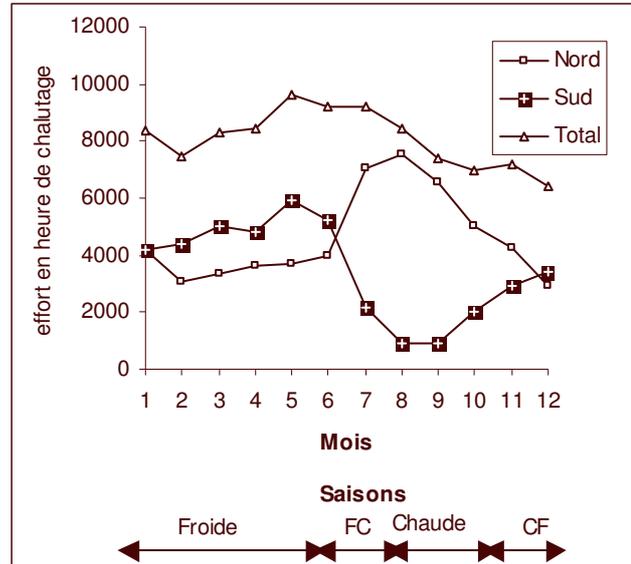


Fig.4.10. Variation spatiale et temporelle de l'effort de pêche en heure de chalutage (moyenne 1991-2002)

En début d'année la répartition relativement large s'explique par la présence de la sardine, du chinchard d'Europe et probablement les sardinelles du stock mauritano-saharien qui peuvent coloniser tout la zone mauritanienne avec la descente du courant des Canaries vers le sud. Entre juin et août, la flottille accompagne les espèces venant du Sénégal dans leur progression vers le nord avec les masses d'eaux chaudes. A partir de septembre, avec le début de refroidissement de la zone, les ressources tropicales débutent leur migration en sens inverse. Les flottilles les suivent dans ce nouveau déplacement vers le sud. En fin d'année, on observe une tendance à la diminution de l'effort mensuel (Fig.4.10). Binet et al. (1998) et Ould Dedah (1995) ont mis en évidence un mouvement de flottilles similaire dans la même zone. Chavance (1990) a démontré que la remontée du sud au nord des flottilles (soviétiques et roumaines essentiellement) a lieu en juin 1986, en juin- juillet 1987 et en juillet 1988. Il attribue ce décalage au fait que les rendements en chinchards dans la zone sud sont restés élevées en juin 1988.

- **Nombre d'heures de chalutage moyens par jour pour les 3 principales flottilles**

Globalement les bateaux de même type réalisent un volume journalier de chalutage comparable sauf pour les bateaux ukrainiens de type 6 qui ont effectué un nombre d'heures de chalutage relativement bas (Tableau 4.2) sur la période considérée.

Pour les chalutiers russes et ukrainiens, la capacité de traitement journalière maximale ne dépasse pas 60 tonnes par jour. Quantité qui peut être pêchée en un seul coup de chalut. Les capacités de traitement peuvent constituer une limite surtout pendant les périodes d'abondance. Ce phénomène est aussi observé chez les flottilles de l'Union européenne qui ciblent les sardinelles et qui sont plus abondantes que les chinchards. Mais pour ces flottilles, la capacité de traitement est 5 à 6 fois supérieure. En revanche, les flottilles russes et

ukrainiennes disposent d'unités de transformation en sous-produits (farine et huile) et peuvent se permettre de pêcher une plus grande diversité d'espèces.

Tableau 4.2: Nombre d'heures de chalutage par jour de pêche sur la période 96-99 pour les trois principales flottilles et par type de bateau en activité.

Type bateau	Nationalité		
	Pays Bas	Russie	Ukraine
Type 5	10	11	10
Type 6	13	13	8

4.2.3 Composition spatiale et saisonnières des captures

Dans les années quatre vingt dix deux pics proches de 600 000 tonnes sont enregistrés en 1996 et 1998. Après une chute en 1999, un nouveau record est observé en 2002 (plus de 650 000 tonnes). Les captures ont donc plus que triplé par rapport à 1994. Cette augmentation est due en partie à l'accroissement de l'effort de pêche suite à l'entrée de nouvelles flottilles dans la zone et à l'augmentation de l'abondance des anchois et des sardinelles (Fig.4.11 a et b). L'évolution presque proportionnelle entre l'effort de pêche en heure de chalutage et les captures totales est à signaler (Fig.4.11a). Ceci s'explique sans doute par partie par le remplacement des espèces mais peut également résulter d'un accroissement de puissance de pêche horaire. Le changement de stratégie de pêche qui s'en suit maintient un niveau stable de captures. On peut aussi admettre que les chalutiers en activité ne pêchent que lorsqu'il détectent des bancs. Cependant Ould Taleb Sidi (2000) avait mentionné que le temps moyen d'un coup de chalut est de 3 h 36 mn pour ces bateaux. Ce qu'on observe aussi c'est que généralement le chalut est remis à l'eau dès que le poisson provenant du chalut précédent est mis dans les cales.

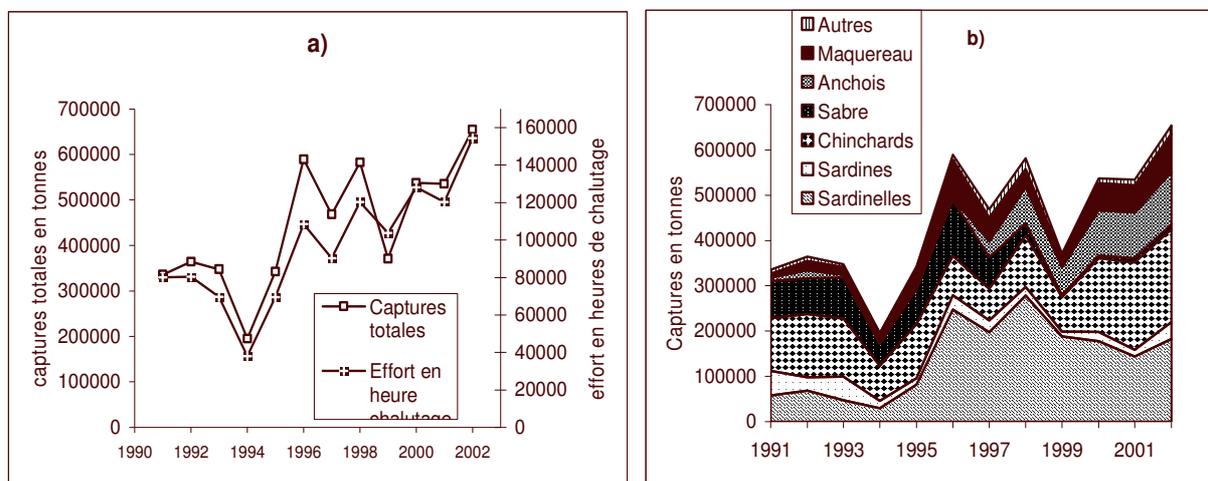


Fig.4.11. Evolution annuelle des captures totales et de l'effort de pêche nominal en heure de chalutage (a) et captures totales par espèces ou groupes d'espèces (b)

Globalement, pour la période (1991-1995), la contribution moyenne de la saison froide s'élève à 126 600 tonnes (40 %). Elle atteint 237 500 tonnes (44 %) lors de la période 1998-2002. Celle de la saison de transition froide chaude passe de 56 600 tonnes (18 %) à 122 000 tonnes (23 %) entre les deux périodes au détriment des saisons chaudes et chaude-froides (Fig.4.12 a et b).

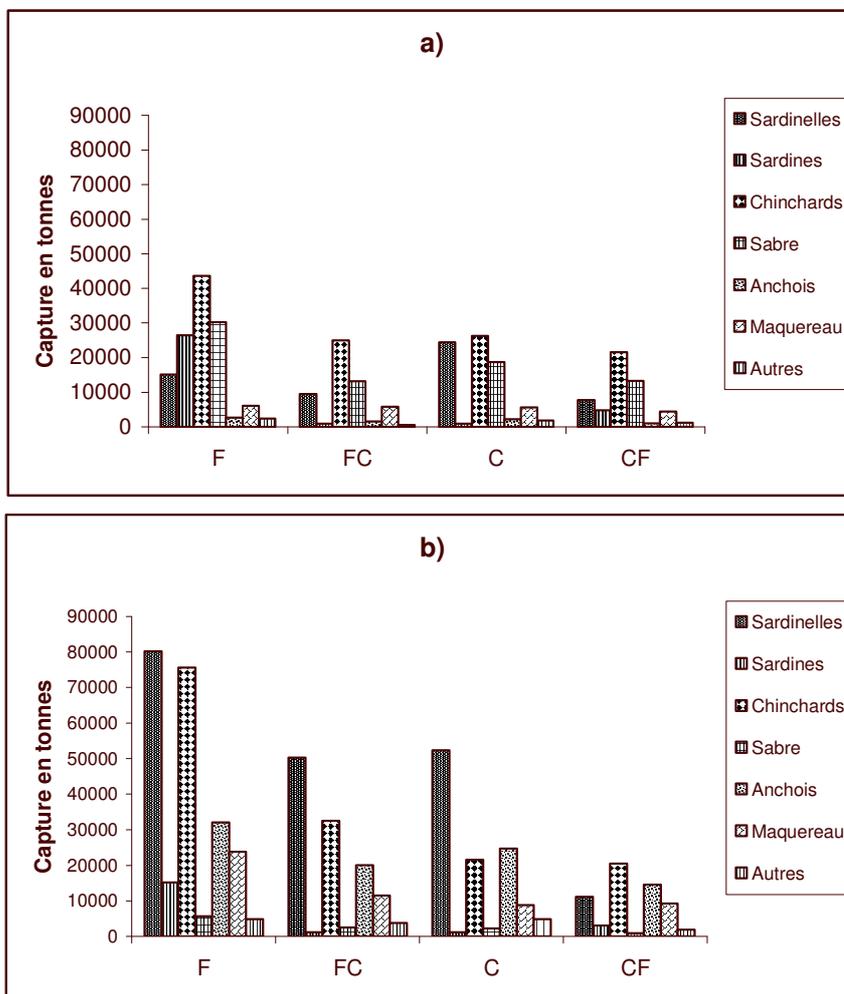


Fig. 4.12. Comparaison de la saisonnalité moyenne de la composition des captures pour la période 1991-1995 (a) et 1998-2002 (b)
 L'amélioration de la contribution de cette saison est principalement due à celle des sardinelles qui voient leur capture moyenne passer de 15 200 tonnes en première période à plus de 80 000 tonnes en seconde période.

Lorsqu'on s'intéresse aux répartitions par zone, les captures les plus importantes sont observées en zone sud dans la première période 167 700 tonnes (53 %). En revanche, elles sont légèrement plus grandes en zone nord pendant la seconde période 276 000 (51 %) (Fig. 4.13a et b). En terme spécifique, les captures dans la zone nord sont les plus importantes pour les sardinelles (50 et 58 % respectivement pour les deux périodes), la sardine (87 % dans les deux périodes), l'anchois (61 et 50 %), le maquereau (62 et 51 %) et le groupe autres espèces. Alors qu'en zone sud, seuls les chinchards (69 et 63 % pour les deux périodes respectivement) et le sabre sont les plus mieux pêchés. (Fig.4.13 a et b).

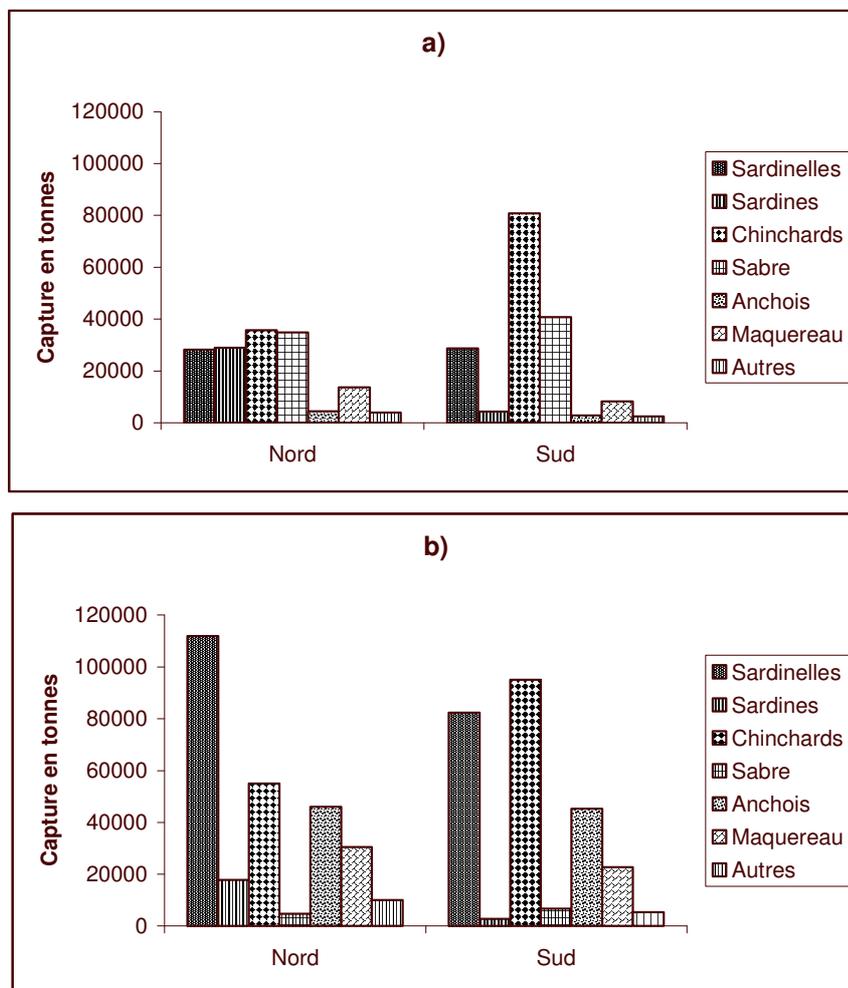


Fig. 4.13. Répartition moyenne par zone de la composition des captures pour la période 1991-1995 (a) et 1998-2002 (b)

Comment peut-on expliquer la richesse apparente de la zone nord pour 5 des 7 espèces ou groupes d'espèces alors que cette zone n'occupe que moins d'un degré de latitude contre 3 ° 47' dans le cas de la zone sud ? Plusieurs raisons à cela. Tout d'abord l'upwelling se manifeste de façon permanente dans cette zone alors qu'il n'apparaît en zone sud « que » pendant 9 mois tout en étant moins intensif. De plus, le plateau continental est plus large en zone nord qu'en zone sud. Enfin, cette zone est entaillée de profonds canyons (cf Chapitre 1) qui semblent jouer un rôle important dans les phénomènes d'upwelling, particulièrement dans la canalisation des remontées d'eau profondes le long de la pente continentale. Par ailleurs, la répartition des captures sardinelles, qui était homogène entre les deux zones en première période, a augmenté de façon significative en zone nord en seconde période probablement pour deux raisons. En première période, l'effort était davantage orienté vers les chinchards qui sont plus pêchés en zone sud. En outre, il n'est pas exclu que le stock mauritano-saharien de

sardinelles rondes, dont le centre de gravité se trouve dans cette zone, soit responsable de l'augmentation de l'abondance et des captures observées dans cette zone.

L'évolution mensuelle des captures totales met en évidence une augmentation importante de celles-ci de mai à août et d'octobre à novembre pour les deux périodes (Fig.4.14 et 4.15). Le premier pic est essentiellement l'effet des sardinelles, des chinchards et du maquereau. L'augmentation des prises des sardinelles et des chinchards traduit la concentration de ces deux groupes d'espèces en période de reproduction. Le second pic correspond à une augmentation de la pêche des chinchards de l'anchois, du maquereau et de la sardine. Le premier pic des chinchards coïncide avec la remontée massive, dans cette la ZEE mauritanienne de *Trachurus trecae* à affinité tropicale et accessoirement *Caranx rhonchus*. Pour le second pic des chinchards, il s'agit de l'arrivée en ZEE mauritanienne des concentrations génésiques de l'espèce tempérée *Trachurus trachurus* (FAO, 1987, Chavance, 1990).

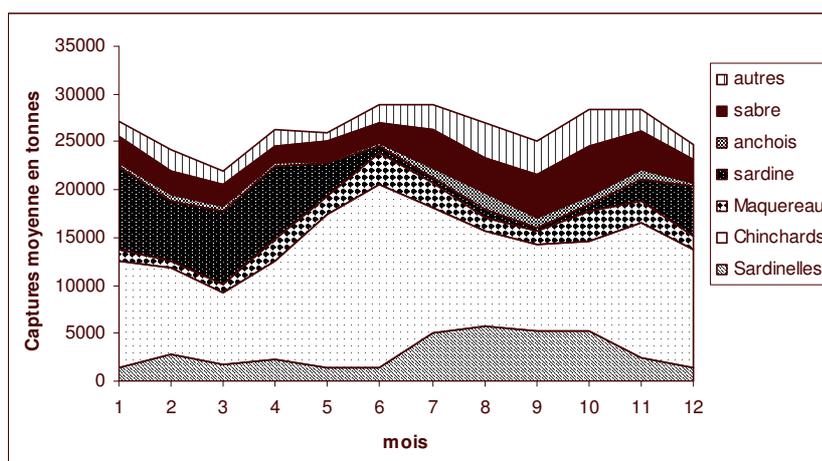


Fig.4.14 : Evolution des captures moyennes mensuelles pour la période 1991-1995

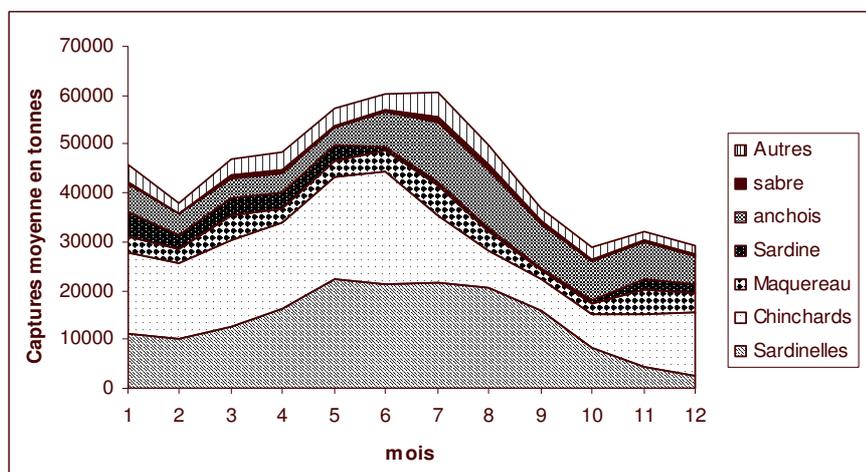


Fig.4.15 : Captures moyennes mensuelles par espèce pour la période 1998-2002

4.2.4. Captures annuelles par espèces ou groupes d'espèces :

Nous avons déjà montré que l'accroissement important des captures totales traduit l'augmentation de l'effort de pêche et l'abondance de certaines espèces dont les sardinelles et les anchois. L'évolution des captures saisonnières et spatiales montrent de rapides changements (Fig. 4. 12 et 4.13).

- **Anchois**

En moyenne, le poids de cette espèce dans les captures globales est passé de 2.2 % (7 500 tonnes) pour la première période à 17 % (91 300 tonnes) en seconde période où sa contribution dans les captures globales est la plus importante en saison chaude-froide (24%). La capture de cette espèce a été multipliée par trente entre 1994 et 1998. D'après les résultats de 3 campagnes acoustiques russes réalisées dans la zone entre 1995 et 1998, l'abondance de l'anchois est passé de 5 000 tonnes à environ 100 000 tonnes respectivement (Ould Taleb Sidi, 2000). L'amélioration des captures traduit donc effectivement une augmentation importante de la biomasse de cette espèce. Cet accroissement est aussi lié directement à l'augmentation de l'effort de pêche et surtout à un changement de stratégie de pêche notamment avec l'arrivée de la flottille de Saint Vincent et Grenadine en 1997. Cette espèce représente alors 23 % pour cette flottille contre 4 % pour l'Ukraine et 11 % pour la Russie. En 1998 et 1999 la proportion de l'anchois augmente dans les captures de plusieurs flottilles (elle atteint par exemple 25 % pour la Russie). Le cas le plus remarquable est le changement très brusque de la flottille de chypre qui en 1998 n'a pas débarqué d'anchois alors qu'en 1999, les captures de cette espèce représentent 31 % de ses débarquements globaux (Ould Taleb Sidi, 2002).

Pourtant cette espèce dont la taille modale tourne aux alentours de 10 cm (Ba, 1988; IMROP données non publiées) ne constitue pas a priori une cible des bateaux pélagiques car les engins utilisés ne sont pas adaptés : le maillage de 40 mm est probablement trop grand pour la pêche de cette espèce de petite taille.

Pour les deux période, les captures sont majoritairement effectuées en saison froide (36% et 35 % respectivement pour la première et seconde période) et sont relativement stables pour les différentes saisons entre les deux périodes.

Cette espèce est distribuée davantage dans la zone nord (61%) en première période pour voir la contribution des deux zones s'équilibrer entre les deux zones en deuxième période.

- **Sardinelles**

Les captures des sardinelles ont été multipliées par trois entre 1995 et 1996 passant de 82 000 tonnes à 247 000 tonnes pour atteindre 280 000 tonnes en 1998. Après une chute marquée, les captures se sont stabilisées autour de 180 000 tonnes. Pour l'ensemble de la période, *Sardinella spp* représentent 32 % de l'ensemble des captures. Ces captures sont plus élevées en seconde période où elles atteignent 36.2%. Sur la période récente, leur contribution dans les captures globales est sensiblement équivalente pour les trois premières saisons (entre 41 et 45%) avant de chuter en fin d'année (novembre-décembre) à 18 %, alors qu'en début de période, elles étaient surtout signalées dans les prises en saison chaude (31 % des captures globales). Ces débarquements sont réalisés dans les deux zones de façon équivalente en début de période (50 % chacune), mais le poids de la zone nord devient plus important (58%) en seconde période.

- **Chinchards**

De 1991 à 1995, les captures des chinchards occupent la première place avec 37 % des captures de petits pélagiques dans la zone mauritanienne. Ces espèces ne représentent en moyenne plus que 28 % sur la période récente (1998-2002).

A l'intérieur de ce groupe, les prises de la saison froide (janvier-mai) atteignent 37 % en première période, et 50 % en deuxième période. Celle de la saison chaude est de 23 et 14 % respectivement. La saison de transition froide-chaude voit sa contribution rester sensiblement stable entre les deux périodes. Alors que la saison de transition chaude froide accuse un net recul de 19 à 14 %. Ce qui pourrait être interprété par le fait que la diminution observée dans la proportion des chinchards est due au chinchard d'Europe qui est une espèce d'affinité tempérée.

La répartition spatiale des captures est très inégales entre les deux zones puisque la zone sud contribue avec 69 % en première période et 63 % en seconde période.

- **Sabre**

Cette espèce qui représente plus de 75 000 tonnes en moyenne en première période (24%) s'est presque effondrée puisqu'elle ne représente plus que 11 000 tonnes en seconde période (2%). Pour les deux périodes, son importance, par rapport aux autres espèces, est relativement stable au fil des saisons. C'est le cas aussi pour les deux zones.

- **Sardine**

Elle présente une baisse sensible entre la première période (10% des captures) et la seconde période (4 %). Les captures de cette espèce sont réalisées majoritairement en zone nord (87 % et 19 % des captures totales en début de période) et en saison froide (75% des prises de cette espèce et 21 % des captures globales) et secondairement en fin d'année (14 %).

- **Maquereau**

La proportion de cette espèce est passée de 7 % en 1991-1995 (10 % entre juin et juillet) à 10 % en 1998-2002 (15 % intersaison chaude-froide). Sur le plan saisonnier, les captures de cette espèce diminuent du début à la fin de l'année pour les deux périodes. Entre ces deux périodes, on observe un rééquilibrage entre les deux zones puisque les captures en zone nord représentent 62 et 57 % pour la première et seconde période respectivement.

- **Autres espèces**

Ce groupe, composé de merlus, de dorades, de thons et de divers démersaux, voit sa contribution passer de d'environ 2 à 3 % entre les deux périodes. En première période c'est la saison froide qui est la plus importante (40%) en deuxième période c'est la saison chaude (32 %). La zone nord représente la contribution la plus importante pour les deux périodes (62 et 65 % respectivement)

4.2.5. Evolution des captures des trois principales flottilles

Si les principales flottilles industrielles pêchent globalement les mêmes espèces, la proportion de ces espèces dans les captures est sensiblement différente (Tableau 4.3). Si on s'intéresse uniquement à la période de présence commune pour les trois flottilles, à partir de 1996 on peut distinguer la tendance suivante:

- La flottille de la Fédération de la Russie (SUN) cible en priorité les chinchards et les maquereaux. Le groupe des clupéiformes (sardinelles, anchois et sardines) peuvent constituer des cibles secondaires lorsque le premier groupe n'est pas abondant. Ainsi, pour ces flottilles la proportion des sardinelles est passée de 18 % à 34 % en 1996 et 39 % en 1999 avant de voir sa contribution relative décline pour se stabiliser à 20 % environ.

- Les flottilles de l'Union européenne, conduites par la flottille hollandaise, pêchent les sardinelles (plus de 80 % des captures), les sardines et accessoirement les chinchards. Le maquereau qui était négligeable dans les captures de ces flottilles (moins de 2 % entre 1996 et 1999) a vu sa part atteindre 14 % en 2002.

- La flottille Ukrainienne paraît la plus opportuniste. En effet, et contrairement à la flottille russe dont elle est issue, elle a dès le départ adopté une stratégie orientée vers le maquereau avant de s'orienter vers une stratégie de mixte sardinelles-chinchards.

Sur leur période de présence, les captures moyennes de la flottille ukrainienne sont d'environ 62 000 tonnes contre 75 000 tonnes dans le cas de la flottille hollandaise (Fig.4.16). Pourtant le nombre moyen de bateau de ces flottilles est respectivement de 13 et 6 unités. En outre, contrairement à la flottille hollandaise qui se retire de la zone en fin d'année, la flottille ukrainienne reste en activité toute l'année. Cette grande différence de rendement des navires entre ces deux pays pêcheurs s'explique dans le cas de la flottille hollandaise, par un meilleur équipement technologique (tendance au chalutage « presse bouton »), automatisation de la majeure partie des opérations de congélations et de stockage et par la stratégie de pêche qui vise la capture massive des sardinelles qui sont beaucoup plus abondantes que les chinchards et le maquereau.

Tableau 4.3 : contribution par espèces ou groupes d'espèce dans les captures globales par flottille (en %)

	Sardinelles			Chinchards			Maquereau			Autres espèces		
	NLD	SUN	UKR	NLD	SUN	UKR	NLD	SUN	UKR	NLD	SUN	UKR
1991	-	18	-	-	33	-	-	3	-	-	46	-
1992	-	19	-	-	37	-	-	5	-	-	39	-
1993	-	14	-	-	35	-	-	5	-	-	45	-
1994	-	13	25	-	40	7	-	10	36	-	36	31
1995	-	25	29	-	35	11	-	13	28	-	27	33
1996	86	34	51	4	16	7	2	17	18	8	33	23
1997	85	33	50	4	17	6	2	12	13	9	37	31
1998	87	34	59	3	26	11	1	9	4	9	31	25
1999	90	39	43	3	24	25	1	6	5	6	31	27
2000	79	21	32	6	36	23	7	14	12	8	30	34
2001	73	21	29	7	38	24	6	12	10	14	28	36
2002	67	20	28	8	29	24	14	16	11	10	35	38
Moyenne	80	25	40	5	30	15	5	10	12	9	36	33

Les bateaux hollandais peuvent, en effet, traiter 5 fois à 6 fois le volume de la production pour les vieux bateaux ukrainiens par jour (45-60 t/ j pour les flottilles ukrainienne contre 250-300 t/j dans le cas de la flottille hollandaise). La capacité effective des bateaux récents russes et Ukrainiens est inconnue. Dans le cas de la flottille hollandaise, l'utilisation de la pompe pour aspirer le poisson dans le chalut joue et permet à cette dernière flottille un gain de temps appréciable. De telles performances assurent aux bateaux hollandais, et de l'Union européenne de façon générale, une très grande marge de manœuvre. Il arrive parfois que le bateau soit « immobilisé » dans l'attente du traitement d'une partie des captures entreposées dans les citernes parfois même sur le pont. Dans ce cas il y a effectivement un phénomène de saturation.

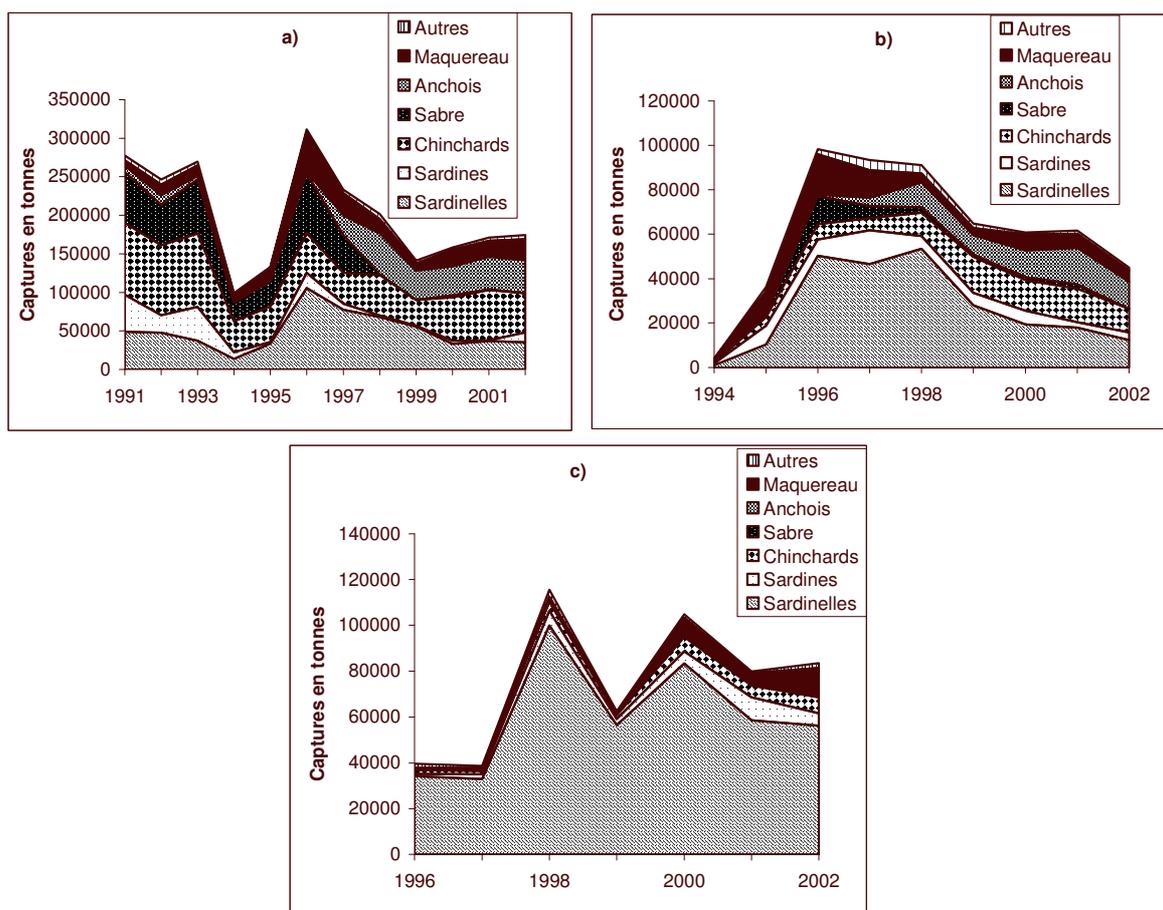


Fig.4.16. Captures par espèce pour les principales flottilles (a) flottille russe ; (b) Flottille ukrainienne et (c) flottille hollandaise.

4.2.6. Captures accessoires, sous déclarations et rejets

- **Captures accessoires**

Les pêcheurs de petits pélagiques dans la zone mauritanienne peuvent réagir de plusieurs façons quand ils sont confrontés au problème des captures accessoires. La capture accessoire peuvent être utilisée et donc devenir un "sous-produit" de l'opération de pêche comme dans le cas des flottilles de l'Est européen qui disposent à bord des unités de transformation en huile et en farine de poisson. Elle peut aussi être rejetée en partie en mer. C'est le cas de 5 à 10 % des captures des flottilles de l'Union européenne (IMROP, en préparation). Ces rejets ne sont probablement pas comptabilisés dans les déclarations de capture. Les espèces de petits pélagiques étant de faible valeur commerciale, le prix de vente d'une tonne congelée est « seulement » cinq fois celui d'une tonne de sous-produits alors que dans les pêcheries crevettières le prix des sous-produits est vingt à trente fois inférieure à celle de la crevette (Clucas, 1997). Enfin, cette capture accessoire peut être conservée comme c'est le cas des espèces nobles dont le prix peut représenter 10 à 20 fois celui des espèces cibles (Anonyme MPEM, 2000). Le sabre et l'anchois peuvent être considérés comme des captures accessoires. Le premier en raison de son infestation par les parasites, le second du faite de sa taille très petite. Aussi ces deux espèces sont transformées en farine. Cependant vu les quantités importantes qui étaient débarquées sur la majeure partie de la période de l'étude, nous les avons écarté de cette liste.

Jusqu'à 1996 le pourcentage déclaré des espèces accessoires correspond globalement au seuil fixé par la réglementation qui est de 3 % des captures totales. Mais à partir de 1997 ce seuil a été dépassé à chaque fois avec un record en 1998 et en 2002. La rubrique autres, c'est à dire les prises accessoires représentent en moyenne sur leur période de présence 1.9 % pour la flottille hollandaise et 2.1 % pour la flottille russe et 3.32 % pour la flotte ukrainienne.

La proportion relativement plus faible s'explique par leur stratégie orienté vers les sardinelles qui sont plus proches de la surface que les chinchards et les maquereaux avec une plus faible diversité d'espèces.

Les captures accessoires déclarées (Tableau 4.4) indiquent que les espèces démersales sont le groupe le plus important dans les captures accessoires. D'ailleurs, une comparaison avec les captures débarquées par les flottilles démersales donne une idée de l'importance de ce manque à gagner. Ainsi cette flottille pélagique a débarqué, en 1999, 12.7 % du total des captures du merlu pêché dans la zone mauritanienne, 60 % de dorades roses et 50 % des divers démersaux (IMROP, 2004).

Tableau 4.4 : Pourcentage annuel des captures accessoires démersales de la flottille de petits pélagiques de 1991 à 2002 (capture totale et accessoires en tonnes, Source : Journal de pêche)

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Capture totale (T)	335427	364499	347649	195703	342900	589626	468917	582198	370869	537218	534867	654938
Capture accessoire	8728	9867	6313	1675	4512	11603	18230	23895	10993	10414	12584	19056
Divers démersaux	1.83	2.34	1.29	0.01	0.91	1.11	2.92	2.99	2.06	1,14	1,64	2,10
Divers thons	0.27	0.10	0.23	0.01	0.08	0.42	0.48	0.76	0.58	0,51	0,09	0,15
Crevettes	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0,00	0,01	0,02
Merlus	0.15	0.08	0.02	0.01	0.01	0.17	0.15	0.11	0.21	0,19	0,09	0,22
Calamars	0.05	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00	0.02	0.04	0.00	0,00	0,00	0,00
D. Royale	0.30	0.17	0.11	0.01	0.30	0.21	0.26	0.20	0.23	1,26	1,37	1,84
Seiche	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.02	0,00	0,00	0,00
Poulpe	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0,00	0,00	0,00
Langouste	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.04	0.09	0.00	0.00	0,00	0,00	0,00
Total	2.60	2.71	1.69	0.08	1.31	1.97	3.93	4.10	3.10	3,11	3,19	4,33

- **Les sous-déclarations des captures**

On peut supposer que les sous-déclarations sont en général limitées chez la majeure partie des flottilles en activité dans la ZEEM. En effet, l'évolution des déclarations des prises accessoires, qui dépassent parfois le seuil autorisé, nous conforte dans ce jugement. On rappelle que tout dépassement de ce seuil de (3%) est sévèrement sanctionné par la réglementation en vigueur. Malgré cela, certaines flottilles continuent à déclarer des captures accessoires supérieures à 3 %.

Toutefois, suite à la confrontation des fichiers de licences et des déclarations des captures de la flottille de l'Union européenne des petits pélagiques (en 2000, 2001 et 2002) nous nous sommes rendus compte de l'absence de déclarations de statistiques pour quelques navires certains mois. Certains bateaux disposant en effet de licences ne communiquent pas toujours leurs captures à la DSPCM pour les mois correspondants même en considérant un décalage dans le temps de transmission. Etant donné que ces bateaux ne débarquent pas en Mauritanie, leurs journaux de pêche sont envoyés, par courrier, généralement après leur retour à leur port d'origine. Cet état continue apparemment malgré l'instauration d'une mesure réglementaire imposant aux navires de remettre leurs journaux de pêche avant leur sortie de la zone de pêche. Il nous a été difficile de chiffrer le taux du nombre de jours de pêche réellement autorisé et celui effectivement déployé en raison d'une part des changements fréquents relatifs aux informations portants sur les navires (affrètements, licence libre, nationalité) et leur irrégularités et d'autre part l'absence de standardisation dans les codes utilisées par le ministère des pêche pour les licences et ceux appliqués par la DSPCM pour les journaux de pêche. La confrontation manuelle signalée plus haut révèle que ce taux est loin d'atteindre un

niveau acceptable (70 %). Certes on arrive à avoir une idée exhaustive de ces statistiques grâce à la fourniture par les pays pêcheurs des statistiques plus exhaustives lors des groupes de travail d'évaluation de ces stocks. Mais celles-ci sont agrégées par rapport aux informations contenues dans le journal de pêche.

L'incidence de ces sous-déclarations est relatif surtout au dépassement du plafond des captures. En effet, l'accord de pêche Mauritanie-Union européenne prévoit des plafonds de capture qui sont fixés pour chaque bateau en fonction de sa TJB. L'armateur dont le bateau a dépassé le plafond correspondant à la jauge de son navire doit procéder au paiement de 18 Euros par tonne supplémentaire au profit du trésor mauritanien.

- **Rejets des chinchards par les flottilles industrielles démersales**

Les ressources démersales, qui constituent l'une de ses composantes principales, sont caractérisées par une exploitation intensive voire dans certains cas une surexploitation (IMROP, 2004). La nature multispécifique des peuplements est un trait essentiel des pêcheries de cette zone. La pêche industrielle céphalopodière concerne en moyenne plus de 200 navires dont 125 unités mauritaniennes et 65 navires provenant de l'Union européenne. Les céphalopodiens visent principalement le poulpe, les seiches et les calmars mais capturent en même temps des espèces non recherchées (captures accessoires ou bycatch) qui peuvent faire l'objet de rejet. En vue d'évaluer la composition spécifique et les structures démographiques et suivre le niveau réel des prises accessoires et des rejets, un programme d'embarquement d'observateurs scientifiques mauritaniens est mis en place à bord des bateaux de l'Union européenne depuis 1996. Les céphalopodiens sont l'une des flottilles les mieux suivies sur le plan scientifique dans la zone. Les autres segments de la flottille démersale européenne font aussi l'objet de suivi (crevettiers, merluttiers et poissonniers). La proportion relativement importante des chinchards dans les captures pour les différents types de pêche met en évidence l'intérêt d'analyser plus spécifiquement le cas de ces espèces pélagiques.

Les données d'observateurs utilisées s'étalent sur la période 1996 et 2002. Afin d'apprécier la qualité de la couverture, différents taux ont été calculés en tenant compte de deux niveaux : celui du nombre de traits de chaluts et celui du nombre de bateaux par type de licence en référence à ce qui est rapporté par le journal de pêche. On a analysé plus de 6170 traits de chaluts qui sont jugés valides. Il apparaît que cette couverture est de qualité variable. Au niveau des traits de chalut, la fraction sondée reste aux alentours de 1 % pour les principaux type de licence avec cependant une forte disparité. Les poissonniers et les merluttiers sont les mieux couverts (1.4 et 1.2 % respectivement). La couverture des céphalopodiens est moyenne. Par contre, le taux de couverture est relativement faible dans le cas des crevettiers (0.33 %).

Tableau 4.5 : Pourcentage annuel des captures accessoires des chinchards de la flottille démersale de l'Union européenne de 1996 à 2002 (en pourcentage de la capture pondérale totale)

	Poissonniers	Céphalopodiens	Crevettiers	Merluttiers	Moyenne
1996	9,88	6,34	5,95	0,67	5,85
1997	13,82	12,28	7,45	0,09	10,14
1998	20,82	13,04	4,96	2,53	8,63
1999	25,06	10,91	10,12	0,24	12,05
2000	36,10	15,61	1,92	1,08	13,24
2001	5,64	13,67	NA	0,00	10,90
2002	0,18	7,60	16,59	0,82	6,32
Moyenne	15,22	12,00	6,50	0,98	10,13

La comparaison des résultats que nous avons obtenus pour les chinchards, variant entre 1 et 15 % suivant le type de bateau et les années (Tableau 4.5). En appliquant le taux de prise accessoire moyen aux captures démersales des flottilles de l'Union européenne déclarées dans les journaux de pêche, on estime que les captures de chinchards représentent 2 500 tonnes en moyenne par an. En appliquant les mêmes taux aux différents segments de la flottille nationale démersale on atteint 5 400 tonnes (Fig.4.17). L'effet est loin d'être négligeable surtout si on sait que les prises accessoires sont composées pour l'essentiel des immatures et font donc l'objet de rejets massif (IMROP, données non publiées). En effet, les rejets de la flottille céphalodières sont estimées à 54 % en 2000, sur la base du même programme de suivi (IMROP, en préparation).

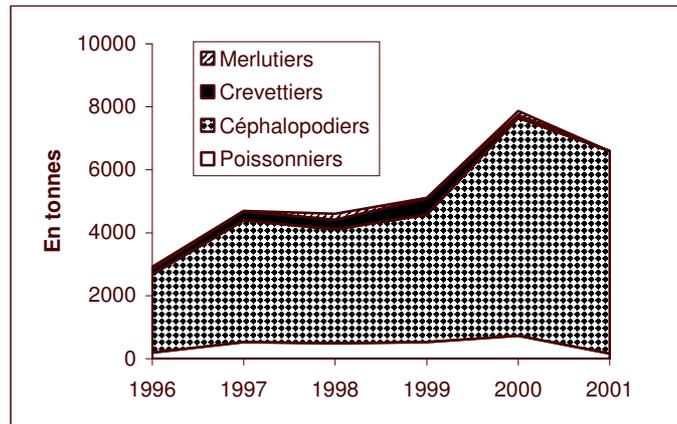


Fig.4.17. Contribution annuelle des différentes flottilles démersales dans les captures des chinchards (l'année 2002 n'est pas traitée en raison de la faiblesse de l'échantillon)

Ces résultats permettent de conclure que bien que ces taux ne soient pas négligeables, ils sont cependant relativement faibles lorsqu'on les met en parallèle avec ceux trouvés dans la littérature pour les campagnes scientifiques démersales (Girardin 1987 ; Sanyo 2002). Ainsi Girardin (1987) ont rapporté que *Trachurus sp* représentent une contribution variant entre 40 et 60 % (en saison chaude et froide respectivement) des captures globales effectuées par le N/O Baktchissarai en 1985 dans la ZEE mauritanienne. Le cul de chalut comporte une double poche de 10 mm de maille. Ces auteurs avaient expliqué l'importance de cette contribution, par l'ouverture verticale (24 m) relativement importante qui permet les prises des quantités de poissons non strictement inféodées au fond. Dans l'étude japonaise portant sur l'aménagement des espèces démersales en ZEE mauritanienne (Sanyo 2002), le chinchard *Trachurus trecae* n'était pas identifié au départ comme une espèce importante. Or, lors de la première campagne celui-ci a représenté 40 % de la capture totale. Au vu de son importance quantitative il était intégré par la suite dans la liste des espèces à étudier en priorité. Les résultats de ces études montrent que pour la couche de profondeur comprise entre 20 et 200 m cette espèce occupe la première place. La taille moyenne est de 14,6 cm. Le chalut utilisé à un cul de 45 mm de maillage recouvert d'une double poche de 20mm. Par ailleurs, on constate que la proportion des chinchards semble rester stable malgré un écart de 15 ans entre les deux campagnes expérimentales. L'importance de l'ouverture horizontale avancée par Girardin et Boukatine (1986) pour expliquer la contribution élevée des chinchards n'est pas vérifiée dans le cas du N/O Alawam dont l'ouverture est comparable à celle des bateaux de pêche en activité.

Pour expliquer de telles différences entre les captures commerciales et scientifiques de ces espèces, plusieurs raisons peuvent être avancées. La comparaison des résultats de pêche et ceux des bateaux de recherche n'est souvent pas appropriée en raison des méthodologies appliquées et des zones de pêche concernées (Smith, 1985). Dans le cas présent nous sommes en présence des bateaux de recherche utilisant un cul de chalut doublé. Cette raison, si elle

explique en partie cette grande différence, n'est pas la seule. La présence des bateaux commerciaux pendant toute l'année dans la zone de pêche pourraient être une autre raison de la faiblesse relative du taux de captures des chinchards. En effet, les campagnes expérimentales se déroulent deux fois par an généralement en période de transition quand *T. trecae* est le plus abondant.

4.3. Discussion

4.3.1. Evolution des captures

Dans la Zone Nord ouest africaine, l'exploitation des petits pélagiques se fait à bord de bateaux de tailles très variées, de la pirogue au grand navire de pêche océanique (144m). On met en évidence au niveau de cette région que les captures des espèces de petits pélagiques de 1991 à 2002 fluctuent sous l'effet de la variation des abondances, des changements de stratégie et de l'arrivée ou du départ de certaines flottilles dans la zone. Ainsi, le volume annuel des captures est passé de 1 200 000 tonnes en 1998 à 800 000 tonnes en 2002, dont plus de deux tiers provient de la pêche industrielle. L'effort de pêche industriel évolue en dents de scie avec le retrait en cascade des flottilles industrielles de la zone Sahara et du Sénégal et l'arrivée de nouvelles flottilles en Mauritanie.

Entre 1995 et 1996, les captures des sardinelles sont multipliées par 1.7 au Sénégal et 3 en Mauritanie. Dans cette dernière zone, l'arrivée des flottilles de l'Union européenne en particulier et le report sur ces deux espèces d'une partie de l'effort traditionnellement exercé sur les chinchards (Ould Taleb Sidi, 2002) peuvent expliquer la différence avec la partie sénégalaise. Au Sahara il faut attendre l'année 1998 pour voir les captures de sardinelles augmenter par un facteur de 5 en raison probablement du manque de ciblage avant cette année. Globalement, il y a depuis une dizaine d'année une augmentation des captures de sardinelles dans les différents secteurs de la zone nord ouest africaine.

La sardine, qui constitue la principale espèce pêchée dans le secteur Sahara, a vu ses captures chuter d'un facteur de 10 entre 1991 et 2002. Cette chute est beaucoup moins prononcée en zone Mauritanie où l'effort de pêche n'a cessé d'augmenter contrairement à la zone Sahara.

Les deux chinchards (*Trachurus trachurus* et *Trachurus trecae*) occupent des niches écologiques voisines et représentent près de 92 % du total des chinchards capturés. La première espèce est pêchée surtout en zone Sahara, la seconde en zone mauritanienne.

Le maquereau est pêché principalement dans le secteur Sahara où ses captures ont été multipliées par dix entre 1992 et 2000 avant de chuter rapidement suite du retrait des flottilles russes et ukrainiennes de cette zone.

Après leur retrait de la zone saharienne et sénégalaise, il n'est pas exclu que plusieurs flottilles se redéplacent en zone mauritanienne. Dans de telles conditions, la situation pourrait devenir inquiétante, avec un effort de pêche concentré sur une seule zone. A l'inverse, il est possible qu'on assiste à un retrait massif de l'effort si les rendements baissent de façon sensible comme ce qui a été observé pour la sardine dans la zone Sahara.

Dans la Zone Economique Exclusive mauritanienne, les petits poissons ont connu des variations très importantes dans les captures au cours de la période 1991-2002. Les espèces ayant vu leur contribution décliner sont les chinchards, la sardine mais surtout le sabre. On doit s'interroger sur ces différents changements. Plusieurs raisons peuvent être avancées parmi lesquelles on cite la variabilité des conditions du milieu qui s'accompagnent d'un probable phénomène de remplacement d'espèces. C'est le cas notamment du remplacement du sabre par les chinchards et de la sardine par de l'anchois (Ces deux exemples sont

développés au point portant sur la relation ressource-ressource). Une seconde raison est l'intérêt manifesté pour la pêche de telle ou telle espèce en fonction de son abondance par rapport aux autres espèces, de son prix et de sa répartition spatiale et temporelle. Une troisième raison est l'amélioration de l'abondance comme l'accroissement spectaculaire des sardinelles dans le milieu des années 1990 comme nous allons le voir dans les campagnes acoustiques.

4.3.2. La diminution du sabre

La quasi-disparition du sabre est intéressante à analyser. Nous sommes devant un cas probablement très rare où la pêche a entraîné la quasi-disparition d'une espèce accessoire. En fait plusieurs hypothèses, qui ne sont pas exclusives, peuvent être avancées pour expliquer cette chute drastique dans les captures. Le sabre ne fait pas l'objet d'un ciblage particulier dans la mesure où il est transformé en farine.²⁷ Lorsque le chinchard commence à se raréfier, comme se fut le cas vers la moitié des années 1990, la totalité des captures du sabre est alors transformée. Mais quand les captures des chinchards commencent à s'améliorer le sabre est rejeté. Cela peut se justifier aux yeux du pêcheur, en plus du prix très bas de la farine, par la difficulté de transformer cette espèce. En effet, celle-ci s'enroule autour du tambour qui sert à l'écraser, exigeant ainsi une main d'œuvre supplémentaire pour empêcher cet enroulement, au détriment du traitement des chinchards. Dans ce même ordre d'idée, nous avons noté que les principales flottilles qui ciblent traditionnellement les chinchards, en particulier la flottille russe, ont reporté une partie de leur effort sur les sardinelles et anchois, des espèces franchement pélagiques. Ce qui a pour conséquence de limiter les captures du sabre qui est une espèce benthopélagique.

La deuxième hypothèse est relative à la libération d'une partie de la niche écologique d'habitude "colonisée" par le sabre et qui a été profitable à l'accroissement de la biomasse des *Trachurus sp.* On rappelle ici que le régime alimentaire du sabre est varié et se compose, pour les adultes, justement de Carangidés, de Sciaenidés, des sardines, des maquereaux, parfois de crustacés et de céphalopodes. (Nokamura et Parin, 1993 ; Fisher et al. 1981). Le sabre est une espèce prédatrice des chinchards. Lorsque la biomasse du sabre devient importante, on peut supposer d'une part, que la mortalité du chinchard par prédation augmente (avec pour conséquence la chute de la biomasse des chinchards) et d'autre part, que cette diminution des chinchards n'a pas d'effet sur la biomasse du sabre du fait que c'est une espèce à régime alimentaire opportuniste. S'agit-il d'un remplacement d'espèces ou d'une apparition massive mais passagère du sabre au début des années 90. Ce type d'évolution a par exemple été observé pour des espèces comme les balistes dans le golfe de Guinée ou la bécasse de mer au Maroc qui ont presque disparue sans faire l'objet de pêcheries dirigées (Caverivière, 1991 ; Garcia, 1984). Ces deux espèces présentent certaines similarités avec le sabre (niche écologique). Lors de sa phase d'expansion, la biomasse du sabre pourrait se trouver renforcée du fait que les chinchards ont connu vers la fin des années 1980 une exploitation intense (FAO, 1995). Cette dernière aurait permis de libérer une partie de la niche écologique habituellement colonisée par les chinchards au profit du sabre.

Avec la diminution des rendements des chinchards, on constate une intensification de l'exploitation du sabre. La pêche du sabre, dans ce cas, présente l'avantage de s'effectuer sur les mêmes lieux de pêche que les espèces cibles *Trachurus spp* permettant ainsi à ces flottilles de ne pas rater la saison de pêche des espèces principales. Ceci aurait été fatal pour cette espèce qui est probablement moins résistante à l'exploitation intense que les chinchards. Contrairement aux sardinelles et anchois qui ont vu une expansion de leur répartition en

²⁷ Il faut 5 tonnes de poissons frais pour avoir une tonne de farine. La tonne de farine de poisson sur le marché international rapporte à 650 \$. Alors que le chinchard, dont le sabre est une espèce accompagnatrice, se vend au minimum à 300\$ la tonne congelée. Autant dire qu'à ce prix le sabre n'est vraiment pas désiré.

fonction de l'importance de leur abondance (vers la zone nord pour les sardinelles, vers la zone sud pour l'anchois), on n'enregistre pas un rétrécissement dans le cas de la distribution du sabre suite à sa quasi-disparition. La contribution des zones sud et nord dans la capture de cette espèce reste à peu près au même niveau pour les deux périodes considérées. Le sabre étant une espèce bathypélagique son niveau d'abondance n'a apparemment pas d'incidence sur sa répartition spatiale.

4.3.3. Accroissement des sardinelles

L'accroissement des captures des sardinelles est le résultat de plusieurs faits parmi lesquels le manque d'exploitation ciblée dans la zone mauritanienne est depuis le départ en 1981 de la flottille des senneurs de l'Interpêche et qui ciblait essentiellement les sardinelles (Josse et Garcia, 1986) doublée des conditions environnementales très favorables (Anonyme AtlantNiro, 1995). Cette amélioration a apparemment concerné plusieurs autres zones distantes. Ainsi, Pezennec et Bard (1992) notent une nette augmentation des captures de cette espèce dans le Golf de Guinée et son abondance inhabituelle dans les eaux ivoiriennes en particulier dans l'ouest. Dans le sud des Caraïbes (Venezuela) Mendoza et al.(1998) rapportent que les captures de *S. aurita* dans cette zone ont connu une amélioration notable pendant la fin des années 1980. Par ailleurs, Dochi (1994) note qu'en 1992 la biomasse des sardinelles dans la zone sénégal-mauritanienne était 6 fois supérieure au niveau de 1986. Cette abondance est-elle le résultat d'un changement climatique à grande échelle ? Ce qui laisse supposer que l'effet de la pêche serait, dans ce cas aussi, limité. Les recherches menées avec le N/O AtlantNIRO et le N/O Dr Fridjorf Nansen ont montré qu'en 1995 la masse d'eau Centrale Sud Atlantique (SACW) dans la strate 50-150 m a atteint la zone Sahara. Suite à cela des concentrations importantes de sardinelles sont détectées entre le 21-24°N (zone Sahara). Il est intéressant de signaler qu'en 1995 le phénomène El Nino s'est manifesté dans l'hémisphère sud en affectant le système d'upwelling du Benguela (Bianchi et al. 1998). Par ailleurs, l'analyse des séries temporelles de captures annuelles des grandes pêcheries mondiales de sardines (et autres clupéidés) montre des variations relativement synchrones ou décalées d'un nombre d'années correspondant aux différences d'âge moyen d'exploitation, ce qui laisse supposer que leur recrutement serait influencé par des phénomènes climatiques globaux (Fréon et al., 1991). Récemment, Fréon et al.(2003) sur la base des statistiques des captures de la FAO, ont démontré que les téléconnexions ne peuvent pas être mises en évidence avec les données disponibles et la méthodologie particulière utilisée. Toutefois, ces auteurs ajoutent que cela n'exclue pas l'existence de tels phénomènes mais leur travail suggère que d'autres études de ces processus sont encore nécessaires avant d'accepter les téléconnexions comme un nouveau paradigme.

Sardinella aurita est une espèce opportuniste qui possède une stratégie adaptative souple liée à une plus grande plasticité démographique. Cela lui permet d'utiliser un meilleur enrichissement du milieu mais la population subit le contrecoup de façon plus drastique lorsque les conditions deviennent plus défavorables (Roy et al. 1989 ; Roy, 1990). Or, les recherches menées avec le N/O AtlantNIRO ont montré qu'en 1995 une importante production primaire et secondaire s'est formée dans les eaux du plateau continental de ce secteur sur une grande surface (21-24°N). D'ailleurs dans la plus part des écosystèmes que cette espèce occupe, elle est capable de migrations entre différentes zones favorables (Boely et al.,1982). Les distances parcourues sont d'autant plus importantes que les individus sont plus grands (Fréon et al.1978). *Sardinella maderensis*, par contre est une espèce rustique qui possède une stratégie de tolérances aux perturbations du milieu. (Roy et al. 1989).

On peut avancer qu'il y a un accroissement réel de l'abondance doublé de l'entrée de nouvelles flottilles en activité et du report sur ces espèces d'une partie de l'effort de pêche (en

particulier une partie de celui de la flottille ukrainienne) traditionnellement exercé sur le chinchard. Cependant, il ne semble pas que l'explosion des sardinelles à partir de 1995 soit faite au détriment des chinchards. Si leur période d'expansion a coïncidé avec la diminution des chinchards on ne peut parler de remplacement d'espèces entre ces deux groupes dont les stratégies d'occupation de l'espace et le régime alimentaire sont très différents. Pourtant, dans plusieurs zones de la région et à des moments différents on avait constaté cette évolution opposée entre ces deux groupes d'espèces (Josse, 1991).

Parmi les changements ayant accompagné l'accroissement de la population de *S. aurita*, on note l'augmentation de la population des anchois dans la zone et une chute des captures du maquereau. Ceci suggère qu'il y ait une diminution de l'influence néritique et raccourcissement de la chaîne alimentaire (Binet, 1988).

4.3.4. D'une stratégie chinchard à une stratégie sardinelle

La composition des captures montre que la pêcherie chalutière pélagique dans son ensemble a changé de nature, d'une pêcherie ciblant essentiellement les chinchards (*T. trachurus* et *T. trecae*), elle recherche désormais de façon importante les sardinelles et l'anchois. Une telle reconversion n'aurait pu se faire sans la polyvalence des chaluts pélagiques capables désormais de changer rapidement d'espèce cibles en fonction des opportunités offertes. En effet, les chaluts, qui sont les seuls en activité, exceptés quelques petits senneurs sénégalais dont le nombre régresse rapidement, paraissent efficaces tant pour les poissons proches de la surface que pour ceux cantonnés en profondeur.

Toutefois compte tenu de la grande flexibilité des flottilles en activité dans la zone, leur typologie ne peut pas être établie sur la base d'une simple dichotomie chalutiers visant les chinchards et ceux recherchant les sardinelles, excepté pour la flottille de l'Union Européenne qui maintient des captures de sardinelles supérieures à 80 % même si on observe une diminution sur la période récente de la proportion des sardinelles au profit du maquereau. Cette tendance traduit d'une part la chute réelle de l'abondance des sardinelles mais aussi de l'instauration d'une nouvelle mesure réglementaire en 2001 obligeant les chalutiers pélagiques à pêcher plus au large (13-15 milles de la côte suivant la configuration de celle-ci) au lieu de 12 milles auparavant.

La polyvalence des navires induit donc des impacts différents sur les ressources en fonction des stratégies adoptées par les pêcheurs. Le bateau peut changer complètement de zone, en parcourant plusieurs dizaines de milles pour aller chercher l'espèce la plus demandée et/ou la plus abondante. Par ailleurs, l'évolution mensuelle de l'effort nominal traduit cet opportunisme des flottilles chalutières présentes en Mauritanie. En effet, cet effort augmente de façon sensible entre mai et août, lorsque les rendements sont à leur niveau maximum, pour diminuer en fin d'année suite au retrait de la flottille de l'Union européenne pour rentrer en Mer du nord pêcher leur quota de hareng (Corten, 1999a). Ainsi, la période de fin d'année coïncide avec une diminution des captures des sardinelles suite à un problème de disponibilité qui sera développé dans la partie portant sur l'acoustique. Les flottilles restant en activité en fin d'année dans la zone s'orientent vers l'anchois, le maquereau ou le chinchard d'Europe plus abondant à cette période. Aussi, chaque navire peut, au cours de la même marée et parfois pendant le même jour, changer d'espèces cibles en fonction des opportunités offertes (Ould Taleb Sidi, 2002). De ce point de vue, le marché est depuis longtemps considéré comme le premier facteur régulateur de la pêche aux petits poissons pélagiques (Weigel, 1999). En outre, et jusqu'à présent, il n'y a pas de licence par espèce ou groupe d'espèces pélagique dans la zone. La mise en place de cette mesure pose d'ailleurs plusieurs problèmes eu égard à la grande instabilité des espèces prises individuellement. Cette diversification doit effectivement être recherchée dans la mesure où elle allège l'exploitation des espèces "traditionnelles" et permet à ces flottilles d'utiliser au maximum leur grande flexibilité pour

exploiter toute nouvelle explosion d'espèce. Pourtant toutes les flottilles, particulièrement celles de l'Europe de l'Est, n'ont pas toujours la capacité technique d'exploiter en masse (plus de 100 T/J) l'éruption de certaines espèces et préfèrent plutôt se "rabattre" sur des espèces dont l'abondance est moindre mais les prix unitaires plus élevés comme les chinchards et le maquereau.

4.3.5. Quelques conséquences pour la gestion

On a pu aussi mettre en évidence que l'intérêt des nationaux pour cette activité de pêche aux petits pélagiques (un seul bateau ayant travaillé de façon très irrégulière) est limité et la pêche artisanale nationale recherchant ces espèces est peu développée. Cette activité est donc restée totalement dévolue aux étrangers. Cette situation est à l'origine de la « vulnérabilité » de ce sous secteur, dont la pérennité dépend entièrement de la présence de ces flottilles étrangères. On l'a vu lors du retrait massif en 1994 de la grande partie de la flottille de l'ex Union soviétique, les captures ont chuté de façon drastique et le sous-secteur des petits pélagique a été paralysé. Pour éviter ce genre de situations, le gouvernement mauritanien cherche à développer une pêche artisanale nationale capable de prélever une partie importante de cette ressource. Comme préalable, il a autorisé 250 embarcations sénégalaises à pêcher dans la zone mauritanienne dans les mêmes conditions que les nationaux, pour d'une part former des pêcheurs mauritaniens à ce type d'activité et d'autre part s'assurer une part du marché sénégalais. Le marché mauritanien est très étroit à telle enseigne que la soixantaine d'embarcations nationale en activité est obligée de travailler un jour sur deux et à tour de rôle pour soutenir les prix. Toutefois, il sera hautement souhaitable qu'un tel effort soit exercé sur la sardinelle plate qui est sous-exploitée par le système d'exploitation industriel actuel. Ceci ne paraît pas évident pour ces artisans qui préfèrent la sardinelle ronde et utilisent la senne tournante de 40 m de chute qui encercle les bancs sur des fonds de 20 à 30 m empêchant ainsi les sardinelles de s'échapper par plongée comme elles ont l'habitude de faire dans le cas des filets maillants par exemple (Anonyme, 1994). Jusqu'à présent on a continué à négliger la pêche artisanale étant donné son aspect anecdotique. Ceci n'est plus le cas, avec l'entrée en activité des embarcations sénégalaises. Les captures annuelles des sardinelles seraient de l'ordre de 30 000 tonnes (IMROP, 2004). Un suivi scientifique plus rigoureux doit être mis en place pour tenir compte de cette activité en plein essor.

Théoriquement les captures accessoires de la pêche démersale des chinchards peuvent être débarquées par le biais d'embarcations qui font la collecte journalière de ce produit. Ainsi ces espèces rejetées peuvent faire l'objet de récupération par des bateaux collecteurs destinés à cet effet améliorant la rentabilité du bateau pêcheur et évitant ainsi de rejeter des protéines pouvant être valorisées. Elles peuvent aussi faire l'objet de débarquement dans des ports nationaux permettant de résorber une partie du déficit alimentaire et créer ainsi des emplois. Cette dernière solution est d'ailleurs envisagée dans le protocole d'accord de pêche entre le Sénégal et l'Union européenne. Pourtant la récupération des prises accessoires qui peut paraître une solution séduisante n'est pas toujours opérationnelle. Pire, elle risque d'accentuer le phénomène tout en le justifiant. En fait les mauritaniens sont peu enclins à consommer du poisson en général et du poisson peu commun en particulier (du genre des chinchards). Eu égard à leurs habitudes alimentaires l'écoulement de captures accessoires en quantité à l'état frais est donc difficile (Sanyo, 2002). Par ailleurs, la valorisation en farine et autres produits demande la mise en place d'unités de transformation adéquates. En outre, les petits bateaux collecteurs généralement utilisés sont fortement handicapés par l'état de la mer et leur rayon d'action qui leur interdit de pouvoir atteindre les zones reculées. De même, la reconversion de certains pêcheurs artisans jadis prospères dans la collecte du « rebut » de flottilles étrangères affiche au grand jour l'issue d'une histoire conflictuelle disproportionnée.

4.4. Conclusion du chapitre

On montre ici que l'exploitation des ressources de petits pélagiques est assurée à la fois par des flottilles industrielles, presque exclusivement étrangères et des pêcheries artisanales principalement nationales. La part relative de la pêche artisanale dans les captures est passée de 20.5 à 27.7 % entre 1991 et 2002 malgré le départ de la flottille des senneurs marocains de la zone Sahara en 1999.

Les captures dans la zone Sahara sont dominées par les prises de la sardine qui sont cependant divisées par un facteur de dix entre 1991-2002. Cette diminution est le reflet du retrait massif des flottilles doublée d'une chute de l'abondance observée dans les campagnes acoustiques comme on va le voir par la suite. En revanche la sardinelle ronde voit sa contribution varier entre 300 tonnes en 1992 à plus de 80 000 tonnes en 1998.

Au Sénégal les captures sont principalement constituées de sardinelles alors qu'en Mauritanie on a surtout la sardinelle ronde dont les captures ont augmenté de façon significatives à partir de 1995, suite à l'entrée en activité des bateaux de l'Union européenne, et le chinchard noir africain *Trachurus trecae*.

En Mauritanie, l'effort nominal en heure de chalutage a été multiplié par quatre environ entre 1994 et 2002. Celui en nombre de bateau par un facteur de trois. Pour expliquer cette différence, il faut rappeler que sur la période récente les bateaux sont relativement neufs et plus puissants (cas des flottilles de l'Union européenne notamment) et l'avitaillement plus réguliers. On observe aussi une forte saisonnalité de la distribution de l'effort de pêche qui découle de la grande mobilité et de l'opportunisme des flottilles industrielles. Cette saisonnalité est dictée en fait par la mobilité de la ressource. On passe, en effet, d'une situation de l'exploitation de l'ensemble de la zone en début d'année à une concentration de l'effort de pêche presque exclusivement en zone nord en saison chaude, accompagnant ainsi les déplacements vers le nord des espèces tropicales.

Les captures traduisent une interaction entre les stratégies de pêche adoptées et les changements de l'écosystème. En effet, les variations d'abondance ne sont pas les seules responsables des fluctuations des captures constatées au cours de la période d'étude. Les variations importantes de l'effort de pêche exercé sur ces espèces pélagiques partagées, aussi bien au niveau de la ZEE mauritanienne que dans la sous-région, ainsi que l'intérêt manifesté pour la pêche d'une espèce ou d'un groupe d'espèces donné et donc le choix de la zone d'activité pendant une période déterminée, sont autant de facteurs qui expliquent les variations spatio-temporelles des captures et de leur composition. Aussi, comme en témoignent les nombreux exemples mis en évidence dans ce chapitre, la variabilité, ou plutôt l'alternance interspécifique des captures est saisissante. En outre, puisque ces espèces effectuent des migrations de grandes amplitudes liées au déplacement du front thermique intertropical, la pêche se déroule, généralement, conformément à ces déplacements (Garcia, 1982 ; Maxim et Maxim, 1988; Fréon, 1988a, Chavance, 1990). Les pêcheurs choisissent des zones les plus productives mais ces zones évoluent d'une année sur l'autre. Ces pêcheurs réagissent ainsi au changement de l'abondance et aux variations du marché. Ainsi, pour capturer la sardine, la pêche doit s'effectuer dans la zone nord Mauritanie en saison froide principalement. On note dans ce cadre la coévolution opposée entre la sardine surtout présente en début de période et l'anchois en fin de période. Nous pensons que dans ce cas, l'effet de l'environnement est primordial. Ce phénomène est déjà observé de par le monde et à plusieurs

reprises entre différentes espèces de sardine et d'anchois (Lluch-Belda et al., 1989, Shwartzlose et al., 1999 Bakun et Cury, 1999 et Cubillos et Dagoberto, 2002).

Par ailleurs la pêche semble avoir eu un effet majeur dans la quasi-disparition du sabre. Ceci mettrait en évidence l'impact de la pêche sur des espèces même accessoires.

En plus de ces variations de captures sous l'effet de la stratégie de pêche adoptée par les pêcheurs, d'autres facteurs aussi importants sont à signaler et méritent d'être analysés. Il s'agit notamment de l'effet du changement climatique sur la variation spatio-temporelle de l'abondance de ces ressources à l'échelle locale et régionale voire au niveau global et de l'effet de changement de la puissance individuelle des navires. Pour le premier aspect, nous avons examiné la variabilité inter-annuelle et mensuelle de la distribution spatiale des captures des différentes espèces en présence pour mettre en valeur son évolution. Puisque les captures des principales espèces sont liées aux déplacements des gradients thermiques, nous avons cherché à établir des relations entre ces différents facteurs. Les résultats n'étaient pas concluants. Nous ne les avons pas présentés ici. Le second aspect relatif à la standardisation des séries historiques des abondances (campagnes acoustiques et prises par unité d'effort) fait l'objet des deux prochains chapitres.

|

|

Chapitre 5. Les petits pélagiques dans la zone nord ouest africaine : trente ans de suivi par acoustique

Introduction

L'utilisation de l'acoustique pour l'évaluation des stocks de petits pélagiques est largement répandue au niveau mondial. Aussi, la zone nord ouest africaine comprise entre 12°N et 26°N, a été couverte par des dizaines de campagnes acoustiques depuis le début des années 1970. Ces campagnes visent notamment à établir des diagnostics fiables sur les ressources de petits pélagiques. Cet effort de suivi a déjà fait l'objet de multiples synthèses d'étapes lors de rencontres organisées dans la région ou sous forme de rapport ou de communication (CNROP/CRODT en 1982 à Dakar ; Marchal, 1991a ; Do Chi, 1994 ; Samb, 1994 ; Ould Sidina, 1998). Mais ces travaux, basés sur un inventaire exhaustif, sont restés qualitatifs puisqu'ils cherchaient surtout à améliorer et harmoniser les méthodologies utilisées. Notre objectif ici de compléter ce travail par une synthèse globale (1974-2001) en intégrant les différentes campagnes dont les méthodologies sont jugées comparables, pour analyser l'évolution des biomasses sur une longue période. Nous essaierons alors d'expliquer la grande variabilité observée et de dégager une éventuelle tendance pluriannuelle des indices d'abondances pour l'ensemble des espèces et au niveau spécifique, pour la zone mauritanienne et les zones adjacentes. En outre, sur la base des campagnes récentes, nous cherchons aussi à analyser la variabilité de la structure démographique de *Sardinella aurita* au niveau de la sous région pour mieux appréhender le schéma de migration et de répartition de cette importante espèce.

5.1. Historique, données et méthodes

5.1.1 Calendrier général et caractéristique des campagnes acoustiques dans la zone nord ouest africaine

La nécessité de suivre l'état très instable des espèces de petits pélagiques et leur importance économique et sociale dans la région nord ouest africaine crée une forte demande sur l'évaluation de ces stocks. Les captures commerciales sur lesquelles se fondent les approches d'évaluations classiques peuvent présenter, comme nous l'avons vu, plusieurs limites qui militent en faveur d'autres approches indépendantes de la pêche. Les campagnes acoustiques, peuvent fournir de telles informations qui demandent cependant des moyens et des compétences qui ne sont pas facilement mobilisables au niveau de la région. Malgré cela et depuis plus de 30 ans, plusieurs campagnes acoustiques ont couvert à des degrés divers l'aire d'extension des stocks pélagiques du nord ouest africain. Le schéma de prospection, les périodes, les zones et le temps alloué, peuvent être très différents d'un pays à un autre et dans un même pays d'une année à l'autre, voire d'une saison à l'autre. C'est le cas des distances inter-radiales qui vont de 5 à 20 milles et ces radiales sont généralement orientées perpendiculairement à la côte mais peuvent se présenter aussi en zigzag ou même suivant un parcours irrégulier (Josse, 1986, Samb, 1994, Ould Sidina, 1998). La distance à la côte a aussi varié largement, les campagnes étant réalisées à partir de l'isobathe de 10 à 40 m en raison des objectifs spécifiques de la campagne, des impératifs de navigation et de la connaissance de ces zones côtières qui ne sont pas toujours cartographiées. Par exemple, les zones côtières non couvertes par le Fridtjof Nansen représentent une superficie de 50% en Mauritanie, 27% du plateau séné-gambien et 70% en Guinée Bissau (Anonyme, 1984b). Le Banc d'Arguin et la baie du Lévrier, qui ont une surface approximative de 3200 milles carrés, ne sont couverts par aucune de ces campagnes et aucune extrapolation aux zones côtières, sur

la base des valeurs d'intégration observées, n'est réalisée tant pour le Fridtjof Nansen que le N'Diogo ou le Capricorne (Josse, 1986). Vers le large, la limite est généralement l'isobathe de 200 m mais peut atteindre 500 m pour mieux couvrir la zone de répartition des adultes de chinchards.

Les valeurs d'index de réflexion, pour les campagnes les plus régulières, sont assez proches. Mais les méthodes d'estimation des biomasses liées au type de prospection et au mode de dépouillement ne sont pas toujours les mêmes. Par exemple, et contrairement au N/O Capricorne, le Fridtjof Nansen ne prend pas en compte les variations jour et nuit des valeurs des densités acoustiques (Josse, 1987).

La liste des campagnes effectuées dans la zone et l'extension spatiale de ces campagnes met schématiquement en évidence 2 grands types de campagnes : les campagnes nationales et les campagnes internationales est donnée en annexe. La couverture par pays, par an et par bateau est aussi présentée (Fig.5.1)

5.1.2. Les campagnes nationales

- **Maroc-Sahara**

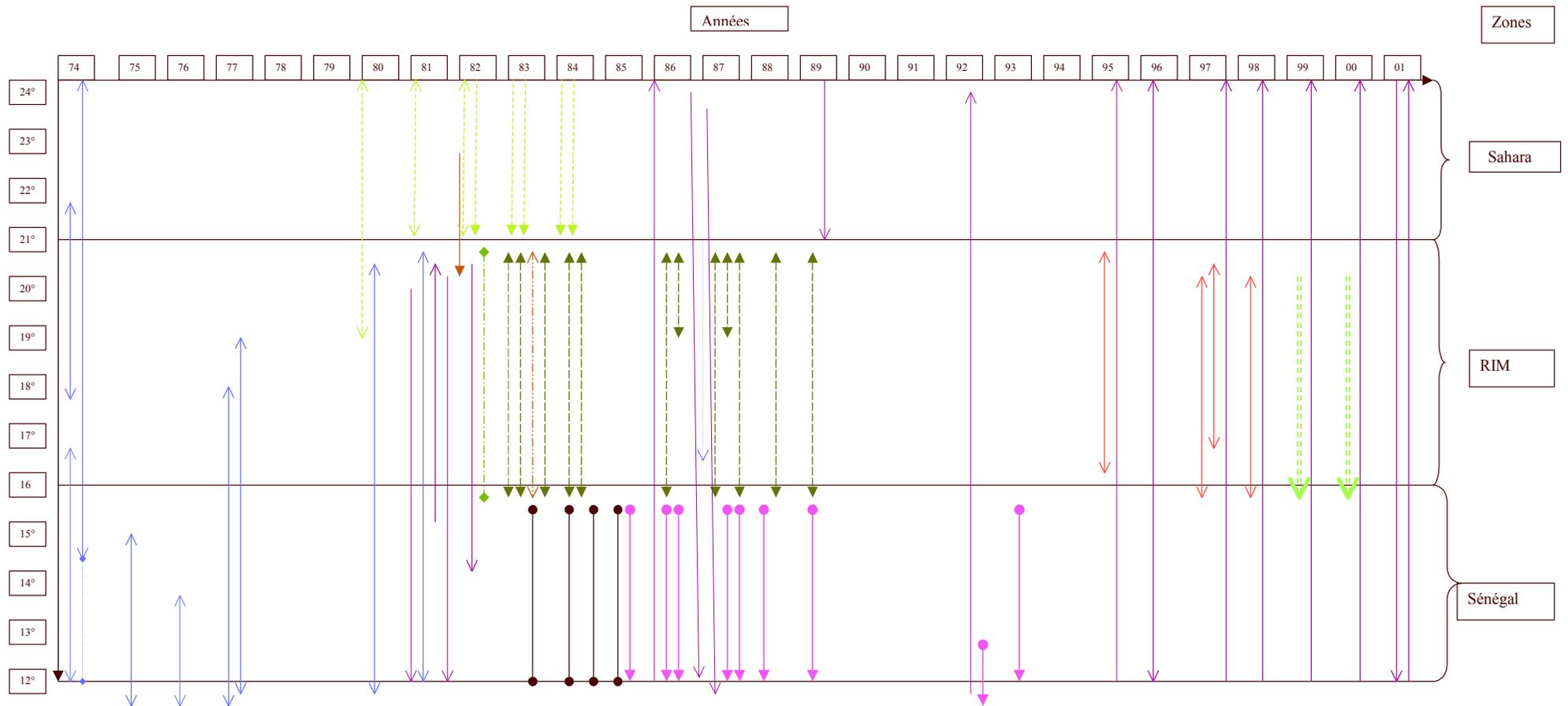
Dans la région, c'est le Maroc qui s'est doté le premier d'un navire de recherche en 1979. Le N/O Ibn Sina était équipé d'un sondeur, un sonar et intégrateur analogique. C'est un chalutier de pêche arrière transformé en bateau de recherche (puissance : 1100 CV, LHT : 39 m et de 293 de TJB). Ce navire a permis d'effectuer trois campagnes par an, et ce programme a duré jusqu'en 1985. Ainsi, sept campagnes sont réalisées par ce navire dans la zone Sahara. L'acquisition d'un nouveau bateau, le N/O Chérif Al Idrissi est intervenu en 1986. C'est aussi un chalutier de pêche arrière de 1100 CV, 40 m de long et de 297 TJB. Il était équipé de deux sondeurs SIMRAD de fréquences de 38 et 120 KHz. Mais les campagnes de calibration et de mesure de bruit ont conduit à ne pas utiliser ce nouveau navire pour effectuer des campagnes de prospection acoustique (Marchal, 1991a).

Le schéma de prospection suivi par le N/O Ibn Sina est composé d'un système de radiales parallèles entre elles et espacées de 20 milles dans le sens Nord-Sud. Le chalutage biologique et d'identification est assuré à raison de 25 à 30 traits de chalut pour chaque campagne. La constante liée au poisson a été déterminée suivant deux méthodes : méthode de la cage et la méthode de comptage d'échos individuels (Marchal, 1991a).

- **Mauritanie**

Au niveau de la zone mauritanienne, les premières campagnes ont été réalisées en 1970-1971 lorsque le N/O Almoravide a effectué des prospections au sondeur et au sonar. Mais en raison de l'autonomie limitée de ce navire et les objectifs assignés à ces campagnes (développement d'une industrie de farine de poissons à Nouadhibou), celles-ci se sont limitées à la zone nord (Maigret, 1972). En outre, aucune autre campagne acoustique n'a été menée par ce navire dans la zone par la suite. Pour ces différentes raisons, nous considérons que le début effectif des campagnes nationales a eu lieu en 1983, quand le navire N'Diogo fut équipé d'un écho-sondeur scientifique Simrad EK 400 (38 KHz) et d'un intégrateur Agenor. De construction japonaise ayant une puissance de 700 CV c'est un chalutier de pêche d'environ 37 m reconverti en navire de recherche. Ce navire ne disposait pas de sonar. De 1983 à 1989, et excepté une interruption de 1984 à mi-1986, douze campagnes de prospections ont été effectuées, dont dix ont couvert l'ensemble du plateau continental et une partie du talus.

A partir de 1986, les détections rencontrées sont identifiées grâce au chalut pélagique. Les traits de chalut, au nombre de 12 à 15 par campagne, sont globalement réalisés de nuit à des profondeurs n'excédant pas 50 m. Au delà, le poisson évitent davantage le chalut. La ventilation des captures est alors réalisée d'après les données recueillies par les observateurs sur les navires industriels, qui pêchent surtout les chinchards (Marchal, 1991a).



Légendes



Figure 5.1 : Campagnes acoustiques effectuées dans la zone Nord Ouest Africaine de 1974 à 2001

Le schéma de prospection est composé d'un système de radiales parallèles entre elles et espacées de 5 milles. Le sens Sud Nord est suivi en raison du sens migratoire des espèces pélagiques et pour permettre le réglage des appareils de détection et de pêche au Sud où l'état de la mer est généralement plus calme qu'au Nord. Le parcours se fait sans tenir compte du facteur jour-nuit, en 13-14 jours. Le bateau a une vitesse de croisière de 10 nœuds, les séquences d'intégration de 1 mille durent 6 mn (Marchal, 1991a).

- **Sénégal**

En 1983, le Sénégal s'est équipé d'un ensemble d'écho-intégration Biosonics (120 KHz). Les campagnes Echostar ont été conduites par le N/O Laurent Amaro jusqu'en 1985 puis à bord du navire Louis Sauger. Ces campagnes couvraient le plateau continental Sénégalais entre les fonds de 10 et 200 m. Le plateau continental a été divisé en 2 zones : nord cap Vert et sud cap Vert (Do Chi, 1994). La distance inter-radiales est de 5 milles. Ceci permet de limiter l'existence d'autocorrélation entre les données correspondantes de deux radiales contiguës. Le parcours est effectué en continu. Une campagne est réalisée en milieu de saison froide, l'autre en fin de saison chaude. Il n'y avait pas d'identification des détections du fait de l'absence de netzsonde (Samb, 1994). Par ailleurs et en raison de la concentration de l'activité de pêche commerciale dans la zone côtière ; il n'a pas été possible d'utiliser les résultats de celle-ci pour ventiler les captures (Samb, 1994).

En définitive, les différentes analyses effectuées sur ces données nationales ont montré que les résultats présentaient de grandes variations d'une année à l'autre pour des questions de migration. Aussi, il a été recommandé à partir de 1990, lors d'une réunion des spécialistes de l'échointégration de la zone Mauritanie-Maroc-Sénégal de suspendre ces campagnes (Marchal, 1991a). Afin d'obtenir de meilleurs résultats, ces experts avaient préconisé que les campagnes acoustiques soient désormais menées au niveau régional afin de couvrir toute la zone de distribution de ces stocks partagés. C'est dans ces circonstances que le programme Nansen (NORAD) a été sollicité de nouveau par le biais de la FAO pour apporter son concours à cet effort régional. Plus récemment, les trois pays se sont dotés de bateaux ayant les mêmes caractéristiques et équipés de matériel acoustique (EK500 ou EK 60) dans le cadre d'un programme d'aide du Gouvernement du Japon. Après un début difficile (problème d'échantillonnage, manque de compétence nationale), les campagnes nationales paraissent désormais capables de prendre la relève à la fin du projet Nansen (2005).

5.1.3. Les campagnes internationales

Au niveau de la zone marocaine, les campagnes internationales ont débuté en 1973 avec le bateau Idrissi (FAO) qui travaillait avec un sondeur (38 kHz) et un intégrateur analogique Simrad du cap Spartel au Cap Juby. Ce programme s'est achevé en 1976. De 1976 à 1978, il n'y a pas eu de campagne acoustique dans cette zone (Marchal, 1991a).

Plus au sud, les campagnes menées par le N/O français Capricorne ont duré 10 ans (1974-1983). Au total ce bateau a réalisé 11 campagnes dans la zone Sénégalaise dont 5 ont concerné la zone mauritanienne. Parmi ces dernières 3 sont réalisées en saison froide. Toutes ces campagnes ont été effectuées avec un matériel identique (sondeur SIMRAD EK 120, EK 38, et un intégrateur analogique QM). Par la suite, cet effort a été poursuivi, par le Dr. Fridtjof Nansen à partir de 1981 jusqu'en 1992 pour un total de 8 campagnes. Un second navire du même nom, a repris ces campagnes en 1995 jusqu'en 2004. Ces dernières campagnes se déroulent à la même période (novembre-décembre). Ce programme a pour but de couvrir en une seule campagne l'ensemble des zones de répartition des stocks partagés en fournissant des

données sur l'abondance des ressources, leur répartition, sur l'hydro-climat et la physico-chimie des zones prospectées.

Pour les deux bateaux norvégiens, la méthodologie de prospection est restée globalement comparable lors de ces deux décennies de prospections (Ould Sidina, 1998). Plusieurs améliorations au niveau des équipements (sondeur, intégrateur), ont été introduites améliorant ainsi la couverture côtière et le traitement des données. Ainsi, l'intégrateur Bergen (BEI) a été utilisé pour la première fois en 1995 pour effectuer l'analyse et la répartition des valeurs de SA permettant ainsi d'évaluer les bancs denses proches du fond (Anonyme, 1995b). Ces équipements ont conduit à une meilleure précision des évaluations. L'ensemble du plateau de la région a été prospecté par ce navire dans la direction nord – sud, sauf en 1995 où le parcours a été effectué dans le sens sud-nord.

En plus de ces campagnes, la région a bénéficié de quelques prospections épisodiques effectuées par les navires Evrika (1982), Ernst Haeckel (1982) et Eisbar, qui ont prospecté le talus et la zone du large. Le Monocrystal (Russie) a prospecté cette même zone en 1988. L'Atlantiro et l'Atlantida (Russie) ont effectué 6 prospections couvrant la zone de 20-500m. Ces deux derniers bateaux ne travaillent que de jour.

5.2 Données

Dans ce travail, nous nous sommes basés essentiellement sur les rapports ou les publications relatives à ces campagnes. Or, la présentation des résultats de ces campagnes est très hétérogène. Pour contourner cette difficulté nous avons cherché à utiliser des densités plutôt que les biomasses. Mais les résultats de ces campagnes ne sont pas toujours rapportés par densité. En outre, lorsqu'on s'intéresse à la ZEE mauritanienne par exemple, certaines de ces campagnes ne concernent qu'une partie de cette zone. Dans ce cas nous n'avons pas considéré ces campagnes.

L'aire de répartition des stocks va du sud du Maroc au sud du Sénégal. Le découpage de l'espace (stratification) est opéré en fonction de variables de l'environnement physique qui ne varient pas avec le temps. Pour la majeure partie des campagnes, la stratification est effectuée en fonction de la latitude uniquement. Ainsi, sur le plan latitudinal, cette zone a été découpée en 5 parties:

- Sahara (Du cap Bojdour (26°N) au Cap Blanc (20°36'))
- Nord de la Mauritanie (du Cap Blanc au Cap Timiris (19°15'))
- Sud-Mauritanie (du Cap Timiris à Saint Louis(16°N))
- Nord-Sénégal(de Saint Louis au Cap Vert 15°N)
- Sud Sénégal (du Cap vert au Cap Roxo, Gambie comprise 14°N)

En outre, la stratification bathymétrique est importante : elle influence fortement la distribution des biomasses (Gunderson, 1993). Mais cette double stratification n'est adoptée que par le N/O N'Diogo pendant les années 1980. Ainsi, pour ce navire, la zone mauritanienne est découpée sur le plan latitudinal en trois zones:

Zone Sud : (16N04' -à 18N02')

Zone Centre : (18N02' à 19N47')

Zone Nord : (19N47' -20N36')

Sur le plan bathymétrique 4 strates de la côte au large sont identifiées.

- bathymétrie A : 16 à 50 m
- bathymétrie B : 50 à 100 m
- bathymétrie C : 100 à 200 m
- bathymétrie D : > à 200 m

Pour le N'Diogo seules les trois premières strates bathymétriques sont concernées. Les résultats de prospection du Fridjof Nansen ne se basent pas sur une stratification

bathymétrique pour le calcul des biomasses. Pour aborder cette question, mais aussi pour étudier la variabilité nyctémérale, nous avons eu recours aux données de SA (densité acoustique) qui sont plus détaillées en choisissant comme exemple d'application les sardinelles, les chinchards et le plancton. Les données utilisées couvrent la période de 1995 à 2001 pour la zone mauritanienne. C'est dans ce cas, où on identifie les quatre strates bathymétriques.

Pour la variabilité nyctémérale, il est bien établi que plusieurs espèces de petits pélagiques vivent le jour en banc et se dispersent la nuit. Or ce type de comportement peut avoir une grande incidence sur les résultats d'évaluation des campagnes acoustiques. Certains bateaux, comme le Capricone, ont effectué des couvertures avec duplication du parcours jour-nuit. D'autres comme le Fridtjof Nansen ne procèdent pas à cette correction avançant que ce comportement n'est pas universel. Pour étudier cette question, nous avons subdivisé les données SA en 4 modalités en tenant compte de la période des campagnes (novembre-décembre):

- aube : 05 h:40mn:00" à 06h:40mn:00"
- jour : 06h:41mn:00" à 18h:59mn:00"
- crépuscule : 19h:00mn:00" à 20h:00':00"
- nuit : 20h:01mn:00" à 05h:39mn:00"

Pour rendre ces données comparables, nous les avons ramenées à une base horaire.

En définitive quatre jeux de données sont finalement considérés dans la suite des analyses :

- **Données N'Diogo**

Deux campagnes n'ont pas été intégrées à l'analyse car elles ne couvrent pas toute la ZEE mauritanienne. L'analyse a donc porté sur 10 campagnes de 1983 à 1989. Les détections sont ventilées par espèce à partir de 1986.

Le fichier de base comporte 94 enregistrements. Un enregistrement correspond à la biomasse totale par mois et saison (2 modalités) par année (6 modalités de 1983-1984 et de 1986-1989) par bathymétrie (3 modalités) et par zone (3 modalités).

Il est couramment admis que les petits pélagiques modifient leur stratégie d'occupation de l'espace en fonction de leur niveau d'abondance totale. Pour tester cette hypothèse, nous avons introduit un indice de période.

- Année de forte abondance (1983, 1987 et 1988) ;
- Année de faible abondance (1984, 1986 et 1989).

- **Campagnes internationales**

Six campagnes internationales concernant la Mauritanie n'ont pas été prises en compte du fait que leurs données ne sont pas disponibles.

La zone Sahara sera généralement considérée dans cette section malgré le fait que d'une part l'analyse de campagnes du navire Ibn Sina, en début des années 1980, a montré que les résultats de celui-ci n'étaient pas concluants à cause notamment des dérives de l'équipement (performance du transducteur, hydrophone) (Marchal, 1991a) ; et d'autre part, les premières campagnes du Fridtjof Nansen (1981,1982) n'ont pas pu couvrir la partie au nord du cap Blanc en raison du conflit au Sahara Occidental (Ould Sidina, 1998).

La période couverte s'étale de 1974 à 2001. Certaines années n'ont pas fait l'objet de campagnes. D'autres ont été couvertes par deux voire plusieurs campagnes. Le fichier de base comprend 232 enregistrements. Un enregistrement correspond à la biomasse totale par type de bateau (7 modalités), par zone (5 modalités) et par an (23 modalités).

- **Données SA Fridtjof Nansen**

Le fichier de base comporte 245 enregistrements. Un enregistrement correspond au SA par espèce ou groupe d'espèces (3 modalités), par année (7 modalités : 1995-2001), par heure de la journée (4 modalités) et par bathymétrie (4 strates). A partir de ce fichier, on extrait les enregistrements correspondants à chacune des 3 espèces retenues.

- **Données par espèce**

Un fichier, comportant 51 enregistrements est utilisé pour étudier la répartition par espèce en tenant compte de 4 variables : pays (Mauritanie, Sénégal et Sahara) année (14 modalités de 1981 à 2001) ; saison (3 modalités) et bateaux (3 modalités, N'Diago, Fridtjof Nansen 1 et Fridtjof Nansen 2). Ces bateaux procèdent en général à la ventilation des détections par espèce.

5.3 Méthodes

5.3.1. Modèles Linéaires Généralisés (Generalized Linear Models : GLM)

Un modèle linéaire généralisé (voir chapitre 6) est appliqué au quatre jeux de données précédents. Cette analyse vise à (1) améliorer nos connaissances sur les facteurs responsables de la grande variabilité observée dans les biomasses (2) produire des résultats cohérents et sur une période suffisante pour calibrer les modèles utilisant les approches indirectes (3) servir de base de comparaison pour les rares intercalibrations entre les bateaux en activité dans la région.

Pour le choix du meilleur modèle (type de transformation), nous utiliserons le Critère d'Information d'Akaike (AIC) dont l'application nécessite le recours à un calcul itératif et qui donne les résultats les plus précis (McCullagh et Nelder, 1989). La valeur de l'AIC la plus faible traduit le modèle statistiquement le plus approprié.

Suivant la nature des données, on teste les paramètres suivants :

- * année
- * bateau
- * pays ou zone
- * saison (N'Diago)
- * indice de profondeur (strate N'Diago, Sa du second Fridtjof Nansen)
- * indice de période

Cette modélisation est réalisée à l'aide de la procédure GLM du logiciel R (Ihaka et Gentleman, 1996) (<http://www.r-project.org>). Nous avons appliqué le modèle GLM pour déterminer lequel des facteurs a le plus d'influence sur la biomasse globale ou spécifique suivant les cas.

Puisque l'ordre d'introduction des variables indépendantes dans le modèle affecte leur signification, nous avons procédé à plusieurs combinaisons de ces facteurs afin de déterminer le modèle qui explique la plus grande variance.

Par la suite, nous avons cherché à estimer les valeurs d'abondance moyenne, pour chaque modalité des différents facteurs en appliquant la fonction « Lsmean ». Cette fonction permet un rééquilibrage en donnant le même poids à chacune des modalités des facteurs en jeux. La transformation de données est souvent nécessaire pour stabiliser la variance, mais ceci va changer la relation dans le modèle. Il est en effet très usuel d'ajuster les données de PUE ou de biomasse par une transformation logarithmique. Cette transformation permet de réduire le nombre de valeurs nulles dans les observations et de se rapprocher des conditions de normalité des résidus. Nous passons alors, d'un modèle additif à une forme multiplicative, ce qui correspond mieux à la nature multiplicative des phénomènes biologiques sous-jacents.

Mais étant donné la difficulté d'interpréter les données ainsi transformées, il est alors utile de procéder à une transformation inverse des résultats pour avoir les indices d'abondance.

Biomasse = $\text{Exp}(\text{Lsmean}_a + \sigma_a^2/2) - 1$ (Dans le cas où la transformation est de type $\text{Ln}(x+1)$)

5.3.2. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) :

Nous avons conduit une analyse en utilisant une AFC sur le logiciel SPAD 5 (<http://www.cisia.com>). Cette analyse porte sur la variabilité nycthémerale en Mauritanie (245 enregistrements) des deux principaux groupes de sardinelles et des chinchards en plus du plancton (soit 3 variables actives) qui sont présentées par année (1995-2001), zone (Sud, Centre et Nord), par strate de profondeur (4 modalités) et cycle nycthémeral (aube, jour, crépuscule et nuit).

5.4. Evolution inter-annuelle de la biomasse totale de 1974 à 2001

5.4.1. Région Nord Ouest Africaine (données campagnes internationales)

Sur les 64 campagnes acoustiques prises en compte dans le cadre de ce travail, 38 campagnes ont été menées dans la ZEE mauritanienne. Mais 14 campagnes seulement ont couvert à la même période la zone mauritano-sénégalaise (Tableau 5.1). En raisonnant au niveau de la biomasse totale, la variabilité paraît plus élevée au Sahara et au Nord de la Mauritanie que dans le reste de la zone. Le nord Sénégal montre une variabilité assez proche de la zone nord Mauritanie. Le nord de la Mauritanie, nous l'avons déjà vu, est un carrefour biogéographique. Ce qui explique probablement la plus grande variabilité observée dans cette zone.

Au niveau de l'ensemble de la ZEE mauritanienne et sénégalaise nous observons que la variabilité y est moins importante que dans leur sous zone respective. Logiquement, ceci traduit une variabilité locale plus forte que la variabilité globale. (Tableau 5.1)

Tableau 5.1 : Coefficient de variation inter-campagnes (en %) des biomasses de petits pélagiques par grande zone de la sous-région de 1974 à 2001 et nombre de campagne effectué

	Sahara	Nord Mauritanie	Sud Mauritanie	Nord Sénégal	Sud Sénégal	ZEE Mauritanie	ZEE Sénégal	Mauritanie+ Sénégal
C.V.	75,6	80,3	55,3	67,6	53,2	61,6	47	35,9
Nombre de campagne	22	26	26	31	31	38	32	14

La standardisation de ces campagnes a été effectuée à l'aide du modèle de la forme :

Biomasse \sim An + Bateau + Zone + An : bateau , family = gaussian (log)

Tableau 5.2: Mise en évidence d'une tendance éventuelle d'évolution des biomasses(1974-2001)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			128	121,157		
An	21	13,6610	107	107,496	1,7969	0,0310
Bateau	6	26,8940	101	80,602	12,3805	0,0000
Zone	4	43,3520	97	37,250	29,9354	0,0000

Dans ce modèle, les facteurs bateaux et zone sont significatifs à plus de 99%, l'effet an est significatif à 95 % (Tableau 5.2). Il n'y a pas d'interaction significative entre la variable année et la variable bateau ni entre la variable an et zone. Toutefois, nous observons une chute

rapide de la déviance. En effet, ce modèle permet d'expliquer 70 % de la variance. La contribution de l'effet zone, où s'est déroulée la prospection, est la plus importante.

Sur la base de ce modèle on établit un facteur de standardisation en utilisant le N'Diogo comme référence. Ce facteur de standardisation est appliqué aux données brutes par zone et par an. Le choix du N'diogo est critiquable en raison d'une part de la période relativement limitée couverte par ce bateau et du fait qu'il a travaillé uniquement dans la zone mauritanienne d'autre part. Cependant celui-ci se justifie par plusieurs considérations. Tout d'abord il couvre la zone mauritanienne qui constitue le cas d'étude de ce travail. Ensuite, lors de son activité, il assurait en général deux campagnes par an tout en procédant à un découpage par strate de la zone permettant ainsi d'intégrer la variabilité saisonnière et spatiale. Enfin, et contrairement aux deux bateaux sénégalais, il procédait aux chalutages de contrôle à partir de 1986. En outre, il n'y a pas un bateau qui a travaillé dans la zone pendant toute la période. Du fait qu'il n'y a pas eu de recouvrement en terme de période entre le N'Diogo et les bateaux russes (opérant en Mauritanie), ces derniers n'ont pas été considérés dans l'analyse. « La puissance de pêche » du Capricorne était la plus importante en raison probablement d'une part de la prise en compte par ce navire des différences jour et nuit et d'autre part du fait qu'il a travaillé essentiellement dans les années 1970 et début des années 1980 quand les stocks ne subissaient pas une très grande pression de pêche commerciale.

Sur la base de la standardisation en référence à la puissance de pêche de N'Diogo, nous observons (Fig.5.2) que la biomasse globale montre sur le long terme une certaine stabilité dans la zone Mauritanie-Sénégal. La zone Sahara n'est pas considérée ici pour les raisons évoquées plus haut. Le début de la période a été marqué par la présence de forte biomasse détectée dans la zone sénégalaise. A cette époque, la couverture de la zone mauritanienne est plutôt épisodique. En revanche, dans les années quatre vingt, c'est dans la zone mauritanienne que les détections sont les plus importantes. Il faut toutefois souligner les tendances comparables entre les zones mauritanienne et sénégalaise en 1983 et 1989 (baisse) (Fig.5.2). De 1995 à 2000, il apparaît que les biomasses globales dans la zone sud Mauritanie et sud Sénégal, sont en opposition de phase traduisant ainsi le caractère migratoire de ces espèces dont plusieurs de leurs stocks sont partagés entre les deux pays.

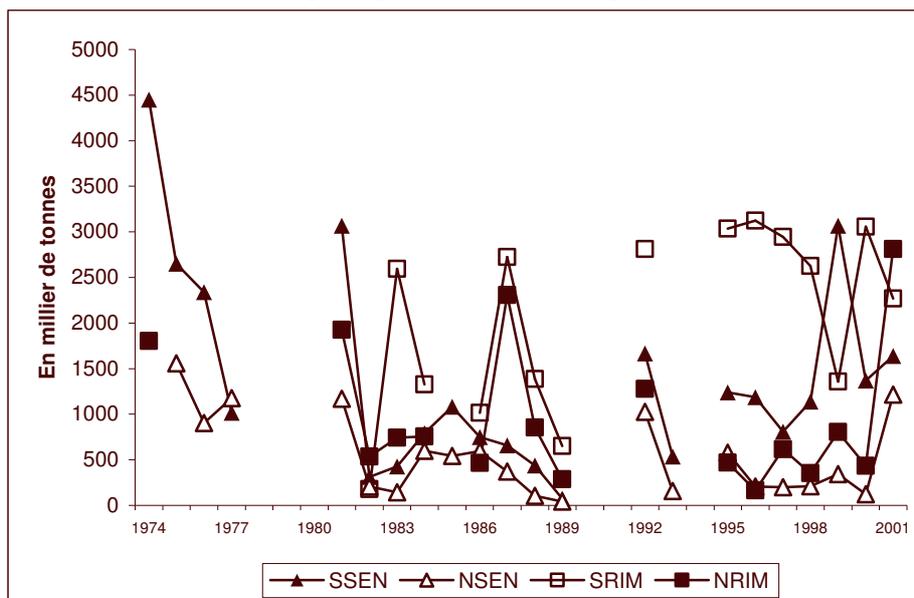


Fig.5.2 Evolution de la biomasse totale standardisée et par zone dans la zone Mauritanie-Sénégal (SSEN : sud Sénégal ; NRM : nord Mauritanie)

5.4.2. Mauritanie

- **pour l'ensemble des campagnes considérées**

Là aussi, une grande variabilité dans les résultats des prospections de différentes campagnes est observée (Fig.5.3). La standardisation de ces campagnes, toujours sur la base du N'diogo et sur la base d'un modèle an+bateau et la zone mauritanienne uniquement, montre une certaine stabilité sur le long terme autour de 1,8 million de tonnes.

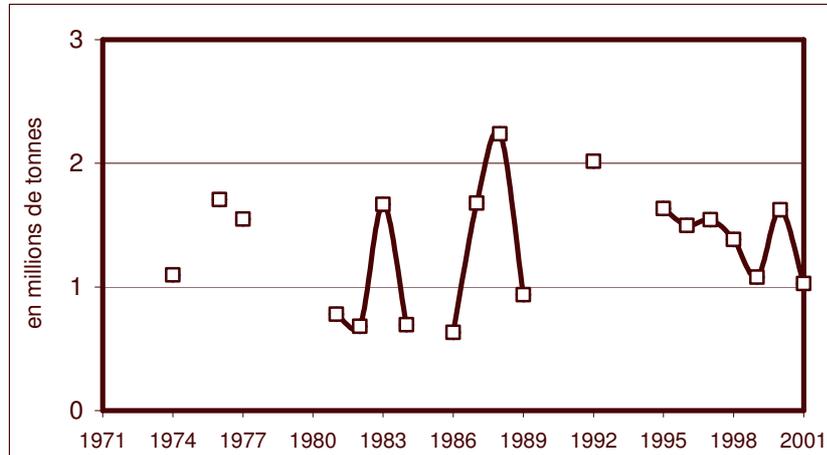


Fig.5.3. Evolution de l'indice de l'abondance standardisé dans la zone mauritanienne

Toutefois, lorsque nous focalisons l'attention sur les années 1995-2001, une chute presque continue est observée passant de deux à un million de tonnes. Ceci met en évidence l'importance de tenir compte des longues séries.

- **Les résultats du N'Diogo : évolution annuelle et schéma moyen de répartition spatio-saisonnier**

Les résultats des évaluations du N/O N'Diogo pour la période 1983-1989 donnent des biomasses par strate bathymétrique, saison et zone. Un premier modèle est testé pour estimer l'évolution annuelle des biomasses pour l'ensemble des espèces. Ce modèle prend en compte deux effets : l'effet an et l'effet strate. Une importante variabilité inter-annuelle est ainsi mise en évidence (Fig.5.4).

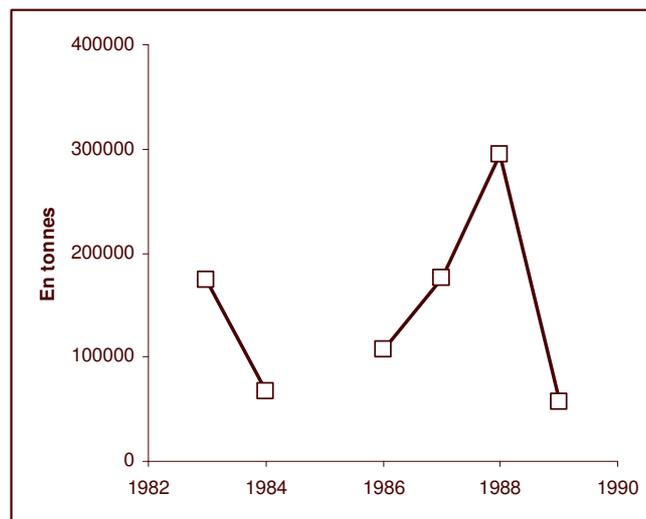


Fig.5.4 Evolution inter-annuelle de la biomasse totale suivant les résultats du N'Diogo

Un second modèle est mis en oeuvre pour analyser la répartition spatiale et saisonnière de cette biomasse totale. Il est de la forme

Modèle : Biomasse~strate + zone+saison + zone : saison

Tableau 5.3 : Test de l'effet de différents facteurs sur la biomasse(données N'Diago: période 83-89)

	Df	Deviance	Residual Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			93	2866100		
Bathy	2	786290	91	2079800	224,9230	0,0000
Zone	2	285120	89	1794700	81,5600	0,0005
Saison	3	149710	86	1645000	28,5510	0,0421
Zone : Saison	4	211760	82	1433300	30,2870	0.0220

Ce modèle permet d'extraire 50 % de la variance. La stratification bathymétrique en explique plus de la moitié (28,5 %). L'effet zone contribue avec environ 14 %. L'effet saison et l'effet croisé zone : saison, bien qu'ils soient significatifs, ne contribuent que faiblement dans la variabilité de la biomasse (Tableau 5.3). L'effet croisé bathy : zone n'est pas significatif traduisant ainsi une répartition bathymétrique identique dans toutes les zones. En revanche, l'effet zone : saison est significatif à 95 % mettant ainsi en évidence un balancement sud-nord suivant les saisons. Les biomasses diminuent de façon drastique de la côte vers le large (Fig.5.5). Josse et Chavance (1988) notent que lors de campagnes acoustiques menées par le N/O "N'Diago", les détections les plus importantes de la sardine ont été enregistrées en deçà de 50 mètres (jusqu'à 77,5 % de la biomasse totale de cette espèce). Ce qui met en évidence l'importance de tenir compte de ce facteur dans l'évaluation par méthode acoustique. Dans ce cadre, Gunderson (1993) note qu'on peut réduire de deux tiers la variance de biomasse en intégrant dans le schéma de prospection un paramètre bathymétrique.

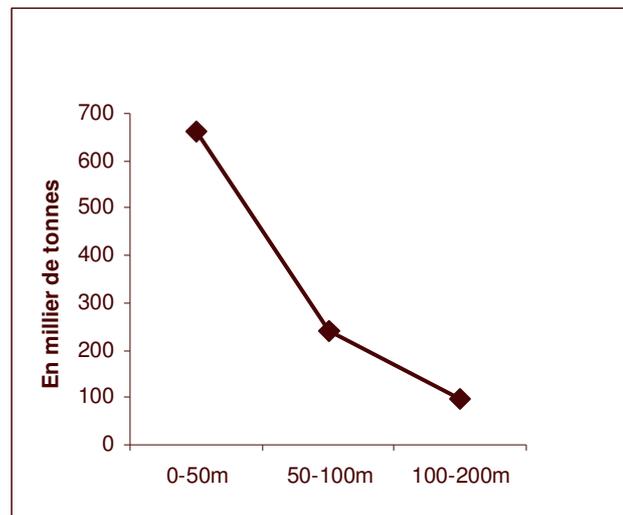


Fig.5.5. Evolution de la biomasse totale en fonction de la bathymétrie

Nous observons que pour l'effet croisé « Zone : Saison », les biomasses en saison froide sont au nord puis elles diminuent. A l'inverse, au sud elles remontent. L'effet zone est lui aussi déterminant puisque la zone nord paraît la plus riche suivie par la zone centre (Fig.5.6). Cette dernière zone, connaît une biomasse maximale en saison de transition froide-chaude (saison 2) suite probablement à la migration de la sardinelle ronde et du chinchard noir africain dans cette zone. Il semble que la zone nord ne soit pas concernée par cette migration à cette époque.

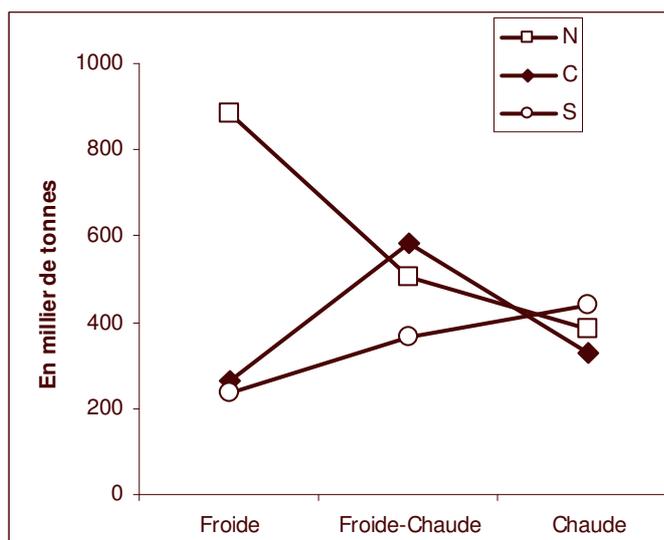


Fig. 5.6. Evolution des biomasses en fonction des saisons et dans chacune des zones

Un modèle est mis en œuvre en identifiant un effet période (IP) pour étudier la stratégie de l'occupation de l'espace en fonction du niveau de l'abondance (niveau fort et niveau faible).

Ce modèle est de la forme :

biomasse~zon+bathy+IP+sais+bathy:IP+IP:zon+IP:sais+IP:zon:sais, family=poisson)

Tableau 5.4 : mise en évidence d'un effet période (ND : 1983-1989)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			93	16659812		
Zone	2	520931	91	16138881	260466	0,0000
Bathy	2	6912619	89	9226262	3456310	0,0000
IP	1	2232273	88	6993989	2232273	0,0000
Sais	3	201869	85	6792120	67290	0,0000
bathy:IP	2	50525	83	6741595	25263	0,0000
zon:IP	2	100780	81	6640815	50390	0,0000
IP:sais	2	581964	79	6058851	290982	0,0000
zon:IP:sais	8	1589301	71	4469550	198663	0,0000

Tous les effets simples et croisés testés sont significatifs à 99,99 % et expliquent 73,20 % de la variance. L'effet bathymétrie contribue à lui seul avec 45 % (Tableau 5.4). Il y a aussi une stratégie spatio-saisonniers suivant le niveau de biomasse et en fonction de la strate de profondeur.

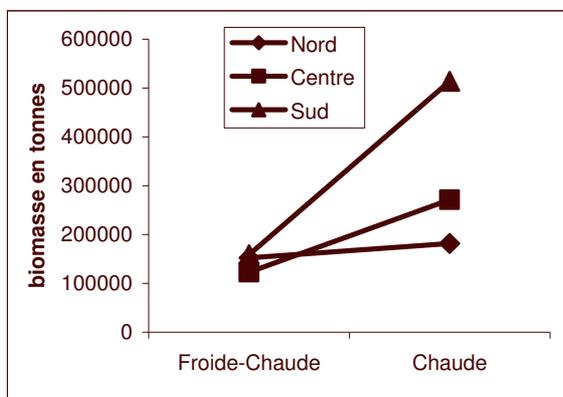


Fig.5.7 Résultat de l'effet croisé saison, zone pour la période de faible abondance

En période de faible abondance, les biomasses maximales sont enregistrées en saison chaude dans la zone sud (Fig.5.7). En revanche, en période de forte abondance, c'est dans la zone nord et en période de transition froide chaude, qu'on observé le pic de biomasse (Fig.5.8).

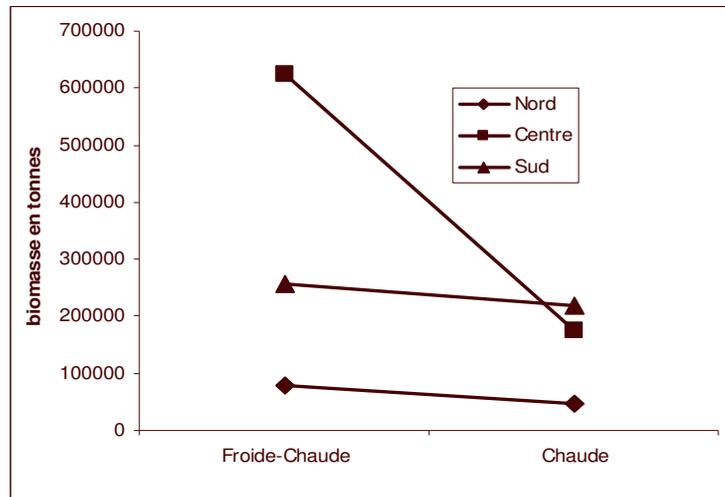


Fig.5.8 Résultat de l'effet croisé saison, zone pour la période de forte abondance

5.5. Evolution inter-annuelle de la biomasse spécifique (en Mauritanie et au Sénégal)

Comparée aux zones tempérées, les espèces de petits pélagiques sont nombreuses dans cette région. Les ventilations des biomasses globale par espèce sont fortement affectées par ce fait. Ces différentes espèces peuvent présenter des différences de réponse acoustiques qui risquent d'entraîner des biais importants. Dans la zone Sénégal, en se référant aux campagnes de Fridjof Nansen, les groupes des chinchards et des sardinelles montrent cependant une grande stabilité relative entre la période 1981-1992 et la période récente (Fig.5.9).

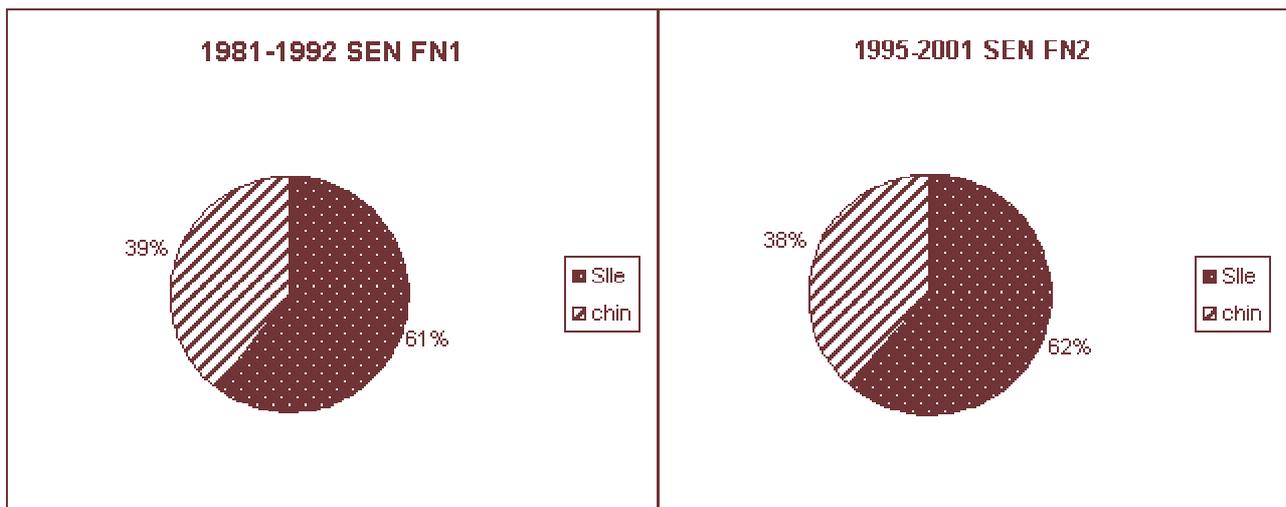


Fig. 5.9. Contribution de différentes espèces dans les biomasses détectées par le premier et second Fridjof Nansen dans la zone Sénégal

Dans la zone mauritanienne, en revanche, on observe une augmentation très sensible de la contribution des sardinelles au détriment des chinchards et surtout de la sardine qui semble

disparaître (Fig.5.10). La disparition de la sardine dans la période 1995-2000 (Fig.5.10) dans la zone mauritanienne pourrait s'expliquer d'une part par une raréfaction déjà observée dans les captures (Chapitre 4) et aussi par la période où sont conduites ces campagnes qui n'est tout à fait appropriée pour cette espèce tempérée qui commence à descendre en général dans les eaux mauritaniennes depuis la zone Sahara à partir de novembre. Les campagnes menées en Novembre ne couvrent donc qu'une partie limitée de ce stock partagé.

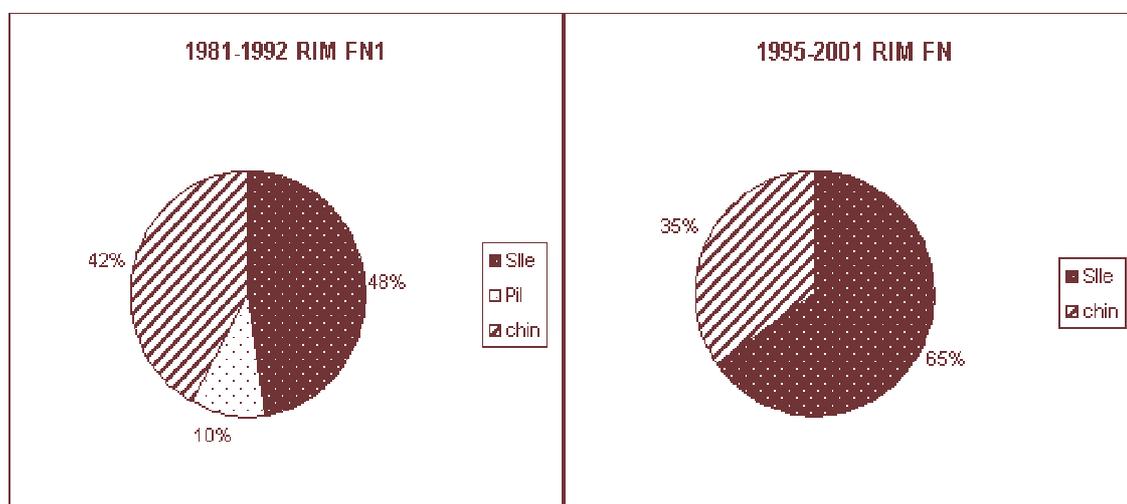


Fig. 5.10. Comparaison de la contribution de différentes espèces dans les biomasses détectées par le premier et second Fridjof Nansen dans la zone Mauritanie

5.5.1 Variation d'abondance des sardinelles

- **Abondance globale par zone**

Le coefficient de variation calculé pour toute la période 1995-2001 est plus fort dans la zone saharienne et sénégalaise que dans la zone mauritanienne (Tableau 5.5). Lorsqu'on s'intéresse à la sardinelle ronde, la différence entre ces zones s'accroît. Ceci est vraisemblablement lié au fait que les stocks halieutiques à la périphérie de leur distribution doivent être plus variables qu'au niveau de leur centre de gravité situé dans ce cas dans la zone mauritanienne. Or, on pensait que la couverture de la zone mauritanienne seule, dans le cadre des campagnes nationales par exemple, n'a pas beaucoup d'intérêt en terme d'évaluation dans la mesure où la variabilité y est trop grande (Marchal, 1991a). La comparaison des résultats obtenus dans cette zone avec ceux des zones adjacentes permet de relativiser cette assertion pour les sardinelles.

Tableau 5.5: Coefficient de variation sur les estimations de deux Sardinelles et de *Sardinella aurita* par pays pour la période 1995-2001 (Données Fridjof Nansen)

	Sahara	Mauritanie	Sénégal
Sardinelles	66,1	43,5	57,9
S. aurita	82,7	40,7	71,4

Les valeurs moyennes d'abondances de la sardinelle ronde, sur la base d'un modèle pays+zone, montre un gradient de biomasses qui augmentent du sud au nord (Fig.5.11). Ce schéma est fortement marqué par l'évolution des biomasses de cette espèce à partir de 1995 (le modèle intégrant l'effet année n'est pas présenté n'étant pas significatif) qui dépasse le million de tonnes alors qu'au début de la période il s'élevait juste à quelques centaines de milliers de tonnes. En revanche l'effet zone (pays) est largement significatif. La biomasse de

cette espèce se trouve alors fortement concentrée dans la zone nord (Fig.5.11) surtout que la période des campagnes (novembre-décembre) coïncide avec la migration du stock sénégal-mauritanien dans la zone mauritanienne.

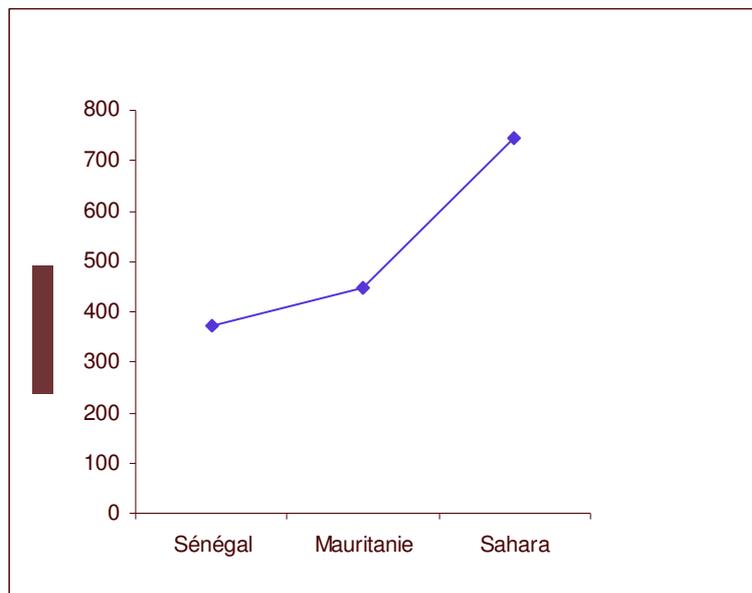


Fig.5.11. Répartition moyenne des biomasses de la sardinelle ronde en fonction des pays.

L'importance de la zone dans la variabilité de ces ressources se confirme aussi ici à l'échelle de la sous-région.

- **Evolution de l'abondance globale**

Le modèle an+bateau est mis en oeuvre sur les données biomasses de la sardinelle plate. Une grande variabilité inter-annuelle est mise en évidence avec globalement une tendance à la décroissance à partir de 1992.(Fig 5.12).

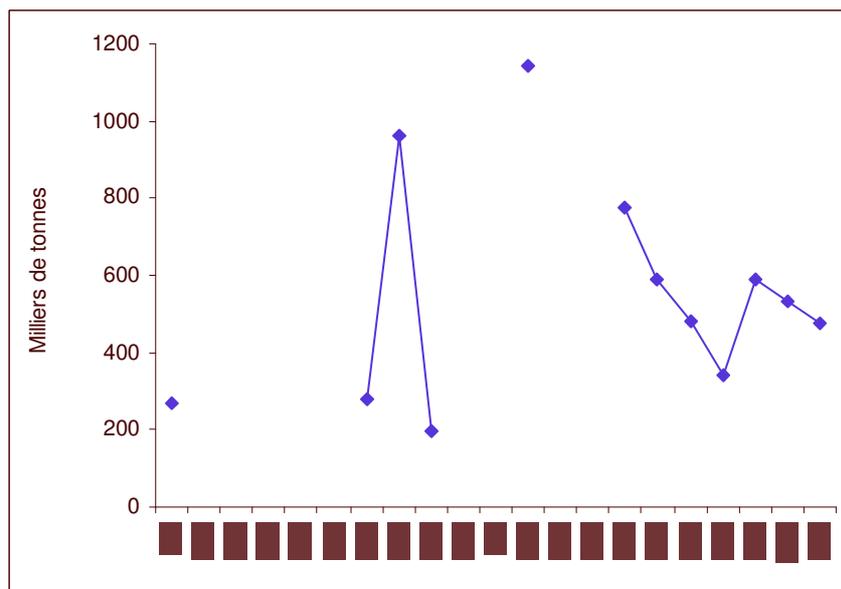


Fig.5.12. Variations inter-annuelles des biomasses de la sardinelle plate dans la sous-région nord ouest africaine

- **Evolution de l'abondance par zone**

Nous avons appliqué un modèle GLM pays+an sur les deux sardinelles sur l'ensemble des valeurs puis uniquement sur les valeurs positives. Les résultats ne sont pas concluants (13,5 millions de tonnes en 1999). Nous présentons les données brutes moyennes sans standardisation. Ces deux espèces présentent des biomasses faibles au début des années quatre vingt (Fig.5.13). En revanche, en 1992 celles-ci atteignent 3 millions de tonnes dans la zone sénégal-mauritanienne soit 6 fois le niveau de 1986. Cette augmentation s'est maintenue jusqu'en 1996 suivie d'une chute presque continue notamment pour la zone mauritanienne. Cette augmentation de biomasses dans les années 1990 est constatée même dans des conditions à priori mauvaises pour une évaluation correcte car en octobre-novembre, période où se déroulent les campagnes ; les sardinelles sont trop proches de la surface tout au moins dans la zone nord de la Mauritanie²⁸ (Maigret, 1972). Or la technique acoustique ne permet pas d'intégrer les échos des poissons se trouvant entre 0 et 10 m de profondeur (Massé, 1988). Comment peut-on alors interpréter la grande abondance des sardinelles dans la zone dans les années 1990 par rapport aux années 1980? La faiblesse des biomasses dans le début des années 1980 a été précédée d'une augmentation de la température moyenne pendant la période 1979-1980 (Fig.5.14) même au nord de la Mauritanie et au Sahara où l'upwelling est permanent. Ce réchauffement est aussi observé dans les années 1990. Il concerne surtout la période 1995-1996. On peut penser qu'il est au moins pour partie responsable de l'extension des stocks des sardinelles à cette époque. Ainsi, Anonyme (1995) Bianchi et al. (1998) notent que des biomasses d'un million et de 1,5 millions sont détectées dans la zone Sahara respectivement en 1995 et 1996.

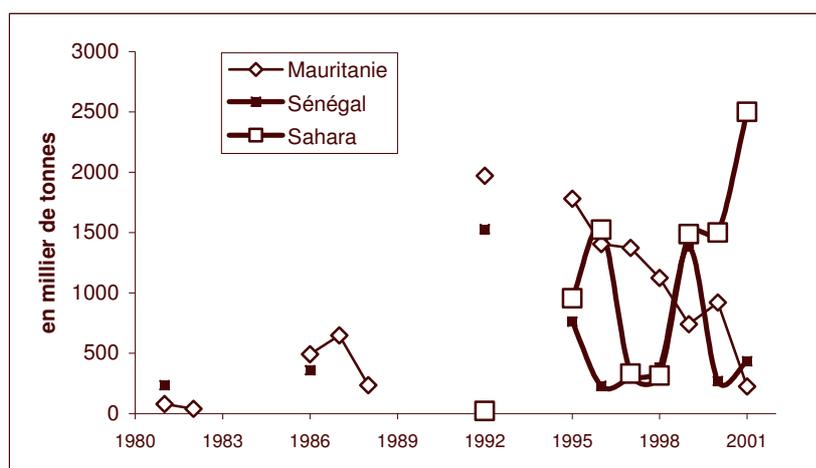


Fig.5.13 Evolution annuelle des biomasses des sardinelles dans la sous-région nord-ouest africaine

Mais alors que le premier réchauffement a coïncidé avec de faibles biomasses des sardinelles, cette dernière période a vu l'explosion de ces espèces. Comment interpréter cette apparente contradiction? Il semble que l'effet environnemental n'est pas incriminé ici puisque nous sommes dans des situations « thermiques » proche. Il reste alors l'effet pêche, ou plutôt absence de pêche, qui semble bien être la raison principale. En effet, après le départ en 1981 de la flottille des senneurs de l'Interpêche, qui ciblait essentiellement les sardinelles (Josse, 1987), il n'y a plus un effort dirigé sur ces espèces en zone mauritanienne même si la flottille roumaine, la deuxième en importance dans la ZEE mauritanienne dans les années 1980, a une activité plus orientée vers les clupéidés (Chavance, 1990, Ould Taleb Sidi, 1996). Mais les captures de cette flotte roumaine sont en moyenne de 20 000 tonnes par an (Ould Soueilim et

²⁸ Nous pouvons cependant remarquer qu'étant donné que ces campagnes se déroulent à la même époque chaque année cet effet est gommé mais uniquement quand on s'intéresse à la période à partir de 1995 et pour le second Fridjof Nansen seul.

Ould Taleb Sidi, 1994). Toutefois, une nette amélioration dans les captures des sardinelles a été perceptible en 1990 où environ 100 000 tonnes de sardinelles ont été débarquées par les deux flottilles soviétiques et roumaines pour probablement compenser la chute des captures des chinchards (Ould Taleb Sidi, 1996). Mais l'immobilisation de la flottille soviétique par manque d'avitaillement et la baisse progressive de l'activité de la flottille roumaine avant son retrait définitif en début 1993, a fortement diminué l'effort de pêche sur les sardinelles.

En outre, on constate que les biomasses des sardinelles se sont nettement redressées en 1999 dans les zones Sahara et Sénégal. Or Samb (2003) affirme que cette année était la plus froide de la décennie 1990 au niveau de la zone séné-gambienne. Nous observons également un refroidissement dans la zone mauritanienne cette année mais qui est relativement peu prononcé (Fig.5.14). Ce redressement s'explique vraisemblablement par l'extension du stock saharien ayant des préférences thermiques plus douces au niveau de l'ensemble de la sous-région. C'est probablement pour cette raison que la chute constatée au Sénégal en 2000, n'a pas eu lieu au Sahara. En fait dans la plus part des écosystèmes occupés par la sardinelle ronde, celle-ci est capable de migrations entre différentes zones favorables (Boely et al.,1982). Les distances parcourues sont d'autant plus importantes que les individus sont plus grands (Fréon et al.,1978).

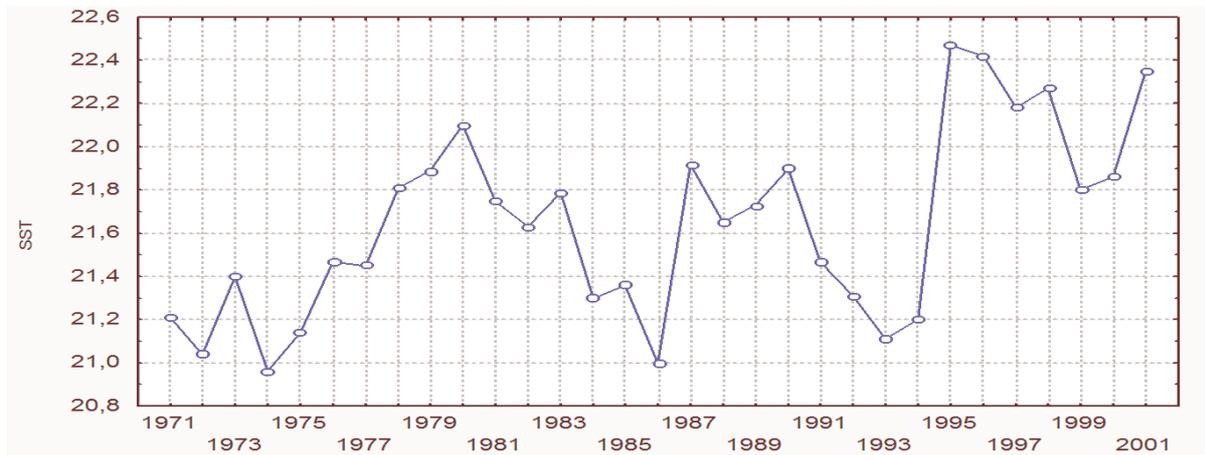


Fig.5.14 Evolution de la température de surface dans le nord de la ZEE mauritanienne (Données IMROP non publiées).

5.5.2. Structures démographiques

Pour mieux illustrer la répartition de cette espèce au niveau de la région nord ouest africaine et disposer ainsi d'indices supplémentaires de l'existence d'un stock distinct sédentaire au niveau de la zone mauritano-saharienne, on analyse la distribution démographique dans les 3 zones (Fig.5.15). Des forts recrutements sont observés en 1998 et 1999 en Mauritanie et dans une moindre mesure au Sénégal en 1999. En Mauritanie, les forts recrutements de 1998 se traduisent en 1999 par un pic d'abondance des jeunes adultes (et en 2000 pour les adultes). En revanche, le pic observé en 1999 pour les juvéniles en Mauritanie et au Sénégal (et au Sahara) ne se retrouve pas les années suivantes. Tout se passe comme si ce pic, qui concerne d'ailleurs le groupe 2, correspondait à un changement de capturabilité plutôt qu'un bon recrutement. En zone Sahara, en revanche, on note une augmentation continue des juvéniles et des adultes à partir de 1998. Deux hypothèses non exclusives sont avancées pour expliquer cette différence. La première est que dans la zone mauritano-sénégalaise, nous assistons à une exploitation soutenue respectivement des sub-adultes et adultes et des adultes par rapport à la zone Sahara.

La seconde est l'extension du stock saharien qui a une dynamique propre. Il serait alors intéressant de déterminer qui des deux stocks est responsable de l'explosion et du maintien des sardinelles dans la zone Sahara.

- i) cette explosion est due à une extension au nord du stock sénégal-mauritanien. Cette hypothèse semble se vérifier en raison de la présence en zone mauritano-saharienne presque exclusivement d'individus adultes en 1995 et 1996 alors que les juvéniles et les sub-adultes sont rencontrés au Sénégal et en Mauritanie. Ceci démontre la grande mobilité des sardinelles de cette fraction d'âge. D'ailleurs, cette hypothèse est celle privilégiée par (Anonyme AtlantNiro,1995; Bianchi et al., 1998) qui ont montré qu'en 1995 la masse d'eau Centrale Sud Atlantique (SACW) dans la strate 50-150 m a atteint la zone Sahara. Ils ajoutent que suite à cela des concentrations importantes de sardinelles sont détectées entre le 21-24°N (zone Sahara).
- ii) l'explication du maintien des biomasses élevée de *Sardinella aurita* en zone Sahara devient plus problématique si on retient l'existence d'un seul stock car on assiste à une augmentation continue de la phase adulte et sub-adulte dans cette zone à partir de 1998. Ce stock résidant qui en temps normal serait circonscrit dans une aire relativement restreinte se manifeste quand les conditions deviennent plus favorable. A la lumière de ces différents éléments, il semble bien qu'en 1995 et 1996 c'est l'expansion du stock sénégal-mauritanien qui est responsable de l'augmentation des biomasses de sardinelles rondes dans la zone Sahara. Alors que depuis 1998, ce serait plutôt le stock mauritano-saharien qui se manifeste. Dans tous les cas, la zone Sahara est devenue l'une des grandes zones de concentration de *Sardinella aurita* tout au moins dans la période novembre-décembre.

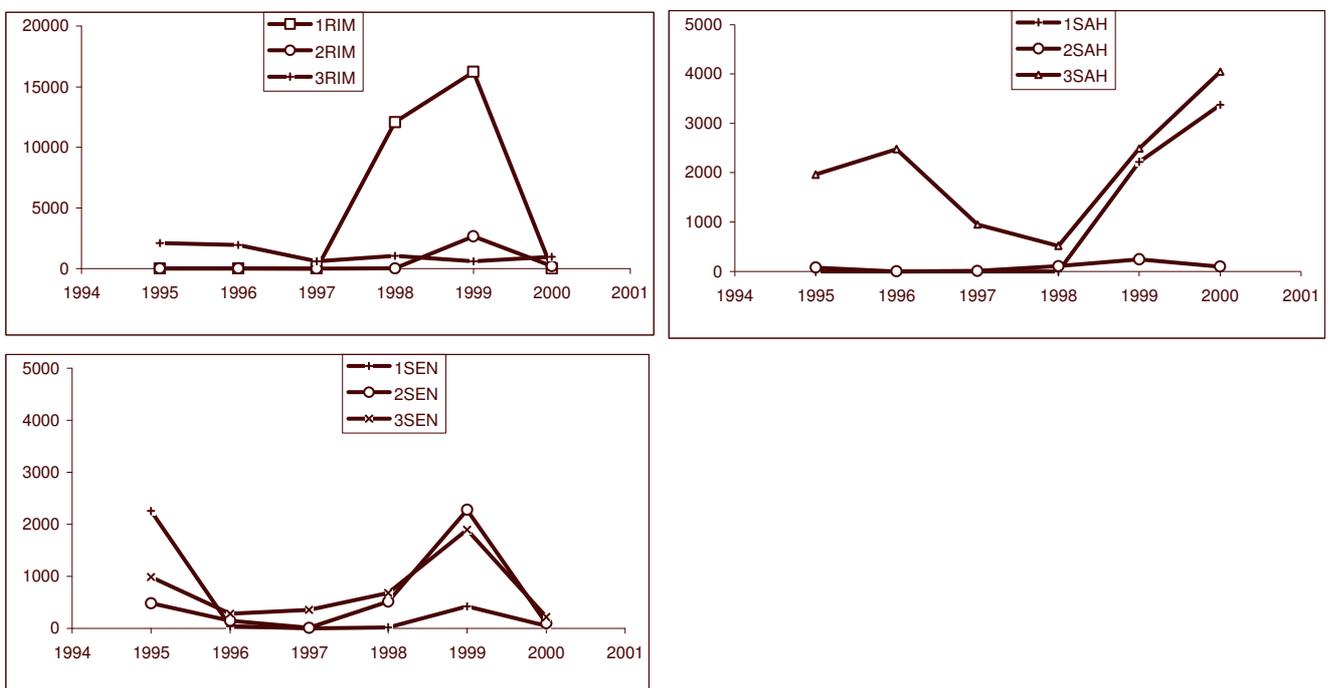


Fig.5.15 variation annuelle des effectifs en millions d'individus de *Sardinella aurita* dans la sous région 1 : juvéniles(Lt<15cm) 2 : jeune adulte(15<Lt<25cm) 3 : adulte (Lt>=25cm)
SAH : zone Sahara RIM : zone Mauritanie SEN : zone sénégalienne (sources:campagnes Fridtjof Nansen)

5.5.3. Chinchards

- **Répartition par pays**

Les chinchards sont très près du fond le jour. Ils sont donc mal échantillonné par acoustique à ce moment de la journée. Or le schéma de prospection des bateaux russes, mieux orienté vers l'évaluation des chinchards, qui sont des cibles principales de leurs flottilles, privilégient la prospection de jour. Suivant le raisonnement des scientifiques à bord, le zooplancton est si dense la nuit qu'il peut masquer les détections de poissons et la séparation des échos du poissons et du plancton n'est pas toujours satisfaisante car elle est assez subjective. En outre, la ventilation des chinchards dans les campagnes acoustiques est rare au niveau de la zone d'étude. Les données concernant ce groupe sont présentées tantôt sous la rubrique chinchards et tantôt carangidés mais rarement sous forme spécifique. Seuls les deux Fridtjof Nansen et le N/O N'diogo arrivaient à déterminer la composition spécifique de ce groupe. Sur la base de ce jeu de données (39 enregistrements positifs), seul l'effet pays est significatif. Il apparaît que les biomasses du chinchard noir africain les plus importantes sont localisées dans la zone Sahara (Fig. 5.16) avec un gradient croissant sud-nord comme dans le cas de la sardinelle ronde. Ce schéma est à priori surprenant dans la mesure où cette espèce est considérée comme étant tropicale. Toutefois en tenant compte de la période de prospection dans la période récente et en intégrant les nouveaux équipements (BEI) qui permet d'évaluer les bancs denses près du fond, on peut effectivement s'attendre à un tel schéma de répartition. En effet, les campagnes se déroulent en période de migration vers le nord de cette espèce. Ceci est confirmé par le fait que les détections de cette espèce en février 1992 l'ont été davantage dans la zone Sénégal (490 000 tonnes) qu'en Mauritanie (90 000 tonnes). Alors qu'elle n'a pas été observée au Sahara. En outre, il est souvent difficile de séparer les échos de cette espèce qui présente la même morphologie que *Trachurus trachurus*, une espèce tempérée plus abondante au Sahara. Tout semble indiquer cependant que cette grande présence au Sahara est un artéfact de l'observation.

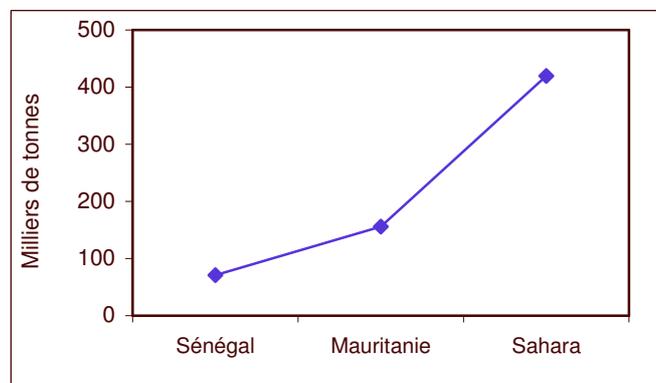


Fig.5.16. Répartition régionale des biomasses de *Trachurus trecae* dans la sous-région nord ouest africaine

- **Evolution de l'abondance**

Pour l'ensemble des chinchards, nous avons conduit un GLM pays+an. Ce modèle met surtout en évidence l'importance de la variabilité inter-annuelle des biomasses avec une tendance globalement à la baisse sur les 20 années concernées. La comparaison de cet indice avec la courbe des captures révèle plusieurs aspects (Fig.5.17). Mis à part la période 2000 et 2001, où les tendances sont opposées, pendant le reste de la période les deux indices restent dans une fourchette comparable. Toutefois on observe que les captures peuvent être supérieures aux biomasses certaines années, comme en 1995 et 1996 et surtout 2000 et 2001. Ce qui est difficile à expliquer. Ceci démontre que si les campagnes acoustiques peuvent être utilisées pour disposer d'un indice rapide sur les tendances globales des stocks étudiées, elles

ne peuvent pas en revanche servir pour établir des quotas de captures du fait qu'elle ne constituent qu'une photographie instantanée de la ressource particulièrement quand il y a une seule campagne par an qui couvre toute la région comme c'était le cas pendant la période considérée (1981-2001).

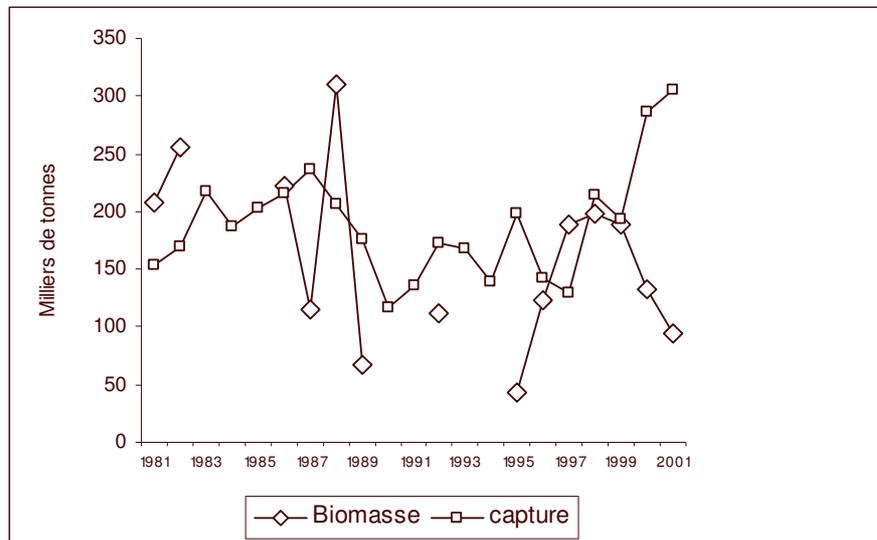


Fig.5.17. Variations inter-annuelles des biomasses et des captures des chinchards dans la sous-région nord ouest africaine

5.6 Répartition spatiale et variabilité nycthémerale des sardinelles et chinchards

L'analyse de la variabilité nycthémerale et spatiale des sardinelles et chinchards est conduite sur la base des résultats Sa (densités acoustiques) des campagnes du Fridjof Nansen menées de 1997 à 2001. Ces traitements sont réalisés respectivement par le recours à une AFC et un modèle linéaire généralisé.

5.6.1 sur la base de l'AFC

Les deux premiers facteurs de l'AFC expliquent 100 % de l'inertie totale : il y a trois variables actives seulement (chinchards, sardinelles et plancton)(Fig.5.18).

Axe 1 : Cet axe oppose les chinchards aux sardinelles. Le premier groupe présente les meilleures contributions et une très bonne qualité de représentation. En ce qui concerne les variables illustratives, sur cet axe, les modalités « nycthémerales » se positionnent au centre. En terme de zone, le nord se trouve du « côté chinchards ». Pour la bathymétrie, la strate côtière (côté sardinelles) s'oppose aux strates profondes (côté chinchards). C'est donc un axe « composition spécifique » (chinchards ou sardinelles) qui dépend pour partie de la latitude et de la bathymétrie mais indépendamment du cycle jour et nuit.

L'axe 2 : Cet axe est construit majoritairement par la variable planctons qui s'oppose là aussi à la variable sardinelle. Les modalités : aube, zone nord et strate profonde sont situées du côté plancton. Alors que pour les sardinelles c'est toujours la modalité strate côtière qui se trouve à sa proximité. C'est surtout un axe bathymétrie, la sardinelle étant observée à la côte et les concentrations du plancton au large.

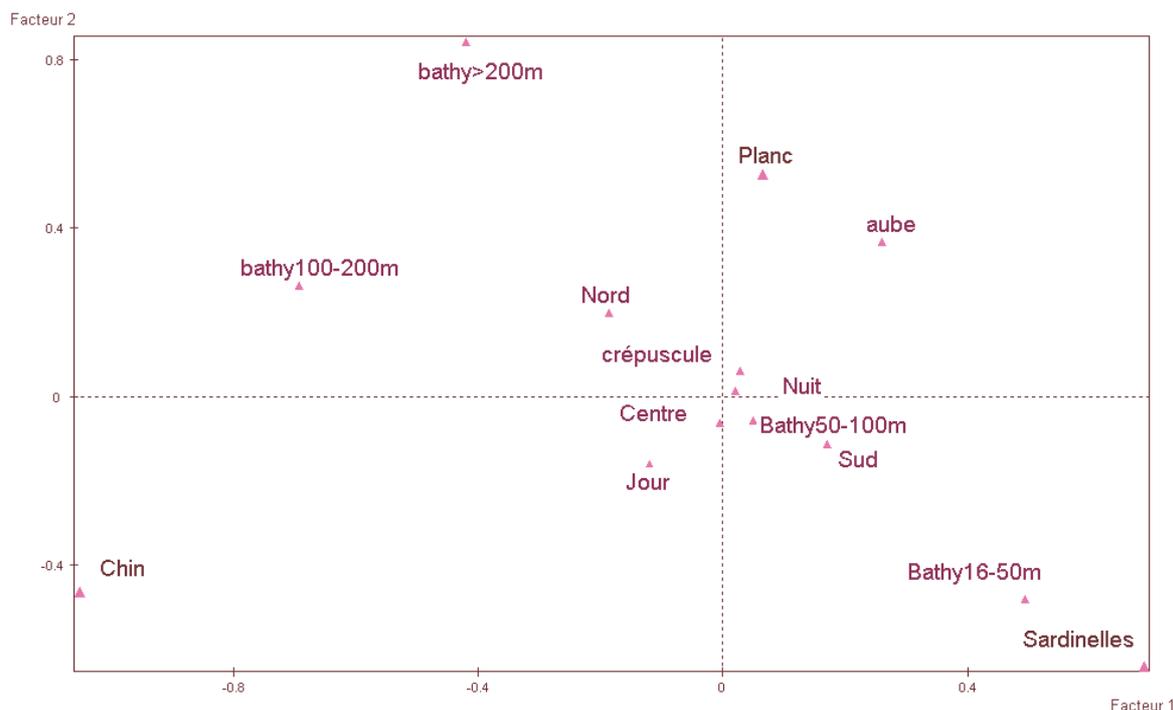


Fig.5.18. projection des variables actives et illustratives sur le premier et second axe

Les sardinelles dominent dans la zone côtière, tandis que les carangidés sont largement distribués sur l'ensemble du plateau. La présence des sardinelles en zone côtière met à priori en évidence la difficulté d'évaluer ces espèces par la méthode acoustique car les bateaux de recherches, qui sont des unités de grandes tailles en général, ne peuvent pas accéder à toute la zone côtière pour des impératifs de navigation. En fait, nous avons vu dans la première partie, que la zone côtière mauritanienne est relativement pauvre en plancton en raison de la turbidité occasionnée par les vents de sable et le bloom phytoplanctonique lui même. Thorne et Trumble (1976) a déjà noté la relative faiblesse des biomasses en petits pélagiques de la zone côtière. D'ailleurs, l'axe 2 montre que le plancton est davantage associé à la strate profonde dans la zone mauritanienne où l'upwelling est permanent et les filaments pouvant porter loin au large. Il semble qu'il n'y ait pas une association nette entre l'effet nyctéméral et les détections de sardinelles et chinchards. Il faut cependant rappeler que d'une part la période où sont menées ces campagnes coïncide avec l'ascension des sardinelles en surface et d'autre part que l'allocation de SA pour les chinchards est très problématique.

5.6.2 sur la base de GLM

L'application de la procédure GLM sur les valeurs de densités acoustiques montre que pour les Sa de sardinelles tous les facteurs testés sont significatifs à plus 99,99 % y compris « le cycle nyctéméral » (Tableau 5.6). Ce modèle permet d'expliquer 52 % de la variance.

Le facteur an contribue à la plus grande partie de cette variabilité (36% de la variance totale). L'effet « nyctémère » explique moins de 5 % de cette variabilité totale.

Modèle : SaSardinelle~an+nyctémère+zone+strate, family = poisson

Tableau 5.6: Ajustement de modèles linéaires généralisés sur les Sa de sardinelles dans la zone mauritanienne (1995-2001).

SaSardinelle ~an+nycthémère+zone+strate, family = poisson

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			218	457157		
An	6	165923	212	291234	27653,9	0,0000
Nycthémère	3	19398	209	271836	6465,9	0,0000
Zone	2	14715	207	257122	7357,3	0,0000
Strate	3	17220	204	239902	5739,9	0,0000

Dans le cas des chinchards, l'application du GLM donne une situation plus contrastée mais néanmoins conforme aux connaissances sur la répartition notamment bathymétriques de ces espèces. Le facteur strate contribue en effet de façon la plus significative (12 %) contre 4 % pour le cas du facteur « nycthémère » (Tableau 5.7).

Tableau 5.7 : Ajustement de modèles linéaires généralisés sur les Sa de chinchards dans la zone mauritanienne (1995-2001).

SaChinchard ~ an + nycthémère + zone + strate, family = gaussian

(74 % de la variance)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL			218	866577645		
An	6	72854549	212	793723096	3,887	0,0011
Nycthémère	3	34554034	209	759169063	3,6871	0,0130
Zone	2	20509623	207	738659440	3,2827	0,0400
Strate	3	101387140	204	637272300	10,8185	0,0000

La significativité de l'effet nycthémère dans les deux modèles met au devant l'importance de tenir compte des variations comportementales de ces espèces liées aux modifications de leur environnement immédiat. L'intégration de ce comportement nycthéméral peut améliorer la précision des campagnes acoustiques (Gerlotto et Fréon,1988). Misund et al. (1999) ont observé des différences significatives entre le jour et la nuit dans les fréquences de taille des sardinelles²⁹ et un meilleur échantillonnage de nuit que de jour. Ces auteurs soulignent que ces résultats ont des impacts importants sur les évaluations effectuées. Les évaluations de nuit étant plus importantes que celle du jour. Pour améliorer les résultats des évaluations de biomasse réalisées lors des campagnes de prospection acoustiques il faut tenir compte d'un facteur de correction d'un facteur nuit/jour (ratio1,16/1 respectivement pour les sardinelles). La variabilité des densités acoustiques pour les deux groupes d'espèces est ainsi dépendante des tranches horaires. C'est au crépuscule et à l'aube qu'on enregistre les densités les plus importantes (Fig.5.19)

²⁹ les mêmes espèces que celles se trouvant dans la région nord ouest africaine

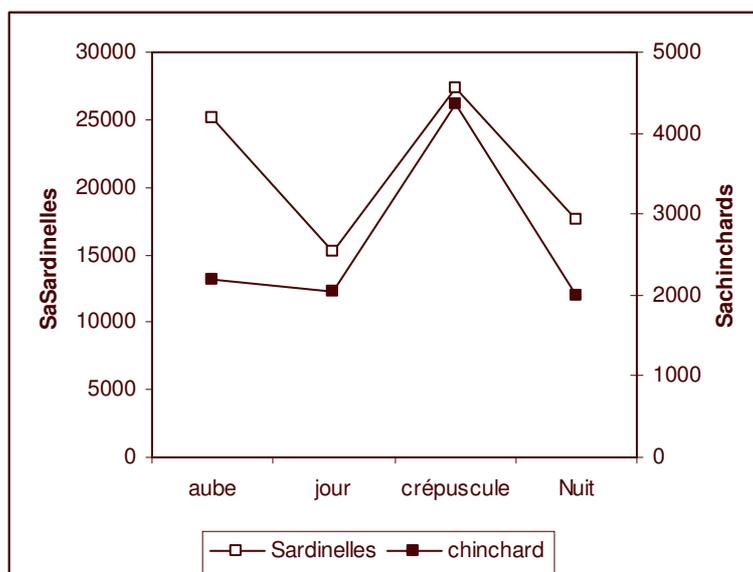


Fig.5.19 : Variation des densités acoustiques en fonction de l'effet nycthéméral

5.6. Discussion

La variabilité inter-annuelle paraît très forte au niveau de la zone nord ouest africaine que cela soit au niveau des estimations de la biomasse globale ou surtout au niveau spécifique. Cette variabilité mesure à la fois la variation naturelle du stock et la forte variabilité spatiale (et parfois temporelle) qui dépend à la fois à la structure contagieuse des agrégations et du mode d'échantillonnage qui est pratiquement continu dans trois dimensions (temps, profondeur et trajet suivi par le bateau de prospection) et fortement discontinu dans la quatrième (distance inter-radiale) (Fréon et al.1991). En d'autres termes ces différentes campagnes peuvent-elles constituer une série homogène ? Deux campagnes faites par le Fridtjof Nansen et le Capricorne à quelques jours d'intervalle en avril-mai 1981 ont fourni des évaluations très différentes dans la zone mauritanienne. Pour expliquer cette différence, Josse (1987) précise qu'il s'agit d'une période où les conditions du milieu sont instables et où les espèces pélagiques de la région peuvent se déplacer très rapidement. Cet auteur fait aussi appel au schéma de prospection, au taux de couverture de la zone côtière et aux méthodes de calcul qui sont très différents. En outre, en plus de l'instabilité liée aux conditions naturelles et aux méthodologies de travail, vient se greffer la forte instabilité du taux d'exploitation notamment dans la zone Mauritanie. Ce qui amplifie ces variations. Toutefois, on observe que lorsque ces deux derniers aspects sont plus ou moins stabilisés³⁰, comme c'est le cas pour les évaluations effectuées entre 1995 et 2000, on s'aperçoit que la biomasse globale reste stable dans la zone mauritano-sénégalaise mais les sardinelles diminuent dans l'ensemble de la zone (Fig.5.12). Un autre résultat obtenu sur la période récente démontre l'importance de conduire des campagnes régionales pour couvrir toute l'aire de répartition des espèces migratrices. Il s'agit de l'évolution en opposition de phase de la biomasse globale enregistrée entre le sud du Sénégal et le Sud de la Mauritanie de 1995 à 2000.

Par ailleurs, une partie de ces données a été utilisée pour relativiser la portée du désormais célèbre paradigme de la forte variabilité naturelle des espèces de petits pélagiques indépendamment de la pêche³¹ (Soutar et Issac 1969 ; Baumgartner et al., 1992). En effet,

³⁰ Depuis 1996, le taux d'exploitation est stable en zone mauritanienne et les campagnes sont assurées essentiellement par le même navire

³¹ L'analyse de la sédimentation des écailles conservés intacts depuis des siècles dans le sédiment montre qu'il pouvait exister des effondrements de stocks des petits pélagiques en l'absence d'exploitation.

Samb et Pauly (2000) ont démontré que pour la période 1992 à 1998 le coefficient de variation était de 97 % pour la zone Sahara, 84 % pour la zone Sénégal et seulement 25 % dans le cas de la zone mauritanienne. Ces auteurs signalent que la variabilité du dépôt de sédiments d'écailles, sensée traduire la variabilité naturelle, ne serait pas la même si ces sédiments sont prélevés en Mauritanie (centre de gravité des sardinelles) ou dans les zones périphériques Sénégal ou Sahara. Dans ce cadre, deux remarques méritent d'être soulevées. La première, est le regroupement des deux espèces de sardinelles dont la dynamique migratoire est très différente. A ce titre, la variabilité de la sardinelle plate en zone Sahara peut être erratique : on passe en effet d'une biomasse négligeable à plus de 1 million de tonnes l'année suivante (comme c'est le cas en 1997 et en 2000). La deuxième remarque est l'intégration de la biomasse de l'année 1992 où les détections, effectuées en février, étaient négligeables dans la zone Sahara en raison probablement d'une migration plus au sud du stock mauritano-saharien de sardinelle ronde. Ce qui a pour conséquence d'amplifier la variabilité au niveau de cette zone.

Par ailleurs, pour Fréon (1988a) et Schmidt (1972) les adultes de la sardinelle ronde sont dispersés d'octobre à janvier au large de la Mauritanie, ils descendent rapidement vers le sud en janvier février et ne remontent vers le nord qu'à partir de mai à juillet. En revanche, Boely (1980) note que les adultes de cette espèce sont signalées vers le sud de la Mauritanie fin octobre, vers St Louis du Sénégal fin novembre et vers Cayar au milieu de décembre. Ces deux thèses ne peuvent être conciliées que si on admet l'existence de deux stocks. Le stock sénégal-mauritanien, plus sensible au refroidissement devrait être le premier à entamer la migration vers le sud comme précisé par Boely (1980). Le second stock mauritano-saharien lui ne migrerait vers le sud qu'en janvier-février suite au début de l'intensification de l'upwelling dans la zone Sahara et nord de la Mauritanie, confirmant ainsi les observations de Fréon (1988) et Schmidt (1972). Dans ce cas, il s'agirait plutôt d'une migration et non d'une simple dispersion. En outre, les variations à l'échelle de la région nord ouest africaine et la présence de juvéniles à des latitudes différentes sont autant d'indices permettant de confirmer l'existence pour la sardinelle ronde de deux stocks distincts. En acceptant l'hypothèse récurrente de l'existence d'un stock mauritano-saharien de *Sardinella aurita*, nous sommes tentés de considérer les apparitions massives de la saison froide, en février 1992 où 75 % de la biomasse se trouve en zone mauritanienne, comme dues à la migration dans cette zone des bancs du stock nord et celles de la saison chaude dues à l'arrivée des bancs en provenance de la zone sénégalaise. Il est bien établi que la zone mauritanienne constitue une zone tampon entre les espèces tropicales et tempérées et dans ce cas entre deux stocks de sardinelles rondes.

L'analyse de la série historique des campagnes acoustiques (1974 – 2001) a permis aussi de dégager un ensemble de facteurs seuls ou combinés, responsables de la grande variabilité observée dans l'évaluation des stocks de la région. Ainsi, la conduite d'études acoustiques dans la région nord ouest africaine nécessite de tenir compte de certains aspects qui ne sont pas pris en considération ou pas de façon systématique. Il s'agit notamment de la stratification bathymétrique et de la distinction entre les stocks en particulier pour la sardinelle ronde. Dans le premier cas nous avons mis en évidence que ce facteur explique une partie non négligeable de la variabilité. Par ailleurs, la mise en évidence d'un effet indice de période matérialisée par une répartition dépendant essentiellement d'un déplacement côte-large et la présence du plancton au large de la zone nord Mauritanie sont autant d'indices pour justifier d'étendre la couverture à quelques centaines de milles vers le large. Les campagnes acoustiques menées dans la région doivent aussi tenir compte d'un facteur de correction intégrant le cycle nyctéméral.

5.7. Conclusion du chapitre

Ce chapitre, portant sur les campagnes acoustiques de 1974 à 2001 dans la zone nord ouest africaine, vise à identifier les facteurs affectant la variabilité de l'abondance des espèces de petits pélagiques (bathymétrie, cycle nyctéméral, zone, année, indice de période) en utilisant différents jeux de données. Les résultats obtenus mettent en évidence l'importance de tenir compte dans les protocoles d'échantillonnages de ces campagnes acoustiques, de certains aspects non pris actuellement en compte (bathymétrie, cycle jour).

Ce travail souligne aussi l'importance des grandes séries historiques dans la compréhension de la variabilité des stocks de petits pélagiques. En effet, il apparaît que sur le long terme une certaine stabilité des biomasses est observée. Cela permet de relativiser l'importante chute sur la période récente pour la majeure partie des ressources de petits pélagiques notamment en zone mauritanienne. Mais en 30 ans, les échosondeurs classiques à faisceau verticaux se sont transformés un outil beaucoup plus performant (résolution du problème de saturation) ; le mode de traitement des données et les connaissances des stocks de la région et leur concentration ont aussi évolué. Tout ceci a contribué à mieux évaluer des zones ou des couches dont les biomasses étaient sous évalués par le passé. En outre, il semblerait que les indices d'abondances totales obtenus par GLM montrent une opposition de phase entre le sud du Sénégal et le sud de la Mauritanie à partir de 1995. Mais ce type de stratégie, qui semble en concordance avec les CPUE obtenues à partir des données commerciales, soulève certaines questions. On peut, en effet, se demander s'il y a une migration différentielle suivant les années. Cela peut vouloir dire que la migration, depuis la zone sud Sénégal, ne s'effectue pas toujours de façon intense, ou ne concerne qu'une partie des individus adultes, sous l'effet probablement des facteurs environnementaux. Nous avons déjà évoqué au chapitre 1 la relaxation de l'upwelling mauritanien qui s'accompagne d'une intensification de la résurgence sénégalaise. Ce type d'évolution conjointe de ces upwellings sur le long terme pourrait se traduire par un renforcement du gradient sud-nord entre les deux zones. L'intensification du flux migratoire vers le Mauritanie pourrait alors dépendre de l'importance de ce gradient saisonnier entre les deux zones.

Par ailleurs, parmi les autres changements significatifs, on observe aussi une chute des biomasses de la sardine et augmentation de celles des sardinelles

En définitive, et malgré leur coût élevé et les résultats parfois non concluants, les campagnes acoustiques ne sont jamais arrêtées complètement plus de deux ans dans la région depuis leur démarrage effectif dans le début des années soixante dix. Dans ce cadre, quatre phases décennales, peuvent être distinguées. La première phase débute dans les années soixante dix où les campagnes sont assurées par le Capricorne (navire français). La deuxième phase est assurée essentiellement par les bateaux nationaux qui ont pris la relève dans les années quatre vingt. Une troisième phase est menée par le Fridjof Nansen dans la décennie 90. Et on assiste à un retour aux campagnes nationales depuis le début de ce nouveau siècle. Dans la décennie 1990, comme presque tous les pays de la sous-région ne disposant pas de programme de recherche national, le Dr. Fridtjof Nansen a apporté un appui important par la réalisation de ces campagnes et la formation des compétences nationales. La couverture presque simultanée de la région a grandement facilité la comparaison des niveaux de stocks notamment des sardinelles et l'évaluation des stocks partagés par les deux ou les trois pays. Avec le retrait programmé en 2005 de ce navire de la région nord ouest africaine et pour mieux suivre le mouvement des poissons et limiter les biais d'interprétation, la couverture de la zone doit être

effectuée dans un temps record comme dans le cas du Fridjof Nansen. C'est désormais possible avec la disponibilité de trois navires de même caractéristiques au niveau de la région.

Utilisée depuis plusieurs années dans la région nord ouest africaine, la technique acoustique a permis de couvrir de façon répétée des zones étendues et d'obtenir des estimations presque instantanées. Les résultats obtenus ont permis de disposer d'informations utiles pour la gestion des stocks indépendamment de la pêche. L'application optimale de cette méthode dans la région nord ouest africaine présente plusieurs limites qu'il faudra lever rapidement. D'autres sources d'informations présentant une couverture spatio-temporelle plus fine et dont le coût de collecte est beaucoup moins élevé peuvent être aussi mobilisées à cette fin. Il s'agit des CPUE standardisées, objet de notre prochain chapitre.

Chapitre 6. Evolution inter-annuelle et saisonnière des indices d'abondances d'après les données commerciales

Introduction

L'évaluation par acoustique de l'abondance et de la distribution de population de petits pélagiques est d'une grande importance dans la gestion de ces ressources. Elle est très difficile, cependant, et souvent trop chère, pour mettre en application les stratégies de prélèvement qui donnent des mesures absolues fiables et précises d'abondance de poissons. C'est donc devenu une pratique très courante que de recourir aux données de captures et d'effort qui sont ainsi l'une des bases fondamentales de l'évaluation des stocks halieutiques au travers des captures par unité d'effort (CPUE) (Richards et Schnute, 1986). Ces indices sont sensés mesurer l'état du stock, dont ils permettent de suivre l'évolution d'abondance au cours des années tout en étant utilisés comme variables d'entrée dans les modèles d'évaluation des stocks : efforts de pêche théoriques dans le cas du modèle global ou la calibration de l'analyse des cohortes dans le cadre de l'approche structurale (Gascuel et Thiam, 1994). Pourtant, l'évaluation de l'abondance de ressources de petits pélagiques à partir des CPUE est fortement critiquée en raison notamment de la grande variabilité de ces ressources et du fait que ces poissons ne sont pas aléatoirement distribués (les petits bancs sont plus nombreux que les grands bancs) (FAO, 1980). En outre, ils s'agrègent fréquemment permettant ainsi de maintenir la CPUE stable même lorsque l'abondance décline. De plus, l'hétérogénéité des activités, la variété des caractéristiques techniques des bateaux et l'évolution probable de la puissance de pêche dans le temps compliquent davantage l'utilisation de la CPUE en tant qu'indice d'abondance.

En dépit de ces critiques, la CPUE reste d'une grande importance pour le suivi de l'état des pêcheries (Richards et Schnute, 1986) et la régulation de cette activité.

Par le passé, au niveau de la ZEE mauritanienne plusieurs tentatives d'évaluation de ces espèces sur la base de cet indice ont été conduites (Ould Souelim, 1992 ; FAO, 1995 et Ould Dedah, 1995, FAO, 2001). La plupart de ces investigations se sont intéressées à des données agrégées par mois, type de bateau en occultant l'aspect spatial ou en le traitant en subdivisant la zone mauritanienne en deux zones. De plus, les séries historiques utilisées ne dépassent pas la décennie. Par ailleurs dans ces différentes études, rares sont les études qui ont cherché à séparer l'effort, qui est plurispécifique, en effort spécifique.

Dans ce chapitre, où nous disposons des données sur 12 ans et sur une maille spatiale et temporelle fine (à l'échelle du jour et par carré de 0.5°) nous chercherons à dégager une éventuelle tendance pluriannuelle des CPUE spécifique en tenant compte de l'évolution probable de la puissance de pêche en fonction de l'évolution des caractéristiques des navires et des stratégies de pêche. L'analyse est menée en utilisant le modèle linéaire généralisé (GLM).

6.1. Données et Méthodes

6.1.1 Origine des données et rappel sur les concepts de base

Le fichier de base est celui déjà décrit dans le chapitre portant sur les statistiques des captures soit 335 821 enregistrements. Il correspond à la base de données IMROP couvrant la zone mauritanienne pour la période 1991/2002. Ce fichier a été scindé en deux. Le premier fichier est dédié à la production et contient 4 variables : la date (concaténation de l'année, du mois et du jour) un identificateur du navire, la somme des captures et la variable espèce. Un

enregistrement correspond donc aux données de capture par espèce, par bateau et par date. Il comprend 101 498 enregistrements. Un second fichier portant sur l'effort de pêche, de même taille, qui regroupe 10 variables dont le champ date et l'identificateur du navire. Ces deux champs sont communs avec le premier fichier et servent au croisement entre les deux fichiers. Les 3 variables suivantes sont le temps de pêche en heure, l'effort de pêche en nombre d'opérations et le secteur d'activité. Puis la nationalité du bateau et ses caractéristiques (TJB, CV, LHT) et le type de navire suivant la même classification retenue dans le premier chapitre de cette partie.

Au niveau de ce dernier fichier, nous n'avons pas tenu compte des enregistrements où l'effort déployé par types de bateaux est inférieur à 2 heures de chalutage. Ceci permet d'éliminer les valeurs pouvant être aberrantes. L'information ainsi écartée représente 3,2 % de l'effort "brut".

Les traitements de ces données sont effectués sous ACCESS.

Le choix d'une unité de mesure de l'effort de pêche dans la pêcherie des petites espèces pélagiques est d'une grande importance. Idéalement, la notion de l'effort de pêche se rapporte au calcul d'un indice de prise par unité d'effort traduisant sans biais les variations de la densité d'un stock et son abondance. En définissant une unité d'effort de pêche nominale (f_n), l'indice d'abondance d'un stock correspond au rapport des prises à l'effort pour une période donnée (Laurec et Le Guen, 1981). Cet effort de pêche (f_n) est alors proportionnel à la mortalité par pêche exercée sur un stock:

$$F = q * f_n = d * P_g * f_n = d * f_e$$

Où

F est la mortalité par pêche,

q coefficient de capturabilité,

f_n est l'effort de pêche nominal,

P_g est la puissance de pêche qui est la capacité des navires à choisir les périodes et les zones de pêche favorables (Laurec, 1977).

d : est la disponibilité. « Elle quantifie l'ensemble des facteurs liés à la biologie et à l'écologie du stock, susceptibles de modifier la probabilité qu'a un poisson d'être capturé par une unité d'effort nominal » (Gascuel, 1993).

f_e : est l'effort de pêche effectif qui est un paramètre d'évaluation qui mesure la pression réelle exercée par les pêcheurs sur un stock, pendant une unité de temps (Gascuel, 1993).

Les CPUE sont souvent considérées comme étant liées à l'abondance du stock et sont de ce fait considérées comme un indice d'abondance (Mangel et Beder, 1985 ; Richard et Schnute, 1986). Une relation linéaire est souvent admise entre la CPUE et la densité³² du stock (N/A) suivant la formule :

$$CPUE = q * N/A.$$

Où q : est la capturabilité, N l'abondance du stock, A zone occupée par le stock où la capturabilité est constante (Richards et Schnute, 1986).

Mais la relation entre CPUE et l'abondance n'est pas toujours linéaire (Hilborn et Walters, 1992). L'existence d'une relation inverse entre la densité et la capturabilité est très problématique : quand les captures augmentent avec une diminution de l'abondance ceci peut entraîner une surexploitation du stock (Ulltang, 1980) ; en revanche si les captures diminuent avec une augmentation de l'abondance, on peut alors sous-estimer l'abondance des stocks. La relation entre la CPUE et la densité est aussi affectée par la variabilité saisonnière de la capturabilité en raison de la variabilité environnementale et le comportement du poisson (Hilborn et Walters, 1992). La proportionnalité survient quand la capturabilité est constante et

³² ou la biomasse si celle-ci est distribuée de façon aléatoire.

que la CPUE et l'abondance croissent aux mêmes taux du fait que la recherche du poisson se fait de façon aléatoire et en raison du temps de pêche relativement court.

6.1.2. Calcul d'un effort spécifique

Pour obtenir un effort de pêche³³ spécifique, et limiter ainsi les biais liés aux fréquents changements d'espèces cibles, il convient d'éliminer le temps consacré à la capture des autres espèces en délimitant de la manière la plus fine possible les mailles spatiales et temporelles où cette seule espèce est abondante. Or celles-ci évoluent dans le temps en fonction des conditions hydrologiques. Pour tenir compte de cette difficulté, nous avons jugé utile d'utiliser un seuil de capture minimal au dessus duquel l'espèce est considérée comme ciblée pourcentage d'occurrence des captures de l'espèce que l'on veut étudier. Ce taux doit être le moins arbitraire possible. A cet effet, avons eu recours aux résultats des campagnes acoustiques pour les espèces pour lesquelles ce type d'information existe.

En tenant compte des aspects plus hauts énumérées nous avons fixé le seuil de capture pour les différentes espèces comme suit:

Sardinelles \geq à 60 % pour les enregistrements journaliers

Chinchards \geq à 40 %

Maquereau \geq à 30 %

Sardine \geq 30 %

Anchois \geq 30 %

Sabre \geq 40%

Autres = le reste

On sait que le sabre, qui est transformée en farine, ne fait pas l'objet d'un ciblage particulier. Néanmoins il peut représenter une partie importante des captures en particulier dans le cas où les chinchards ne sont pas au rendez-vous.

Suivant une approche itérative, l'effort de pêche journalier, en heure de chalutage, est alloué à l'espèce ou groupes d'espèce dont les captures sont supérieures ou égales aux taux fixés. Ceci a été appliqué à l'ensemble des espèces suivant l'ordre affiché. Une variable « métier », sensée refléter la stratégie de pêche, ou tout moins l'espèce ou groupe d'espèce ciblée a été ajoutée au premier fichier. Cette variable comporte donc sept modalités. Par la suite, les données sont regroupées par mois. Ces données mensuelles sont regroupées à leur tour en 4 saisons selon la répartition établie par Dubrovin et al.(1991).

6.1.2. Modèles GLM

On a appliqué la procédure du Modèle Linéaire Généralisé (GLM) du logiciel R (Ihaka et Gentleman, 1996) (<http://www.r-project.org>) (version 1.7). Le principe de cette méthode est exposé au chapitre 6. Cette analyse a pour objectif de déterminer l'existence de tendances annuelles de la CPUE, après avoir contrôlé tous les effets qui accentuent la variabilité de celle-ci et ainsi obtenir des indices annuels de l'abondance qui sont le moins biaisé possible par les variations saisonnières et les différences entre les navires, les flottilles de pêche en activité et les secteurs de pêche. Ce qui permet de disposer de résultats cohérents pour calibrer les modèles d'évaluation des stocks.

La CPUE des deux principaux groupes d'espèces sont considérées comme les variables dépendantes. Il s'agit des chinchards avec 7268 enregistrements et les sardinelles 6145 enregistrements. Les facteurs, année, type de bateau, secteur de pêche, saison et/ou mois sont les variables explicatives. La modélisation a été réalisée en retenant la loi normale comme loi de distribution.

³³ basé sur l'heure de chalutage dont le choix est motivé au chapitre 7

Les différents effets suivants sont testés ainsi que le croisement de certains d'entre eux. Il s'agit de :

1. Effet type bateau: 8 modalités. Correspondant aux classes de bateaux définie au chapitre 4 (Tableau 4.1)
2. Effet année : 12 modalités sont identifiées (1991-2002).
3. Effet saisons: 4 modalités
4. Effets secteurs. Celui-ci regroupe théoriquement 80 modalités.
5. Les effets croisés types:an. Quand cet effet est statistiquement significatif, cela met probablement en évidence une dérive de la puissance de pêche.
6. Les effets croisés: saisons:secteurs.

Nous avons ajusté les données de CPUE par une transformation logarithmique. Cette transformation permet de se rapprocher des conditions de normalité. Mais étant donné la difficulté d'interpréter les données ainsi transformées, il est alors utile de procéder à une transformation inverse des résultats pour avoir les indices d'abondance.

$CPUE = \text{Exp} (Lsmean_a + \sigma_a^2/2) - 1$ (Dans le cas où la transformation est de type $\text{Ln}(x+1)$)

Avec σ_a écart type du modèle pour l'effet a.

Pour le choix du meilleur modèle (type de transformation), nous utiliserons le Critère d'Information d'Akaike (AIC). La valeur de l'AIC la plus faible traduit le modèle le plus approprié.

Plusieurs modèles additifs sont testés sur la base de ces données commerciales. En premier lieu, il s'agit de construire un modèle, qui prend en compte tous les facteurs pour chaque groupe d'espèces y compris l'effet d'interaction an et type bateau. Ce qui permet de décomposer la contribution des différents effets dans la variation des CPUE. Il permet aussi de déterminer si les effets an, type de bateau et nationalité sont différents tout en comparant aussi l'effet saison et mois. En outre, il quantifie la puissance de pêche sur la base de l'effet bateau. L'effet mois est intégré en même temps que l'effet saison pour savoir s'il existe une variation mensuelle non prise en compte dans les saisons. On peut en effet se poser la question de savoir si tous les mois d'une même saison sont semblables.

Le modèle (1) est de la forme :

$CPUE \sim An + \text{type de bateau} + \text{nation} + \text{saison} + \text{mois} + \text{secteur} + An$: type de bateau (Modèle 1)

L'effet « croisé » An : type traduit la variabilité inter-annuelle qui est due au changement de l'abondance ou celui de la puissance des pêche des différentes flottilles.

Le modèle (2) permet d'analyser d'éventuels changements saisonniers et spatiaux en ne considérant plus l'effet type de bateau par suite de la standardisation effectuée sur la base du modèle (1) : $CPUE \sim An + \text{sais} + \text{sect} + \text{sais} : \text{sect}$ (Modèle 2)

6.2. Résultats

6.2.1 Effort ciblé

Au départ et pour évaluer les résultats de l'approche utilisée, nous avons procédé à la comparaison des captures ciblées aux captures totales de sardinelles (Tableau 6.1). Sur la base de cette comparaison nous avons jugé nécessaire de ramener le taux d'occurrence pour ces deux espèces à 55 % au lieu de 60 %. Il se dégage alors qu'à partir de 1996, quand une pêcherie orientée vers les captures de ces espèces a commencé à travailler dans la zone, le taux devient supérieur à 80 % sauf en 2001 où il est de 62 %. Ceci permet de considérer que le seuil utilisé (55 %) paraît acceptable.

Tableau 6.1 : comparaison annuelle des captures totales et des captures ciblées (en tonnes) et rapport entre elles (%) pour les sardinelles.

	Captures totales(CT)	Captures ciblées(CC)	CC/CT*100
1991	57870	41567	72
1992	67902	38186	56
1993	44295	31491	71
1994	29208	14818	51
1995	81525	53436	66
1996	247560	218367	88
1997	191445	169290	88
1998	278914	253276	91
1999	190591	175398	92
2000	181763	145347	80
2001	180657	111741	62
2002	182399	146783	80

L'effort annuel dirigé sur chaque espèce ou groupe d'espèce (Fig.6.1) traduit le niveau d'abondance de l'espèce ou du groupe en question et la stratégie opportuniste pratiquée par ces flottilles qui est rendue possible grâce à leur grande flexibilité. Laquelle stratégie cherche à tirer profit de toute nouvelle augmentation d'abondance d'espèces suivant les possibilités technologiques. Globalement on observe un accroissement depuis 1995 qui est du à toutes les espèces sauf les sardinelles et le sabre. On met notamment en évidence le doublement de l'effort orienté vers les chinchards et l'apparition et le développement d'un effort ciblant les maquereaux et les anchois (Fig.6.1).

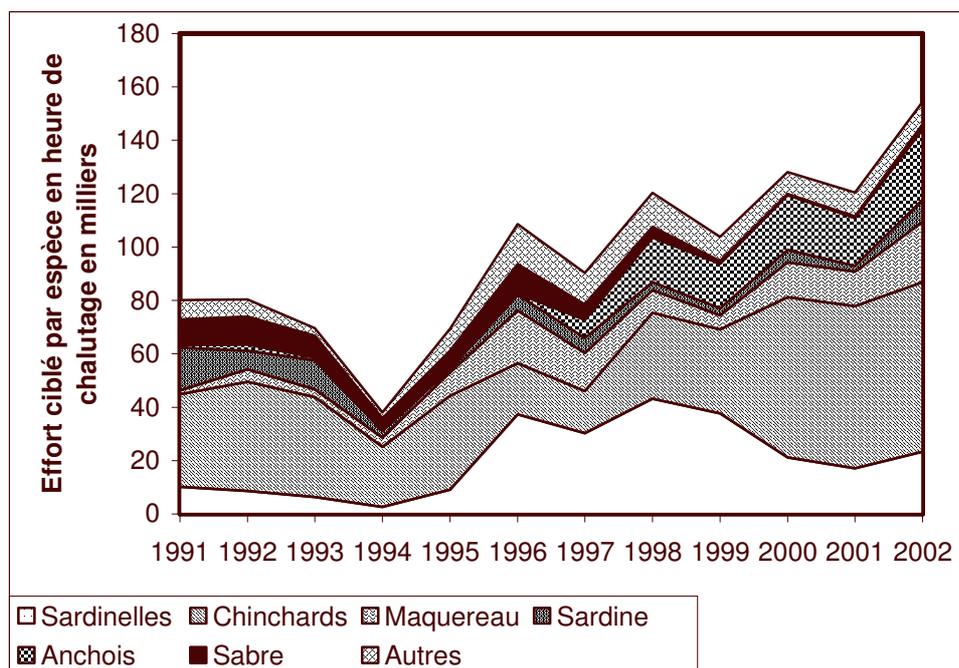


Fig. 6.1: effort annuel ciblé appliqué à chacune des espèces ou groupes d'espèces

6.2.2. Indice d'abondance des chinchards

- **Exploration des données transformées**

L'activité de pêche dirigé vers les chinchards présente en moyenne de faibles variations saisonnières en dépit de fluctuations inter-annuelles non négligeables (Fig.6.2). Ainsi, la distribution des CPUE en fonction des années montre globalement une tendance à la baisse

jusqu'en 1999. Par la suite, on note une courte remontée. Un contraste plus important apparaît dans le cas de la distribution des rendements par type de bateau où la CPUE augmente en fonction de la taille du bateau (en fonction du type). Le cas des types de bateau N°2 et N°7 sont à signaler (Fig.6.2). Le type 2 se dégage du premier lot en raison probablement d'une pêche importante des chinchards jaunes qui sont plus côtiers que les autres. Le type 7 représente des bateaux européens travaillant sous licences libres et qui ciblent presque exclusivement les sardinelles introduit probablement un biais. Pour vérifier l'importance de cette catégorie dans la pêche des chinchards, nous avons rapportées les captures de ces dernières par rapport aux captures totales pour leur période de présence qui s'étale de la fin de 2000 à 2002. Cette contribution est en moyenne 0.80 %. On a jugé alors qu'il serait plus indiqué de ne pas en tenir compte au niveau de la standardisation des chinchards.

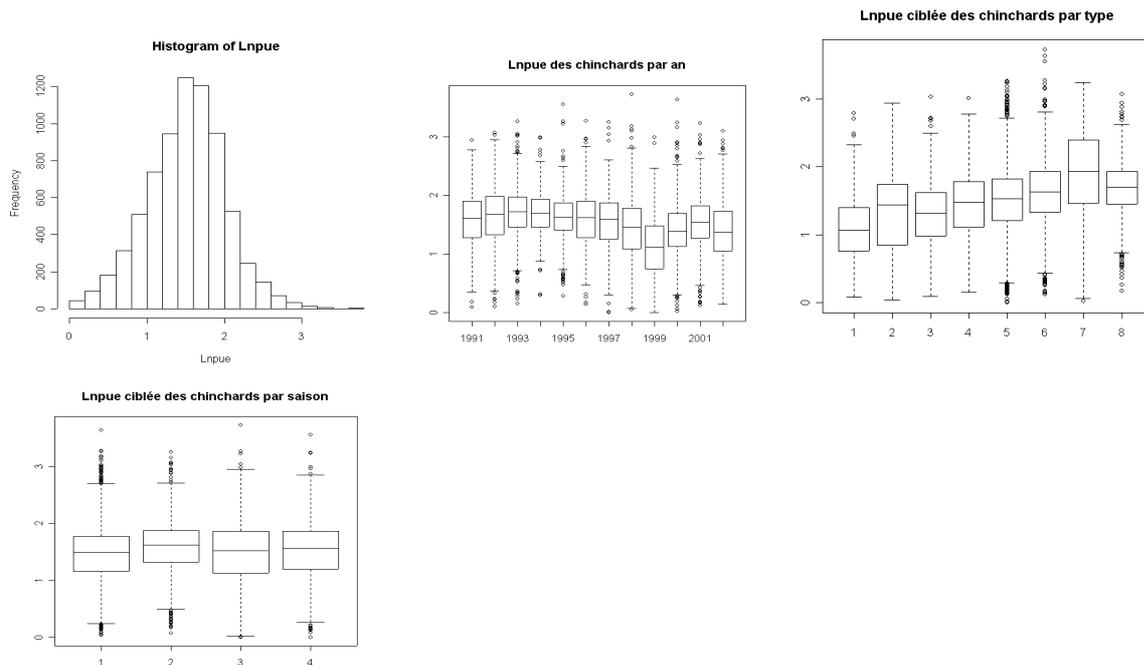


Fig.6.2 : Histogramme des CPUE des chinchards et leur évolution en fonction de certaines variables explicatives

- **Ajustement des modèles**

Tous les facteurs testés sont significatifs (à 99,99 % de certitude avec $Pr (>F=0,0000-0,0004)$). La plus grande variation est expliquée respectivement par la différence entre les années, les types de bateaux et les nationalités. Les facteurs saisonniers et spatiaux ont des effets limités (Tableau 6.2). Les résidus ont des distributions normales traduisant ainsi un très bon ajustement du modèle (1) Fig.(6.3). L'effet d'interaction a:type de bateau, quoique de contribution modérée, est lui aussi significatif. Ce qui traduit que les variations des CPUE pour les différents types de bateaux ne sont pas similaires au cours des années.

De même le modèle (2) met en évidence une répartition spatiale qui ne varie pas selon la saison (l'effet croisé n'est pas significatif), tandis que le (3) indique qu'elle est dépendante des variations inter-annuelles de l'abondance globale.

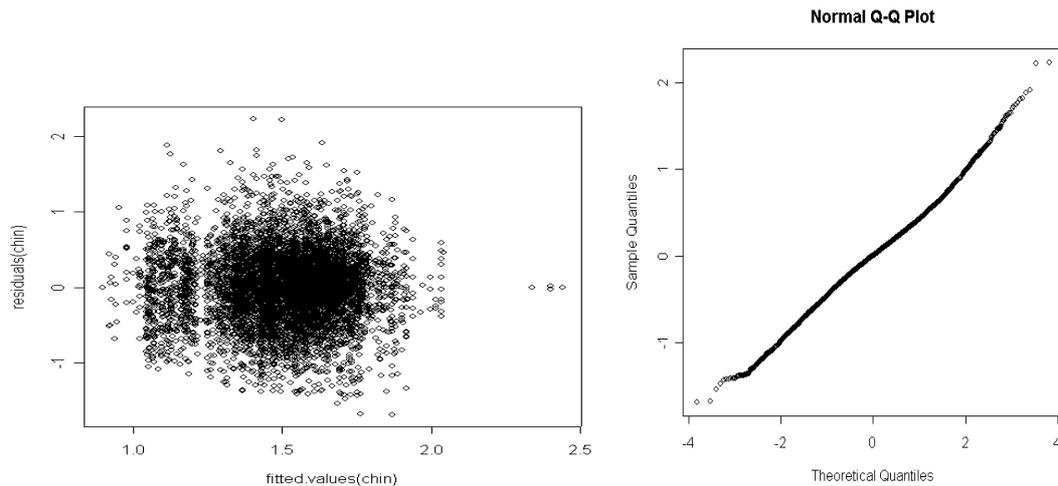


Fig.6.3 : résidus du modèle 1

Tableau 6.2 : Résultats de l'ajustement de différents modèles GLM appliqué à la CPUE des chinchards (en tonnes/heure de chalutage)

Modèle 1 : CPUE chinchards ~An+type bateau+nation+saison+mois+secteur+an : type							
R ² = 0.276							
	Df	Deviance	% expliqué	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL				7268	1848.22		
an	11	172.80	9.3	7257	1 675.42	83.63	0.0000
type	7	130.58	7.1	7250	1544.84	99.30	0.0000
nation	22	106.63	5.8	7228	1438.21	25.80	0.0000
saison	3	14.50	0.8	7225	1423.71	25.73	0.0000
mois	11	5.14	0.3	7217	1418.57	3.42	0.0006
secteur	50	22.78	1.2	7167	1395.79	2.42	0.0000
an:type	48	57.49	3.1	7119	1338.3 0	6.38	0.0000

Modèle 2: CPUE :an+sais+sect+sais : sect							
R ² =0.07							
	Df	Deviance	% expliqué	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL				7225	1982,24		
an	11	133,81	6,75	7214	1848,43	47,9851	0,0000
sect	50	19,00	0,958	7164	1829,43	1,4987	0,01312
sais	3	13,88	0,703	7161	1815,55	18,25	0,0000
sais :secteur (non significatif donc non retenu)							

6.2.2.1 Variation saisonnière et spatiale de la CPUE

Sur la base du modèle (1) une estimation de l'abondance moyenne dans chaque secteur statistique est obtenue permettant ainsi de cartographier l'abondance moyenne dans la zone d'étude (Fig.6.4). Dans la zone sud, les rendements sont relativement faibles et stables. Les meilleures CPUE sont enregistrées au nord du 18°N soit dans des zones côtières théoriquement interdites à ce mode de pêche soit au large c'est à dire dans des secteurs où l'activité de pêche est peu développée. Ce modèle montre également une saisonnalité relativement marquée. Les CPUE maximales sont obtenues dans les saisons de transitions (Fig.6.5).

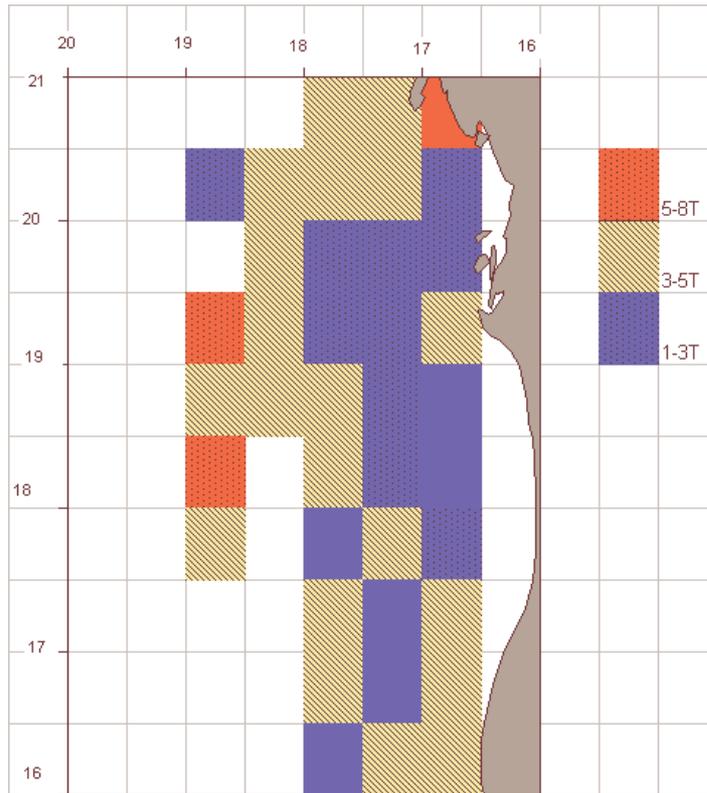


Fig. 6.4 : Répartition moyenne par secteur statistique des CPUE des chinchards dans la ZEE mauritanienne prédites par GLM (modèle 1)

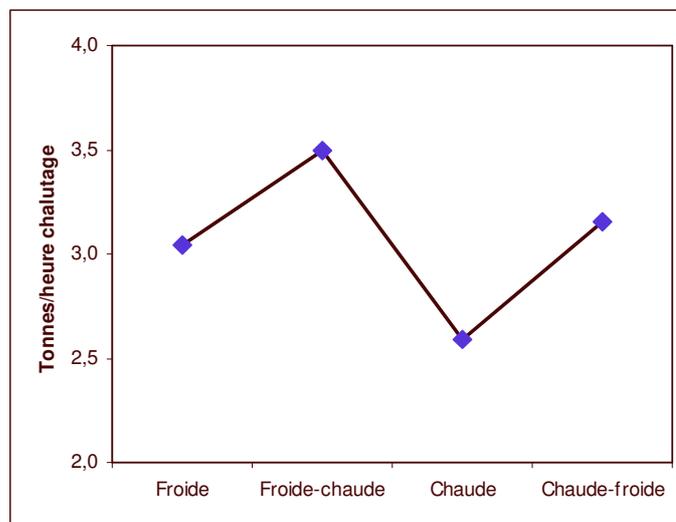


Fig. 6.5 : Variation moyenne saisonnières des CPUE des chinchards dans la ZEE mauritanienne (1991-2002) (modèle 1)

6.2.2.2. Variations inter-annuelles des CPUE standardisées

Le modèle (1) permet le calcul d'une PUE moyenne pour chaque année, chaque type de bateau et par nationalité tout en intégrant les capturabilités moyennes par saison et secteur de pêche. En admettant que l'un des types de bateau présente une puissance de pêche constante sur la période, on peut alors séparer les effets attribués à l'abondance de ceux dus à la puissance de pêche. Pour le choix de ce type de bateau de référence, nous avons pris en compte la présence de ce type pour le plus grand nombre d'années durant la période d'étude et

sa représentativité en nombre. Nous avons aussi tenu compte de la nécessité de couvrir le maximum de mailles géographiques (secteurs) et temporelles (saisons). En effet, vu la variabilité spatio-temporelle de la distribution du groupe d'espèce qu'on cherche à mettre en évidence, il faut que l'effort de pêche de référence puisse rendre compte de ce phénomène. Aussi, nous avons jugé, que le bateau de type 5 répond à ces critères. Cette catégorie correspond à une LHT comprise entre 86 et 102 m, une puissance moyenne de 3475 chevaux et un déplacement de 4154 Tjb. L'effort standard est donc exprimé en équivalent heure de chalutage de ce type. Le modèle (1) permet d'estimer l'abondance du stock (Fig.6.6). L'évolution de l'abondance sur la période d'étude montre une tendance générale à la baisse de 1992 à 1999 avant de s'améliorer en 2000 et 2001 pour diminuer à nouveau en 2002.

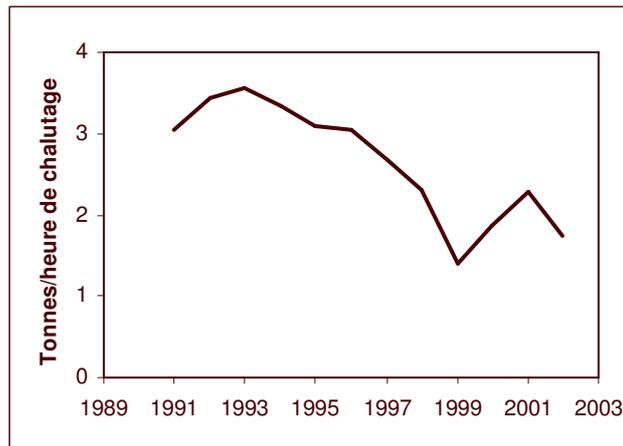


Fig.6. 6 : Variations inter-annuelles de l'indice d'abondance des chinchards calculé sur la base d'un effort standardisé

6.2.3. Indice d'abondance des sardinelles

- **Exploration graphique des données**

La distribution des CPUE transformées suggère l'utilisation d'une loi normale pour la modélisation (histogramme, Fig.6.7.). En outre, sur la même figure, on observe que la répartition des rendements en fonction de certaines variables explicatives permet de se faire une idée sur l'évolution de la CPUE suivant ces variables. Ainsi, la distribution annuelle montre des évolutions rapides sans tendances très nettes. C'est le cas aussi de la distribution relativement stable des CPUE en fonction des saisons. En revanche, dans le cas de la répartition des CPUE en fonction des types de bateau, une augmentation de ces rendements est observée suivant la taille de la catégorie sauf pour le type 2 et la catégorie N°8 (indéterminée).

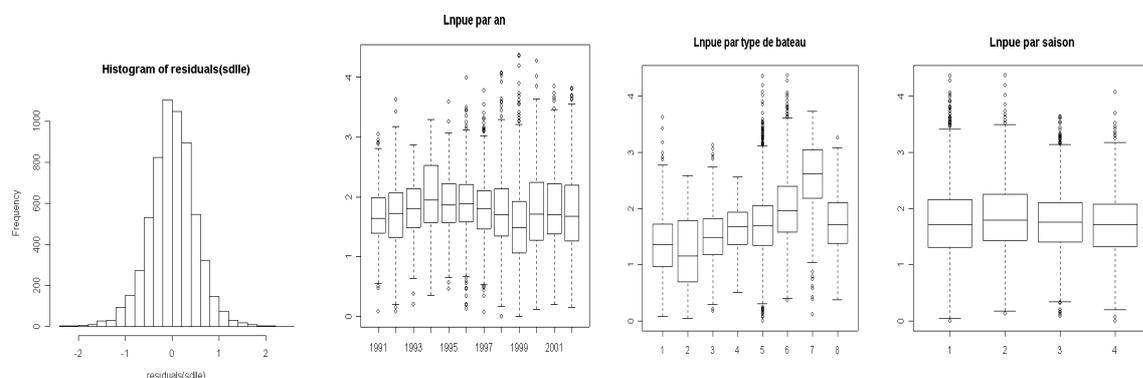


Fig.6.7. Histogramme des CPUE des sardinelles et leur évolution en fonction de certaines variables explicatives

- **Ajustement des modèles**

Le tableau 6.3 donne les principaux résultats relatifs à l'ajustement des modèles. Globalement, pour les différents modèles testés, la part de la variance expliquée (5 à 45 %) est relativement faible. Elle peut être jugée acceptable en raison du nombre de degrés de liberté élevé. Tous les effets testés sont significatifs (à 99,99 % de certitude avec $Pr(>F=0,0000-0,0006)$ sauf le facteur saison (et surtout le mois dans le premier modèle). Au niveau du modèle qui fait intervenir le facteur nationalité (cas du modèle 1), celui-ci explique la plus forte variance (18,1 %). L'effet catégorie de navire est testé uniquement au niveau du premier modèle avec une contribution de 13,3 %. Celle de l'année varie entre 3,2 (modèle 2) et 9,7 % (modèle 1). On observe une interaction modérée (2,6 % de la variance expliquée dans le premier modèle) entre les variables type de bateaux et an. La variabilité des CPUE traduit au niveau de cet effet croisé une variation annuelle d'efficacité du type bateau quand la variation annuelle d'abondance est fixée et d'autre part pour une année fixée intègre la variation de chaque type de bateaux (Sandon et al, 2001).

Tableau 6.3 : Résultats de l'ajustement de différents modèles GLM appliqué à la CPUE des sardinelles(en tonnes/heure de chalutage)

Modèle 1: CPUE ~An+type bateau+nation+saison+mois+secteur+an : type R ² =0.45							
	Df	Deviance	% expliqué	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL				6143	2406,32		
an	11	73,21	9,7	6132	2333,11	27,06	0,0000
type	7	318,84	13,3	6125	2014,27	185,17	0,0000
nation	22	436,50	18,1	6103	1577,77	80,66	0,0000
sais	3	3,66	0,2	6100	1574,11	4,96	0,0019
mois	12	3,91	0,2	6092	1570,2	1,98	0,0444
sect	45	30,08	1,3	6047	1540,12	2,72	0,0000
an:type	44	63,54	2,6	6003	1476,59	5,87	0,0000

Modèle 2: CPUE :an+sais+sect+sais : sect R ² =0.05							
	Df	Deviance	% expliqué	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)
NULL				6143	2187,29		
an	11	69,52	3,2	6132	2117,78	18,6132	0.0000
sais	3	10,66	0,49	6129	2107,11	10,4705	0.0000
sect	45	26,43	1,21	6084	2080,69	1,7297	0,001807

le croisement de la saison avec le secteur n'est pas significatif donc il n'est pas retenu.

L'étude des résidus montre un ajustement acceptable (Fig.6.8)

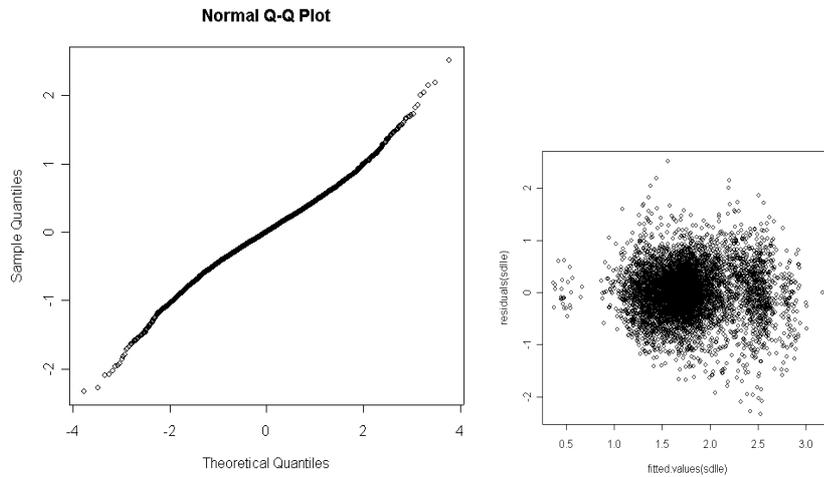


Fig.6.8. résidus du modèle 1

6.2.3.1. Variation saisonnière et spatiale de la CPUE

Les CPUE montrent de fluctuations saisonnières assez peu marquées. Le signal saisonnier des rendements est le plus important lors des périodes de transition (saison 2 et saison 4). Le premier pic, qui est relativement le plus important, traduit l'arrivée dans la zone de la sardinelle ronde en provenance du Sénégal. Le second correspond à la migration de retour, mais il est probablement davantage expliqué par le retrait de la flottille de l'Union européenne vers ses bases en Europe en fin d'année, allégeant ainsi la pression sur cette ressource (Fig.6.9).

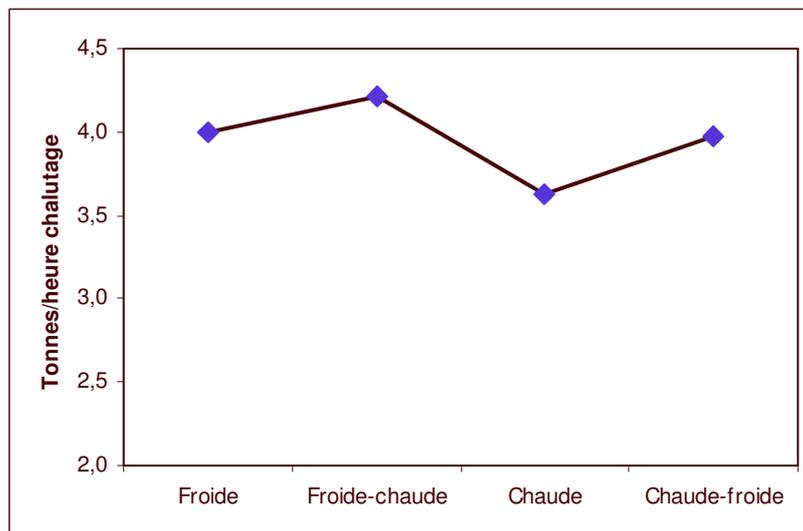


Fig. 6.9 : Variation moyenne saisonnières des CPUE des sardinelles dans la ZEE mauritanienne (1991-2002)

Les meilleurs rendements sont enregistrés dans la zone nord au large et vers la côte. Sur la reste de la zone, les CPUE sont relativement uniformes sauf entre le 18 °N et le 19°N où elles généralement sont plus faibles (Fig.6.10).

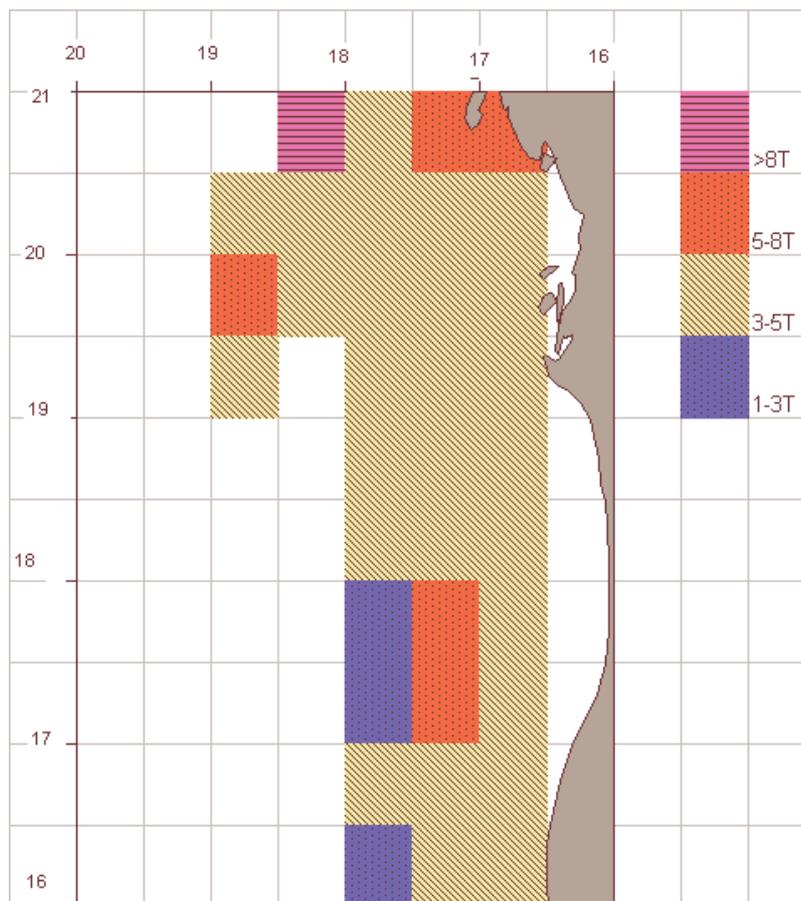


Fig. 6.10. Répartition moyenne par secteur statistique des CPUE des sardinelles dans la ZEE mauritanienne prédites par GLM (modèle 1)

6.2.3.2. Variations inter-annuelles des CPUE standardisées

De grandes variations des rendements des sardinelles sont enregistrées (Fig.6.11) sur la base des données standardisées en référence au type de bateau N°5 et en utilisant le modèle(1). De telles variations traduisent bien sur celles du niveau de l'effort de pêche comme c'est le cas en 1992, avec l'entrée dans cette zone des bateaux de type 6, mais aussi des problèmes liés au conditions environnementales comme le creux en 1999, car ayant affecté d'autres espèces comme le chinchard (Fig.6.11).

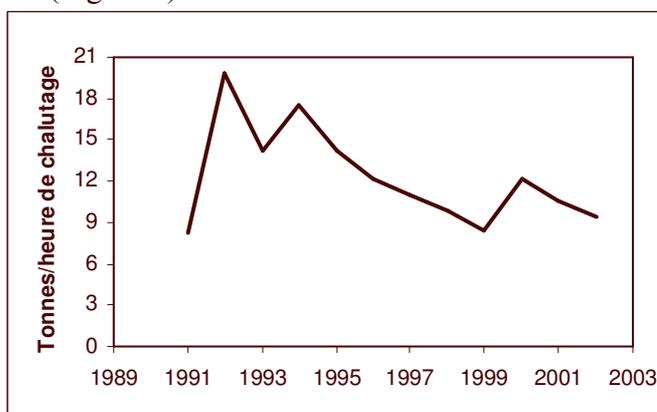


Fig. 6.11 : Variations inter-annuelles de l'indice d'abondance des sardinelles calculée sur la base d'un effort standardisé

6.3. Discussions

Un des problèmes les plus épineux dans la gestion de la pêche est la détermination d'un indice d'abondance fiable du stock. Or pour déterminer cet indice, on a besoin d'une certaine mesure d'effort de pêche, une quantité notoirement difficile à cerner dans n'importe quelle pêcherie (Mangel et Beder, 1985) surtout dans des zones où les captures sont multispécifiques. En outre, la rapide et importante évolution de la flottille des petits pélagiques dans la zone rend le choix d'une unité d'effort pour cette pêcherie compliqué en raison de la grande diversité des bateaux et des nationalités. Le choix d'un type de navire standard a tenu compte de plusieurs aspects jugés déterminants : présence pendant toute la période, importance de l'effectif des navires, présence de ce type dans les principales flottilles et améliorations technologiques limitées. Ce dernier aspect est particulièrement important même si on peut penser que le type de bateau choisi étant généralement de construction récente où l'introduction des améliorations est alors limitée. Aussi, Ould Taleb Sidi (2001) avait mis en évidence une augmentation de la puissance moyenne des unités de pêche de petits pélagiques dans la zone mauritanienne pour la période 1991-1999. Celle-ci est cependant acquise, soit par l'entrée en activité des bateaux de construction récentes à l'image des armements européens en 1996, soit en rénovant des unités anciennes comme le font les armements russes, ukrainiens ou baltes (remplacements des moteurs, des compresseurs de congélation ou des engins de pêche, installation à bord d'une électronique à bord efficiente) (Weigel, 1999). Dans le premier cas, nous sommes en présence des bateaux récents dont les caractéristiques « physiques » sont de ce fait stables. Dans le second cas, qui est plus problématique, cette dérive de puissance est limitée en raison de l'irrégularité de l'activité de ces unités dans la ZEE mauritanienne. En effet, on dénombre 260 navires différents ciblant les petits pélagiques ayant fréquenté la zone mauritanienne de 1991 à 2002 (IMROP, données non publiées) pour 59 navires en moyennes annuelles. En outre, comme précisé au chapitre 7, la classification sur la base de la longueur du bateau se réfère, dans plusieurs cas, à la classification de l'Est européen qui lie de fait les principales caractéristiques entre elles. Par ailleurs, les droits d'accès étant libellés en fonction de la TJB des navires, un doute subsiste quant à la mise à jour des fichiers de licence au niveau des administrations concernées pour des caractéristiques, comme l'augmentation de la puissance motrice, qui ne sont pas directement utilisés dans le calcul des redevances.

L'effort de pêche exercé sur les groupes de sardinelles et de chinchards, qui constituent les principales espèces cibles, fluctuent fortement entre ces deux groupes. En effet, l'effort appliqué sur les chinchards a été divisé par deux entre 1995 et 1996 au dépens du maquereau et surtout des sardinelles qui ont vu leur effort multiplié par quatre en raison d'une part du report de l'effort exercé sur les chinchards et d'autre part de l'entrée en activité des bateaux de l'Union européenne. Une tendance opposée est enregistrée à partir de 2000 au dépens cette fois-ci des chinchards. Théoriquement, le groupe Autres ne constitue pas une cible, même s'il est composé d'espèces de grandes valeurs commerciales. L'effort cible qui lui est appliqué n'est cependant pas négligeable, surtout entre 1996 et 1998 quand il y a une baisse importante des chinchards. En outre, cet effort pourrait représenter le bruit associé à l'utilisation de cette approche dans le cas où une stratégie mixte est mise en œuvre pour compenser un niveau faible des principaux groupes et dans ce cas les seuils retenus sont assez élevés. Mais plutôt que de l'attribuer aux chinchards et/ou maquereau, et considérer ainsi le groupe Autres et sabre comme du bycatch, nous avons jugé qu'en l'absence d'informations supplémentaires sur le souhait du pêcheur de capturer telles ou telles espèces en fonction de diverses considérations (abondance, prix...) nous ne pouvons guère nous prononcer sur cet aspect.

Par ailleurs, cette approche présente certains inconvénients. Elle suppose en effet que la proportion de l'effort de pêche exercée sur les sardinelles par exemple (et par conséquent leur taux de mortalité de pêche) est fonction de leur proportion dans les captures. Cela revient aussi à admettre implicitement que la capturabilité des différentes espèces est identique. En outre, un autre problème apparaît : à quelle espèce attribuer l'effort ciblé si on a deux espèces ou plus ayant en même temps le taux de capture seuil ? En fait sur la base des études effectuées par le passé (Ould Dedah, 1995; Corten, 1999a et Ould Taleb Sidi, 2001) nous savons que deux stratégies bien individualisées, et rarement compatibles sont mises en œuvre dans cette zone. Une stratégie orientée vers les clupéidés (sardinelles et sardine) développée par la flottille roumaine dans les années 1980 et à partir de 1995 pour les flottilles de l'Union européenne. Une seconde stratégie utilisée par l'Union soviétique jusqu'en début des années 1990 et les pays issus de cette union par la suite.

Pour atteindre les bancs profonds des chinchards et des maquereaux, les chaluts pélagiques utilisés par les bateaux de l'Est européen ont une chute de 72-80m (Anonyme MPEM, 2000). Alors que les bateaux de l'Union européenne utilisent des grands chaluts pélagiques, avec une ouverture verticale de 30-40 m, et une ouverture horizontale de 60-95 m. Ces chaluts sont traînés près de la surface, avec des panneaux émergents. Les bancs de sardinelles et de la sardine, se trouvant près de la surface, constituent la cible principale. Les chinchards plus profonds sont des cibles secondaires. De plus, le choix de l'échelle du jour de pêche permet de mieux séparer l'effort sur les sardinelles de celui sur les chinchards. D'ailleurs cette approche serait plus précise si ce travail avait pu être effectué à l'échelle du coup de chalut. Ce qui n'est pas possible avec les données collectées actuellement.

Les résultats du GLM mettent en évidence que la variance expliquée des CPUE est relativement faible surtout chez les chinchards (28 % environ). Au niveau des sardinelles (45 %), l'effet nationalité compte pour la plus grande partie de toute la variation (18.1 %), suivie de l'effet type de bateau. Malgré le fait que l'effet croisé an : bateau soit significatif dans les deux cas, on peut admettre que les fluctuations inter-annuelles de la CPUE reflètent essentiellement des variations d'abondances. Les rendements standardisés des chinchards et des sardinelles ont fluctué avec une tendance nette à la baisse. Par ailleurs, travailler à l'échelle du navire pourrait améliorer la part de la variance expliquée. Mais lorsque le navire est utilisé comme facteur, le plan d'expérience est peu rempli et il y a des vides importants dans le croisement du navire avec les autres facteurs.

La contribution des facteurs spatiaux (secteurs) et saisonniers sont marginaux et ne sont pas toujours assez significatifs pour les différents modèles utilisés. Les meilleures rendements de ces deux groupes sont enregistrés pendant les saisons de transition au niveau des gradients thermiques (Chavance et al., 1991a ; Ould Dedah, 1999) soit à proximité de la côte soit plus au large en zone nord. Dans le premier cas, il s'agit probablement de la sardine plate ou des chinchards jaunes suivant les cas, qui se rencontre dans les zones côtières peu profondes où le chalutage est difficilement praticable sauf pour les plus petites unités. Dans le second cas, il s'agirait d'un déplacement côte-large accompagnant les filaments qui se manifeste quand les upwellings sont intenses. Comment expliquer alors la faible variabilité des CPUE en fonction de la saison et des secteurs ? ce qui paraît a priori surprenant pour ces espèces migratrices. Un premier élément de réponse est à rechercher au niveau de la composition de chaque groupe qui englobe des espèces ou des stocks d'affinités biogéographiques différentes. En outre, le report fréquent des efforts de pêche d'une espèce qui se raréfie vers des espèces plus abondantes. L'une des manifestations de cet opportunisme est donnée par la flottille de l'Union européenne qui, à partir de septembre-octobre, se retire de la zone en raison suite à la chute des rendements. En cas d'absence d'échos sur les sondeurs et les sonars et d'information de détection importante provenant d'autres bateaux généralement de la même flottille, certains bateaux peuvent mettre le cap sur des zones de pêche les plus proches où de bons rendements

ont été effectués lors de marées précédentes. A cet effet, le capitaine enregistre les cartes des meilleurs rendements qui seront mémorisés. Elles serviront de bases pour de nouvelles « prospections » (Ould Taleb Sidi, 2000). Les considérations économiques sont bien présentes dans cette attitude qui limite l'exploration et la recherche de nouvelles zone de pêche car un bateau, de type hollandais, dépense 45000 Euros/jour (charge fixe) et ce qui importe c'est la rentabilité avec le moins de risque possible. L'important est donc de trouver le plus rapidement les espèces (ou les tailles) dont le prix de vente est le plus élevé là où leur concentration est maximale.

Les stratégies concertées entre bateaux d'une même flottille pourrait permettre en effet de gagner un temps précieux. Toutefois plusieurs questions se posent. A partir de quel niveau d'abondance et à quelle distance, y'a t-il échange d'informations. Peut-il y avoir du mensonge de la « mésinformation » ou de l'espionnage ? (Allen et McGlade, 1986). Quelle serait l'attitude du bateau qui détecte un banc moyen alors qu'il se dirige vers un banc plus important, ou une concentration, sur indication d'un autre bateau ? A partir de quel moment il y a concurrence sur la ressource entre bateaux de la même flottille ? En effet le champ de démarcation entre la coopération et la concurrence doit être étroit pour ces pêcheurs qui se disputent le leadership du meilleur capitaine au niveau de chaque flottille. On peut penser que la présence de plus de vingt nationalité différentes (flottilles) dans la zone, limite la portée de cet échange d'information comparativement à la fin des années 1980 où seule deux flottilles étaient en activité dans la zone (Ex URSS et Roumanie). En outre, la tendance actuelle est à l'augmentation de la taille des navires. Or, plusieurs dizaines de navires plus petits appliquant une stratégie concertée de recherche ont souvent plus de chances de trouver les concentrations que d'un nombre restreint ayant une large zone à couvrir.

Ainsi, il se dégage que certains secteurs potentiellement riches, surtout au large en zone nord ne sont fréquentés qu'exceptionnellement. En fait, il apparaît clairement que les secteurs ne sont pas choisis de façon aléatoire et répondent à des considérations soit « historiques » par le recours à des cartes mémorisées soit liées à la stratégie du groupe et dans les deux cas, les secteurs visités sont les mêmes ou en tous cas contigus. En définitif, nous sommes en présence des flottilles qui disposent de bon équipement acoustique et échangent des informations entre elles et qui trouvent rapidement les secteurs les plus productifs.

Un problème fondamental de la gestion de pêche est de déduire l'état des stocks à partir de l'historique des captures et de l'effort de pêche Schnute (1985). Diverses critiques ont porté sur la validité des résultats notamment en assumant que la pêche n'est pas le facteur déterminant dans l'évolution de l'abondance des espèces de petits pélagiques. Même si l'effort pourrait être mesuré exactement, les CPUE ne traduisent pas toujours la taille de population (Mangel et Beder, 1985). Il semble cependant qu'à la lumière de récents travaux (Samb et Pauly, 2000 ; Fréon et al.2003), l'effet de l'environnement au travers des effondrements naturels en l'absence de pêche et la similarité dans les tendances d'évolution de plusieurs espèces de petits pélagiques sont sinon à reconsidérer du moins à relativiser. La pêche pourrait alors jouer un rôle déterminant dans la dynamique de la ressource exploitées. Dans ce cadre (Murphy 1973 in Chikhi, 1995) notait qu'à chaque fois que des causes environnementales ont été avancées elles différaient selon les pêcheries, tandis que la caractéristique commune restait l'exploitation toujours croissante par l'homme.

6.4. Conclusion de chapitre

Jusqu'à présent, les groupes de travail effectués sous la houlette de la FAO privilégient en général le jour de pêche comme mesure de l'effort de pêche pour ces espèces. Bien que l'on ne dispose pas de méthode rigoureuse pour déterminer quel serait l'unité de l'effort de pêche la plus appropriée nous avons suivi l'évolution annuelle des CPUE individuelles de cinq bateaux, dont les activités étaient relativement régulières dans la zone. A cet effet, nous avons considéré le cas des chinchards (série la plus longue) lorsque les captures de ce groupe sont supérieures à 40 % des captures globales au niveau du nombre d'heures de chalutage par jour ou du jour de pêche suivant les cas. Dans le cas des CPUE par jour de pêche, aucune tendance claire ne se dégage. En revanche, l'évolution de CPUE par heure de chalutage montre une nette tendance à la baisse et les séries semblent corrélées entre elles. Les indices d'abondances basés sur le jour de pêche sont sensibles aux divers phénomènes de saturation et ne semblent pas être directement proportionnels aux variations d'abondance ou de densité. En outre, le temps de recherche, contrairement aux senneurs, n'est pas important dans le cas des chalutiers (FAO,1980). Sur cette base, nous pensons qu'il serait plus indiqué à l'avenir d'utiliser comme unité d'effort l'heure de chalutage, surtout si cette unité est utilisée à l'échelle du jour en tenant compte d'un seuil de capture minimal au niveau journalier au dessus duquel l'espèce est considérée comme ciblée. De notre point de vue cette approche présente deux avantages : on tient compte à la fois de l'abondance de la ressource mais aussi du comportement du pêcheur. Cependant la méthode présente un inconvénient. Elle suppose, en effet, que la proportion de l'effort de pêche exercée sur les sardinelles par exemple (et par conséquent leur taux de mortalité de pêche) est fonction de leur proportion dans les captures. Cela revient aussi à admettre implicitement que la capturabilité des différentes espèces est identique. Par ailleurs, dans la mesure où les flottilles étudiées se limitent à la zone mauritanienne ceci pourrait introduire un biais potentiel, car les CPUE peuvent ne pas traduire les changements d'abondance du stock dans son ensemble.

Les résultats obtenus montrent une saisonnalité relativement marquée des CPUE de chinchards : les CPUE maximales sont obtenues lors des saisons de transitions. Le premier pic, enregistrée en période de transition froide-chaude est probablement due à l'arrivée de *Trachurus trecae* de la zone sénégalaise. Le second, obtenu en saison de transition chaude froide, traduirait plutôt l'arrivée de *Trachurus trachurus* de la zone Sahara. L'évolution de l'abondance sur la période d'étude montre une tendance générale à la baisse de 1993 à 1999 malgré une diminution de l'effort de pêche appliqué au chinchard entre 1995 et 1996 au dépens du maquereau et surtout des sardinelles. Ce qui pourrait s'expliquer par l'impact des facteurs environnementaux. La cartographie des indices d'abondance prédits montrent que dans la zone sud, les rendements sont relativement faibles. Les meilleures CPUE sont enregistrées au nord du 18°N soit dans des zones côtières théoriquement interdites à ce mode de pêche soit au large dans des secteurs où l'activité de pêche est peu développée.

Les CPUE des sardinelles montrent de fluctuations saisonnières assez peu marquées. Mais là aussi, le signal saisonnier des rendements est le plus important lors des périodes de transition. Les variations inter-annuelles traduisent bien sûr celles du niveau de l'effort de pêche comme c'est le cas en 1992, avec l'entrée dans cette zone des bateaux de type 6, mais aussi des problèmes liées aux conditions environnementales comme le creux en 1999 et la remontée en 2000, qui ont affecté d'autres espèces comme le chinchard et ont aussi été observés dans les indices d'abondances acoustiques. Sur le plan spatial, les meilleurs rendements sont enregistrés dans la zone nord au large et vers la côte. Sur la reste de la zone, les CPUE sont

relativement uniformes sauf entre le 17 °N et le 18°N où elles sont importantes. Ce résultat paraît confirmer celui déjà observé pour les larves des sardinelles.

De grands progrès restent à faire pour améliorer la fiabilité de ces modèles qui sont variables d'un groupe d'espèce à un autre. En effet, nous avons tenu compte uniquement des facteurs halieutiques. Or, des facteurs biologiques (structure démographique), environnementaux (Température de surface, indice d'upwelling) et socio-économique (pour comprendre comment se prennent les décisions de pêche) permettraient d'expliquer une plus grande part de la variabilité de la CPUE. Des recherches sont nécessaires pour « mesurer » l'effet des différents facteurs ainsi identifiées sur la capturabilité pour rendre l'utilisation de cette approche plus robuste. Les résultats présentés ici, qui montrent de bons ajustements, pourraient être utilisés comme un indice d'abondance pour évaluer ces deux groupes objet de nos prochains chapitres.

PARTIE III

MODELISATION MONOSPECIFIQUE , PLURISPECIFIQUE ET ECOYSTEMIQUE

« Counting fish is just as easy as counting trees,
except they are invisible and they move »

Shepherd

INTRODUCTION

Dans les chapitres précédents, nous avons mis en évidence l'importance socio-économique des pêches de petits pélagiques pour la région nord ouest africaine. Ces espèces, comme toutes les ressources halieutiques, sont renouvelables. Autrement dit si elles sont bien gérées, elles peuvent être exploitées de façon illimitées. Il revient alors aux scientifiques de proposer des avis les plus précis possibles et aux décideurs d'appliquer ces résultats en tenant compte des contraintes sociales et économique et parfois politiques. Pour atteindre cet objectif, nous mettons en oeuvre plusieurs outils en se basant, entre autres, sur les caractéristiques biologiques de ces ressources exploitées et les résultats des chapitres précédents. Les modèles globaux font partie de cet arsenal.

Introduction

Ces modèles sont parmi les plus simples à utiliser pour l'évaluation des stocks halieutiques tant en terme de données requises que de leur formulation mathématique. Dans ces modèles, les structures en taille ou en âge des captures ne sont pas considérées. Seuls sont pris en compte l'effort de pêche et les captures et un ou plusieurs indices d'abondances. Ces modèles sont basés sur une hypothèse d'équilibre qui stipule en particulier qu'un stock à l'état vierge voit sa biomasse fluctuer autour d'une valeur d'équilibre correspondant à la capacité biotique du milieu. L'application de cette approche se justifie pour plusieurs raisons :

- 1) Absence de données structurées en taille et en âge et leur manque de fiabilité quand elles existent (cas des sardinelles) ;
- 2) Dans certains cas, ce type d'évaluation est plus fiable que les modèles structuraux pour les points de référence intéressants la gestion, même si les derniers ont, en principe, une meilleure représentation de la réalité biologique (Ludwig et Walters, 1985).
- 3) Usage polyvalent traduisant des possibilités d'applications variées pour l'analyse et la gestion des stocks halieutiques (Laloë, 1995). Dans ce cadre, les différentes versions de cette approche permettent de tenir compte des différents paramètres (capturabilité, accessibilité, stratégies de pêche, paramètres biologiques etc.), mais aussi de considérer les aspects économiques (Laloë, 1995).
- 4) Contrairement aux modèles analytiques, qui ignorent généralement le phénomène de compensation dans la croissance ou le taux de mortalité naturelle, ces modèles le prennent en compte de façon implicite (Prager, 2003).

Pour ces diverses raisons, ces modèles ont été largement appliqués pour l'évaluation des stocks notamment dans les zones tropicales ou subtropicales (Punt et Hilborn, 1996 ; Prager, 2002) en raison probablement de la difficulté d'obtenir des données portant sur les structures en âge. Ainsi, ces modèles ont été appliqués sur des stocks de petits pélagiques dans la région ouest africaine (Fréon, 1984 ; Fréon ; 1988, Fréon, 1991, Do Chi, 1994, Ould Dedah, 1999) ou d'autres espèces à vie courte comme les céphalopodes en Afrique du Sud (Roela, et Butterworth, 2000) ou dans la zone mauritanienne (IMROP, 2004). Ces méthodes sont aussi mises en oeuvre sur des stocks tempérés comme *Trachurus trachurus* (Abaunza et al., 2003). Dans ce chapitre, nous considérons la dynamique des stocks des deux principaux groupes d'espèces pélagiques dans la zone nord ouest africaine : les chinchards et les sardinelles. La méthode principale employée actuellement pour la gestion de ces stocks repose sur le contrôle de l'effort nominal de pêche. D'autres mesures, plus ponctuelles, sont aussi mis en oeuvre comme la fermeture de la pêche dans la zone Sahara en 1999 et plus récemment l'éloignement de la zone de pêche vers le large en Mauritanie, au delà de 15 milles, lors de l'arrêt biologique pour la pêche du poulpe.

Afin d'évaluer la fiabilité du diagnostic plusieurs modèles sont ajustés en considérant différentes hypothèses d'évolution des puissances de pêche et différentes méthodes d'ajustement. In fine un diagnostic de référence est identifié à la fois sur des critères objectifs de qualité de l'ajustement statistique et sur des critères subjectifs de cohérence entre l'ensemble des connaissances disponibles.

7.1. Propriétés et Hypothèses

7.1.1. propriétés et processus de base

Les modèles globaux (aussi désignés par modèles de production, modèles logistiques ou modèles synthétiques) considèrent le stock dans sa totalité, sans se soucier de la structure du stock en âge ou en longueur. Historiquement, ils ont été les premiers à être appliqués à l'évaluation de populations biologiques (Cadima, 2002). Ils mettent en relation la capture et les rendements avec les efforts de pêche exercés sur un stock unitaire. Malgré leurs limites, qui tiennent à leurs simplicités en matière de données et de traitements, ils restent des outils précieux de détermination de productions équilibrées et des efforts correspondants aux objectifs des politiques d'exploitation (FAO, 1995). On trouvera une revue générale sur ces modèles dans Laurec et Le Guen (1981) ; Hilborn et Walters (1992) et Punt et Hilborn (1996). Comme tous les modèles d'évaluation des stocks, ils doivent être appliqués à l'échelle d'un stock. Le choix de la structure du modèle est un compromis entre la simplicité et la fidélité au système fondamental (Punt, 1992). Son application suppose plusieurs choix méthodologiques (FAO, 1995) :

- celui des hypothèses concernant l'état des biomasse observées dans une série historique : modèle sous-hypothèse d'équilibre ou de pseudo-équilibre, modèles dynamiques sans hypothèses d'équilibre, modèles prenant ou non en compte les fluctuations de l'environnement ;
- celui du modèle mathématique supposé représenter la relation fonctionnelle entre l'effort et la production : courbe logistique, exponentielle ou autres.

Ces choix sont importants car d'eux dépendent en grande partie les conclusions sur l'état des stocks.

Cette approche consiste donc à décrire l'évolution de la biomasse sous l'effet de l'activité de la pêche. Pour ces types de modèle, le changement de la biomasse des poissons repose sur la prise en compte implicite de 4 processus : la croissance, la mortalité naturelle, la reproduction et la pêche. Ce qui est modélisé est la biomasse exploitable, plutôt que la biomasse totale ou la biomasse reproductrice. La qualité de l'estimation obtenue dépend de la capacité d'ajustement aux données observées. En fait, dans la mesure où les variations seront d'autant plus importantes que la biomasse l'est elle-même, on raisonne à partir du taux de variation de la biomasse (Laloë, 1991).

Les modèles les plus utilisés dans les évaluations des ressources halieutiques sont le modèle de Schaefer (1954), le modèle de Fox (1970) et le modèle de Pella et Tomlinson (1969). Dans le cas de la forme logistique de Schaefer, qui est la moins complexe, la courbe de production est considérée comme symétrique autour de la biomasse qui produit le rendement soutenable maximum (MSY). Dans ce cas, la valeur de l'effort de maximisation des captures, estimées par le modèle de Schaefer, sont plus restrictives que les valeurs correspondantes estimées par d'autres modèles de production (Cadima, 2002).

Dans le modèle global généralisé, la courbe de production peut prendre plusieurs formes (Pella et Tomlinson, 1969). Ceci peut être dû au fait qu'étant une boîte noire, il présente une très grande souplesse pour décrire des relations décroissantes entre CPUE et effort (Laloë, 1991). Mais depuis son introduction plusieurs auteurs ont noté la difficulté d'estimer ses coefficients (Punt et Hilborn, 1996 ; Prager ; 2002) et la quasi impossibilité d'interpréter biologiquement les paramètres du modèle (Laloë, 1991). Hilborn et Walters (1992) ont affirmé qu'il y a peu de séries de données qui pourraient soutenir l'évaluation de la forme de la courbe de production. Ils ont ajouté que la généralisation du modèle de Schaefer par Pella et Tomlinson, est une reformulation théorique robuste mais devrait être employée avec grand soin (réserve) dans l'évaluation des stocks halieutiques. En dépit des problèmes liés à

l'estimation des paramètres, le modèle généralisé continue à attirer l'attention des biologistes notamment en raison de l'existence du programme PRODFIT (Fox, 1975), qui adapte le modèle généralisé avec approximation d'équilibre (Prager, 2002).

Pour Cadima (2002), le modèle généralisé produit parfois de meilleurs ajustements mais a des valeurs non crédibles du paramètre m , entraînant des valeurs extrêmement élevées de f_{MSY} . Le modèle exponentiel de Fox (1970) semble à l'expérience d'un usage particulièrement adapté pour bien décrire l'exploitation des stocks halieutiques d'espèces pélagiques notamment. En effet, il est apparu aux scientifiques travaillant sur les espèces de thons (des grands pélagiques) que la décroissance de l'abondance pour des efforts de pêche croissants n'était pour ces espèces pratiquement jamais linéaire (Fonteneau, 1988).

D'une manière générale, il semble que les adaptations du modèle global généralisé n'aient d'intérêt pratique que dans la mesure où elles intègrent des informations supplémentaires. (Laloë, 1991). Ainsi Fréon (1984 ; 1988a) a amélioré la modélisation de la pêche de petits pélagiques côtiers au Sénégal en introduisant une relation entre la production de biomasse et l'intensité des vents responsables de l'upwelling et donc de l'enrichissement du milieu.

7.1.2. Hypothèses

Ces modèles doivent être appliqués à l'échelle du stock c'est à dire un ensemble formant une unité de production. La détermination des stocks et la distribution spatiale d'une population est très difficile particulièrement pour des espèces migratrices comme dans notre cas. Bien que ceci soit l'une des hypothèse de base pour l'application des ces modèles, beaucoup de pêcheries sont gérées en ignorant de fait la structure des stocks exploités. Le problème du caractère migrateur des ressources et de la difficulté de délimiter des « stocks » ou unités de gestion n'est pas l'apanage des espèces de petits pélagiques. La plupart des espèces de thons effectuent aussi des migrations, soit modérées, soit importantes (selon l'âge et l'espèce), mais il est dans la plupart des cas très difficile de tracer des frontières géographiques réelles entre les stocks (Fonteneau, 1988). Le choix des limites du stock est toujours un problème délicat. Gascuel (1994) rappelle la recommandation générale de Laurec et Le Guen (1981) : « Le caractère pragmatique de la définition du stock comme unité de gestion doit rester présent à l'esprit pour aborder le classique dilemme : doit-on commencer par considérer comme stock-unité un vaste ensemble, au besoin subdivisé ultérieurement, ou lancer avant toute évaluation une étude pour identifier toutes les sous-populations possibles ? Pour quiconque qui a quelque pratique de la gestion des stocks, la réponse s'impose : la seule voie concevable est la première. » Mais le problème auquel nous sommes confrontés ici dépasse ce cadre, puisqu'il s'agit de tenir compte à chaque fois de deux espèces dont les captures ne sont pas différenciées dans les statistiques de pêche. Pour Laloë (1991), lorsque la ressource est plurispécifique, il est possible de considérer ces espèces comme une biomasse unique, si celles-ci ont des longévités identiques et présentent des capturabilités semblables. Pope (1979) élargit encore les conditions d'application de ces modèles pour englober des stocks plurispécifiques. Pour cet auteur, seule la mortalité par pêche infligée à des différentes espèces doit rester comparable.

En outre, pour une application optimale, le recours à ces modèles demande aussi à ce que la pêche soit passée par plusieurs états d'équilibre correspondant à des niveaux d'efforts différents et que les paramètres estimés du modèle soient constants. Les modèles globaux sont qualifiés de modèles déterministes car d'une part les paramètres demeurent constants sur la période d'application du modèle et d'autres part ils ne tiennent pas compte du fait que la production peut dépendre d'autres éléments que ceux figurant dans leur formulation, comme les conditions de milieu. Ainsi, à un niveau de biomasse donné est associé une production biologique qui est supposée ne pas dépendre de l'environnement. Implicitement, ceci

implique que le recrutement, la croissance et la mortalité naturelle sont également indépendants des facteurs du milieu.

Parmi les autres hypothèses de base, il est essentiel de disposer d'indices d'abondance non biaisés obtenus par des procédures de calculs adéquates. Par ailleurs, il convient de distinguer les hypothèses relatives à la définition du modèle de celles dont relèvent les possibilités d'estimation des paramètres (Laurec et Le Guen, 1981). Ces auteurs séparent également les hypothèses faites selon qu'on se trouve en situation d'équilibre ou de transition. Ils précisent qu'à chaque diagramme d'exploitation correspond un modèle particulier de même qu'une relation prédateur-proie se modifie lorsque le prédateur change.

L'hypothèse de constance de la capturabilité "q" est souvent présentée comme la plus importante pour la validité du modèle généralisé et pour l'estimation de ses paramètres. En effet si cette hypothèse est satisfaite, la capture par unité d'effort (CPUE) est une quantité proportionnelle à la biomasse et son évolution permet de suivre celle de la biomasse étudiée.

On notera in fine que tous les modèles globaux, y compris les modèles dynamiques reposent sur l'hypothèse d'équilibre selon laquelle il existe un mécanisme de régulation interne au stock, mécanisme par lequel l'abondance du stock tend vers une situation d'équilibre stable lorsque les conditions du milieu, et notamment la pression de pêche, sont constants.

7.2. Choix des modèles et méthodes d'ajustements

7.2.1 Choix des modèles

Le potentiel d'exploitation d'un stock est déterminé essentiellement par deux paramètres:

- 1) la prise maximale équilibrée ou MSY (en anglais)
- 2) l'effort de pêche de maximisation correspondant à cette MSY ou f_{MSY} .

Trouver des valeurs fiables pour ces deux entités, permet de gérer de façon raisonnée le stock en question.

Les modèles globaux peuvent être discrets ou continus et les résultats des deux modèles sont souvent très différents (Punt et Hilborn, 1996).

Dans le cas d'une formulation continue, la variation de biomasse par intervalle de temps est égale au taux de production biologique naturelle du stock ($g(B_t)$) diminué du taux de capture par les pêcheries ($qf_t B_t$).

$$\frac{dB_t}{dt} = g(B_t) - qf_t B_t \quad (1)$$

où

q : est le coefficient de capturabilité

f(t) : effort de pêche pour l'année t

Dans la formulation discrète, la variabilité de la biomasse des populations peut aussi être décrite par l'équation discrète suivante :

$$B_{y+1} = B_y + g(B_y) - Y_y \quad (2)$$

B_y = Biomasse de la population dans l'année y

$g(B)$ = Fonction de production

Y_y = Captures totales dans l'année y

À chacun des modèles correspond une fonction particulière de $g(B)$. Ainsi, pour les modèles de Schaefer, de Fox et de Pella-Tomlinson, les fonctions de production se présentent respectivement sous les formes suivantes :

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

$$\text{Fox} \quad g(B) = r * B * \left(1 - \frac{\ln(B)}{\ln(K)}\right) \quad (4)$$

Pella-Tomlinson(1969)

$$g(B) = r * B * \left(1 - \left(\frac{B}{K}\right)^{m-1}\right) \quad (5)$$

r : paramètre de croissance intrinsèque (la croissance de la biomasse du stock dépend de caractéristiques intrinsèques de la ressource et de sa densité).

K : niveau de biomasse moyenne avant l'exploitation de la pêcherie (ou capacité de charge). En tant que concept, la capacité de charge fait référence à quelque chose pour autre chose. K peut être ainsi défini comme la capacité de charge d'un milieu pour un organisme, d'un environnement pour une population, d'une production pour un prélèvement, d'un contenant pour un contenu (Le Fur, 1998). La biomasse totale d'un stock non-exploité, ne peut grandir au-delà d'une certaine limite. La valeur de cette limite dépend, pour chaque ressource, de l'espace disponible, de l'accès aux aliments, de la compétition avec d'autres espèces, etc., en résumé, elle dépend des capacités de l'écosystème à maintenir le stock qui y habite. (Cadima, 2002). La capacité de charge est un concept générique, elle correspond à un mécanisme fonctionnel. Elle fait référence à une évolution dans le temps (Le Fur, 1998).

- L'application du modèle global repose sur le fait que la biomasse (B_y) est liée à l'abondance observée (U_y) suivant l'équation :

$$U_y = q * B_y \quad (6)$$

U_y : Indice d'abondance

q : coefficient de capturabilité

7.2.2. Méthodes d'ajustement

Les stocks de poisson sont rarement en équilibre. Les méthodes d'ajustement doivent donc tenir compte des situations de transition ou de déséquilibre. Deux méthodes sont largement utilisées pour ajuster ces modèles : méthode de la moyenne d'effort dite aussi ajustement en pseudo-équilibre et méthode des estimateurs des erreurs d'observations ou ajustement dynamique (Polacheck et al., 1993) et (Punt et Hilborn, 1996).

- **Ajustement en pseudo-équilibre**

la première méthode cherche à calculer un effort de pêche moyen pondéré en supposant, comme c'est souvent le cas, que l'effort de pêche auquel un stock est soumis une année déterminée, influence l'abondance des cohortes et par conséquent les rendements une ou plusieurs années plus tard. La méthode repose donc sur l'hypothèse selon laquelle la biomasse du stock observé une année donnée est une fonction des efforts de pêche des années antérieures. Ces efforts sont exprimés sous la forme d'une mesure unique dit « efforts pondérés des années antérieurs ». Dans ce cas, on applique la formule de Fox (1975) qui transforme les efforts bruts f_i en effort corrigé (noté f_{Fox}). La formule proposée par cet auteur est la suivante :

$$f_{Fox} = \frac{k * f_i + (k-1) * f_{i-1} + \dots + f_{i+1-k}}{k + (k-1) + \dots + 1} \quad (7)$$

Où k est le nombre de classe d'âge exploitée. Nous avons considéré qu'il est égal à 3 ans pour les sardinelles et 5 ans dans le cas des chinchards.

Sous l'hypothèse précédemment citée, on peut écrire que la PUE prédite une année donnée par le modèle s'exprime comme suit

- Modèle de Fox : $U_i^{Prod} = \frac{y_i}{f_i} = q * K * \exp\left(-\left(\frac{q * \ln(K)}{r} * f_{Foxi}\right)\right)$ (8)

Ce qui est de la forme $U_i^{Prod} = a * \exp(-b * f_{Foxi})$

- Modèle de Pella-Tomlinson (et modèle de Schaefer pour m=2)

$$U_i^{Prod} = \frac{y_i}{f_i} = q * K * \left(1 - \frac{q}{r} * f_{Foxi}\right)^{1/m-1}$$
 (9)

de la forme

$$U_i^{Prod} = a * (1 - b * f_{Foxi})^{1/m-1}$$

Le modèle est ajusté par la méthode des moindres carrés à partir des séries des PUE observées. Ceci est réalisé sous Excel en utilisant la fonction solveur pour minimiser la fonction

$$SSE = \sum_i (U_i^{Obs} - U_i^{Pred})^2$$

D'où on déduit les paramètres a et b du modèle (et m pour Pella et Tomlinson)

Les points de références biologiques et les autres paramètres peuvent être calculés à partir des résultats du modèle de Fox comme suit :

$$MSY = \frac{a}{b * \exp(-1)}$$

$$E_{MSY} = \frac{1}{b}$$

Par ailleurs, les paramètres du modèle K, q, et r peuvent être retrouvés à partir de la forme

$$K = \frac{MSY * \exp(1)}{M}$$
 (Gulland, 1971) qui est une approximation

M étant la mortalité naturelle (0.4)

$$q = \frac{a}{K}$$

- la deuxième méthode utilise les estimateurs des erreurs d'observations (Ludwing et Walters, 1985 ; Polacheck et al, 1993, Punt et Hilborn, 1996). Dans ce cas, l'utilisation d'un modèle dynamique pour évaluer le statut des ressources des deux taxons considérés est conduite pour tenir compte du déséquilibre presque permanent qui caractérise la dynamique des espèces de petits pélagiques. Ce modèle est appliqué en assumant que les erreurs sont présentes dans les CPUE mais pas au niveau des captures.

A partir des équations (2) à (5), plusieurs paramètres sont estimés : biomasse initiale, la capacité de charge (K), le taux d'accroissement intrinsèque (r), la capturabilité (q) et le paramètre de forme (m) dans le cas du modèle de Pella et Tomlinson.

Les PUE prédites sont ici calculées d'après les équations (2) et (6).

L'objectif est notamment de tester qui des modèles sans hypothèse d'équilibre (modèles dynamiques) ou en pseudo-équilibre donnent les meilleurs résultats. Les points de référence sont analysés suivant une approche de précaution (Caddy et Mahon, 1996).

Le modèle global sans hypothèse d'équilibre est ajusté grâce au logiciel ASPIC (Prager, 1994, Prager, 2004) largement utilisé par l'ICCAT pour l'évaluation des stocks des grands

pélagiques. A l'origine ASPIC était dédié au modèle de Schaefer. Plus récemment, comme dans la version 5, le modèle généralisé et le modèle Fox ont été incorporés à ce logiciel (Prager, 2004). Ce logiciel est utilisé pour estimer les trajectoires de la biomasse prédite et de la mortalité par pêche pour la période 1991-2002 pour les deux taxons en même temps que les points de référence. Nous avons utilisé le modèle de Fox de la version 5 (Prager, 2004). Dans cette version, la biomasse prédite est calculée comme étant une fonction de trois paramètres qui sont la capacité de charge K , la biomasse initiale et le MSY . Une contrainte sur le taux instantané de mortalité par pêche a été introduite, comme conseillé par Prager (2004) pour éviter que les biomasses prédites ne deviennent négatives. Dans ce cas, nous avons jugé que $F < 8.0$ (valeur recommandée par l'auteur). Les paramètres estimés sont déterminés par la méthode des moindres carrés en utilisant le log des résidus de l'indice d'abondance retenu dans les étapes précédentes.

Ce logiciel a un module bootstrap qui permet d'estimer les biais et les incertitudes sur les paramètres. Nous utilisons 500 itérations à chaque fois.

Bien que le MSY soit une représentation relativement très simple de l'optimisation de l'exploitation la dynamique des stocks, la gestion de ces stocks est souvent conçue autour de ce concept. Cet objectif de gestion est censé caractériser l'état des stocks et tous les autres points de référence sont généralement exprimés relativement à la valeur de MSY . Ainsi, la mortalité par pêche est considérée en termes de rapport de F à sa valeur à MSY (F/F_{MSY}). C'est le cas aussi pour la biomasse actuelle qui est énoncée en termes de rapport de B à sa valeur à MSY (B/B_{MSY}).

7.2.3. Modèles avec effet de l'environnement

Il est bien établi que l'abondance des stocks des petits pélagiques est étroitement lié à l'intensité de l'upwelling. On rappelle que l'upwelling est permanent en zone nord mauritanienne, saisonnier au sud de la Mauritanie et le long de la côte sénégalaise (novembre à mai). Bien qu'on ne sache pas toujours de façon exacte le sens de cette relation et à quel niveau de la vie des espèces intervient le processus d'upwelling, plusieurs études ont été menées dans de la région sur cette problématique. Ainsi au Sénégal, Rébert (1978) avait tenté de relier les anomalies mensuelles de CPUE des sardinelles rondes sur la Petite Côte aux anomalies d'intensité des vents dans la région (composante Nord-Sud) en introduisant un déphasage de quelques mois entre les deux séries. Cependant aucune relation n'avait pu être mise en évidence. Fréon (1984) avait appliqué avec succès, un modèle basé sur la relation entre force des vents (responsables de l'intensité de l'upwelling) et la biomasse des sardinelles de la Petite Côte. Cury et Roy (1987) ont effectué un travail similaire portant sur la pêche de petits pélagiques le long de la Côte-d'Ivoire. Plus récemment, cette même approche a été appliquée au stock du poulpe au Sénégal (Laurans et al., 2003) et dans la zone mauritanienne (IMROP, 2004). Sur la base d'un d'indice d'upwelling établi à partir des relevés journaliers effectués à l'aéroport de Nouakchott et Nouadhibou et couvrant la période 1991-2002, nous essaierons d'utiliser cet indice d'upwelling pour améliorer les résultats des modèles. Ainsi, un modèle de Fox avec une fonction mathématique prenant en compte l'effet de l'environnement est ajusté à l'indice d'abondance suivant la formule :

$$U_{envi} = (a * c * I_a) * \exp(-b * f)$$

Les valeurs a , b , c sont des constantes I_a est l'indice d'upwelling, f correspond à l'effort de pêche théorique.

7.3. Données utilisées, calcul de l'effort théorique total

Ce travail porte sur les 2 principaux taxons qui sont les plus importants en terme de capture : les chinchards et les sardinelles. Les chinchards comportent essentiellement deux espèces³⁴ de *Trachurus* (*Trachurus trachurus* et *Trachurus trecae*) tandis que le groupe de sardinelles inclut les deux espèces de sardinelles (*Sardinella maderensis* et *Sardinella aurita*). Ces deux taxons représentent en moyenne plus de 40 % des captures de petits pélagiques de la zone nord ouest africaine. Comme développé dans les chapitres précédents, les captures sont réalisées à la fois par des flottilles industrielles et artisanales. Les statistiques de référence utilisées sont ventilées par taxon, par type de bateau, secteur et mois.

Les données de captures et d'effort sont jugées acceptables, mais non exhaustives en raison des sous-déclarations et des rejets (dans le cas des chinchards). Ce dernier aspect est traité au chapitre 4.

L'estimation des données d'efforts est probablement l'un des aspects les plus importants et les plus délicats de l'approche globale, aspect qui conditionne largement son efficacité (Pella et Tomlinson, 1969). En effet, les caractéristiques biologiques de la ressource, la nature de la pêcherie ou des pêcheries et la qualité des données disponibles imposent des étapes très délicates, parfois infranchissables, de mise en forme des valeurs d'efforts et des prises et rendements estimés (Laloë et Samba, 1991).

Dans les pêcheries multispécifiques, comme les nôtres, une difficulté sérieuse d'application du modèle réside dans l'estimation d'un effort effectif qui corresponde sans biais majeur à la mortalité par pêche exercée sur les différentes populations composant un stock composite exploité par plusieurs flottilles artisanales et industrielles. En effet les unités de pêches pourront rechercher systématiquement les espèces les plus disponibles et ainsi avoir tendance à accentuer les variations naturelles de ces disponibilités. Nous avons tenu compte de l'intérêt des flottilles pour les différentes espèces et leur changement de stratégie qui en découlent à la faveur d'une plus grande abondance, d'une meilleure disponibilité ou des prix de vente plus élevés. A cet effet, nous avons repris les efforts de pêche ciblés, calculés au chapitre précédent en fonction de l'importance journalière des différentes espèces dans les captures d'un navire de pêche donné (voir chapitre 9). Pour Gascuel (1993), l'évolution des flottilles est souvent caractérisée par une augmentation d'efficacité de chaque navire, indépendamment des augmentations éventuelles de leur nombre, de leur taille, ou de leur puissance motrice. Il ajoute que ceci peut conduire à remettre en cause l'utilisation d'un effort de pêche standard comme mesure de l'effort effectif. Laloë (1995a) va dans le même sens, puisque pour cet auteur, la standardisation des efforts de pêche ne conduit pas nécessairement à des résultats utiles dans le domaine de l'aménagement.

Pour ces raisons, nous n'avons pas tenu compte des résultats de standardisation par GLM effectués au chapitre précédent préférant à cela l'utilisation d'une série de référence pour calculer un effort théorique. Cette série de référence est construite en application des efforts nominaux de la catégorie de bateaux N°5, ciblant le taxon étudié. En effet, les opérations de standardisation visant à « corriger » les données d'efforts des différents types de bateaux afin de tenir compte de leurs efficacités respectives ne corrigent pas les effets d'une dérive globale des puissances de pêche affectant l'ensemble des catégories et notamment les flottilles considérées comme standards, il faut donc tenir compte de la dérive de la puissance de pêche. A cet effet, nous utilisons les CPUE ciblées des navires de type 5 en activité dans la zone mauritanienne qui sont les mieux représentés dans la pêcherie en terme d'effectif. Quatre modes de calcul des CPUE sont utilisés pour arriver à choisir celle qui donne le meilleur ajustement, en partant de fichiers de base, qui concernent 2364 enregistrements pour les

³⁴ Les captures de *Caranx rhonchus* sont considérées négligeables pour des flottilles pêchant davantage au large.

sardinelles et 4565 enregistrements pour les chinchards. Ainsi, en regroupant ces CPUE sur une base annuelle, nous avons établi trois types de moyennes : une moyenne arithmétique, une moyenne géométrique et la médiane. En effet, en raison de l'importance de la zone de pêche et de la grande mobilité des unités prises comme références et la grande variabilité spatio-temporelle du schéma d'exploitation on a tenu compte de la stratification spatio-temporelle pour le calcul de la CPUE. Pour cela, on a calculé la moyenne arithmétique, géométrique ou la médiane de CPUE mensuelles et par secteur géographique concerné pour obtenir sur cette base un indice annuel. Le quatrième mode de calcul est établi sur la base du rapport de la prise annuelle ciblée par l'effort là aussi ciblée mais sans tenir compte de la stratification spatio-temporelle (CPUE globale). L'objectif est ainsi d'explorer la sensibilité du diagnostic à différentes hypothèses et modes de calcul. Le choix d'un diagnostic de référence sera aussi complété par une représentation de l'incertitude autour du diagnostic.

$$\text{Soit } f_{th} = \frac{Y_{toti}}{U_i}$$

Avec f_{th} = effort théorique exprimé en heure de chalutage équivalent chalutiers de catégorie 5. Par ailleurs, pour mieux approcher l'effort effectif, nous avons tenu compte de la dérive de puissance de pêche, bien réelle dans le cas des flottilles industrielles. Cette augmentation de la puissance des unités de pêche est acquise, soit en construisant de nouvelles unités à l'image des armements hollandais, soit en rénovant des unités anciennes comme le font les armements russes, ukrainiens ou baltes (remplacements des moteurs, des compresseurs de congélation ou des engins de pêche, installation à bord d'une électronique efficiente) (Weigel, 1999). Cette amélioration est liée aux innovations technologiques installées à bord mais aussi à l'expérience acquise par les pêcheurs au fil de leur présence dans la zone (Corten, 1999a).

Les gains réels d'efficacité, induits par ces changements demeurent énormes. Pour pallier cette difficulté, nous appliquons différents coefficients empiriques à la CPUE de base suivant la formule suivante :

$$Pg_{i+1} = Pg_i / (1 + \alpha) \quad (11)$$

Sur la base des connaissances disponibles sur la pêcherie, nous estimons que ce coefficient α varie entre 0 et 5 %. Le coefficient retenu est maintenu constant sur toute la période d'étude. La puissance de pêche est fixée conventionnellement à 1 pour la dernière année d'étude (2002).

$$U = \frac{y}{f * Pg} = U * \frac{Pg_{2002}}{Pg_i} \quad (12)$$

Pour cadrer cette dérive de puissance, trois types de scénarii sont envisagés : un modèle de référence, un modèle optimiste qui peut sous-estimer l'augmentation de la pression réelle de pêche et un modèle pessimiste. Dans le premier modèle, il n'est pas tenu compte de la dérive de puissance de pêche. Dans le modèle pessimiste, l'accroissement de la puissance de pêche de l'effort de pêche est de 5 %. Enfin, on considère un modèle de référence, où l'effort de pêche est multiplié par 3 %.

Des efforts théoriques de pêche pour les deux groupes taxons sont établis sur la base des différentes CPUE ainsi calculées en considérant les captures annuelles pour l'ensemble de la région allant du Sahara au sud du Sénégal pour la période 1991-2002. A cet effet, on a appliqué chaque indice à l'ensemble du stock en divisant les captures totales par cet indice pour disposer d'un effort de pêche théorique (méthode de Gulland) utilisé comme mesure de l'effort total.

7.4. Résultats de l'ajustement par la méthode de pseudo-équilibre de Fox

7.4.1. Cas des sardinelles

Evolution de l'abondance et de l'effort théorique

Les tendances des « différentes » CPUE (Fig.7.1) montrent que la moyenne globale s'écarte sensiblement des trois autres types en 1994 (lors du retrait d'une grande partie de la flottille russe de la zone mauritanienne) et en 1999. La tendance de la moyenne géométrique et de la médiane est très similaire. Mais c'est la médiane qui donne le meilleur ajustement in fine. C'est donc elle qui sera utilisée pour ce taxon.

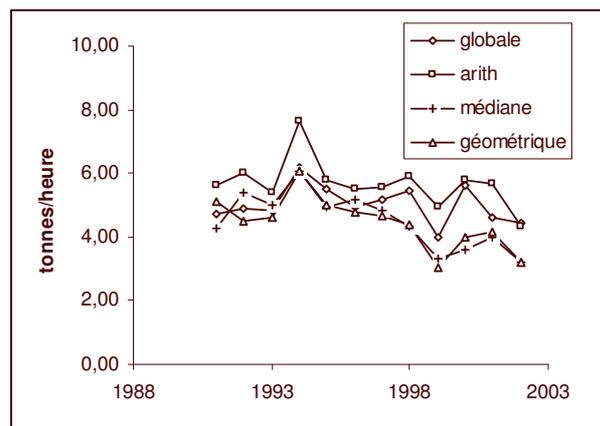


Fig.7.1. comparaison de la tendance annuelle dans l'évolution des différentes

CPUE calculées sur la base du type de bateau N°5 (sans dérive de puissance de pêche)

L'évolution de l'effort de pêche théorique total et de l'effort de Fox (moyen lissé de l'effort théorique) sur les sardinelles mettent en évidence une forte augmentation de la pression de pêche sur la période 1995 à 1999 (multiplication par trois). Cette évolution correspond d'une part à l'entrée en activité des bateaux de l'Union européenne recherchant presque exclusivement ces deux espèces (Corten, 1999, Ould Taleb Sidi, 2002) et d'autre part au report sur ces sardinelles d'une partie de l'effort de pêche traditionnellement orientée sur les chinchards. La baisse de l'effort de pêche en 2000 et 2001 s'explique là aussi par un désintérêt porté sur ces ressources au profit de l'anchois en même temps que par le retrait d'une partie de la flottille russe et ukrainienne respectivement de la zone Sahara (FAO, 2003). Avec l'entrée en activité de deux bateaux parmi les plus puissants dans la zone mauritanienne, une augmentation de l'effort est observée en 2002 (Fig.7.2).

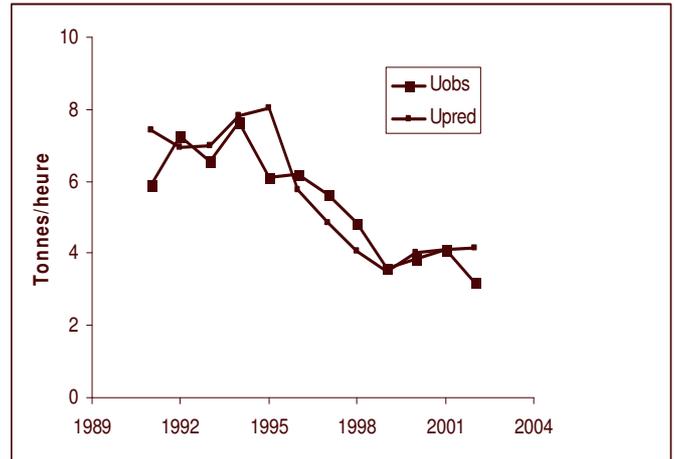
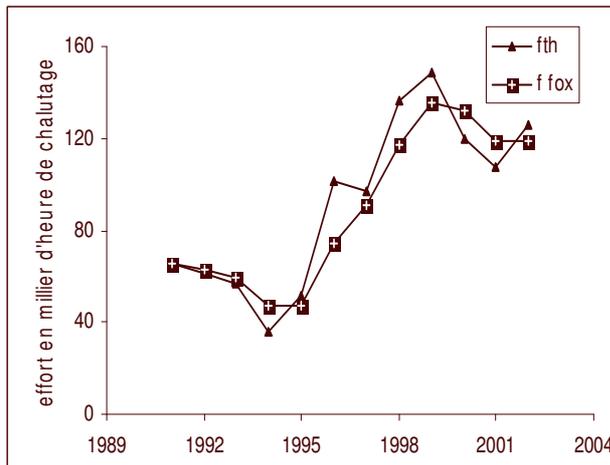


Fig. 7.2: Evolution de l'effort théorique et de l'effort appliqué sur les sardinelles dans la région Nord Ouest Africaine **Fig.7.3.** CPUE observées par le modèle pondéré de Fox et prédites par ajustement du modèle de Fox

Le modèle de référence où le coefficient α est pris comme égal à 3 % est jugé le plus conforme à la grande irrégularité dans l'activité des bateaux en présence et se traduisant par des substitutions continues de ces navires tout en tenant compte de la dérive de puissance observée pour les autres navires, notamment ceux de l'Union européenne. Ce niveau de dérive constitue en quelque sorte une moyenne considérée comme vraisemblable. Sur cette base, les CPUE observées et prédites par le modèle de Fox sont présentées (Fig.7.3). Le coefficient de détermination est d'environ 87 %. L'indice d'abondance montre globalement une chute presque continue sur toute la période d'étude : cet indice diminue de moitié sur la période considérée (Fig.7.3).

Ajustement des modèles

La figure 7.4 montre les valeurs observées et prédites des indices d'abondances obtenus par ce modèle qui décrit 87 % de la variance totale en fonction d'un multiplicateur d'effort. La valeur de la Production Maximale Equilibrée (MSY) serait de 452 000 tonnes avec un intervalle de confiance de 434-471 000 tonnes (calcul sous hypothèse de normalité des résidus). Il apparaît qu'en 1996, en 1998 et 1999 la capture totale des sardinelles a dépassé cette valeur traduisant ainsi une situation de transition en période d'effort de pêche rapidement croissant. Les captures sont revenues rapidement à l'équilibre en 2000 probablement à la faveur du retrait de certaines flottilles notamment russe de la zone Sahara (FAO, 2002). En fait la vitesse de convergence vers l'équilibre dépend du taux d'accroissement intrinsèque, lié à la densité-dépendance. D'ailleurs, il est établi que l'équilibre est plus vite atteint pour une espèce de durée de vie courte, comme dans notre cas, que pour une espèce de durée de vie longue (Laloë et Samba, 1991).

Cette rapide stabilisation de la biomasse est importante car si on peut fixer l'effort à un niveau donné par des mesures d'aménagement, la capture et le rendement vont également se stabiliser. Au cours des deux dernières années, cependant même avec une augmentation de l'effort de pêche, les captures stagnent (2001) avant de diminuer (2002).

Fig. 7.4 : valeurs des CPUE observées et prédites par l'ajustement du modèle de Fox

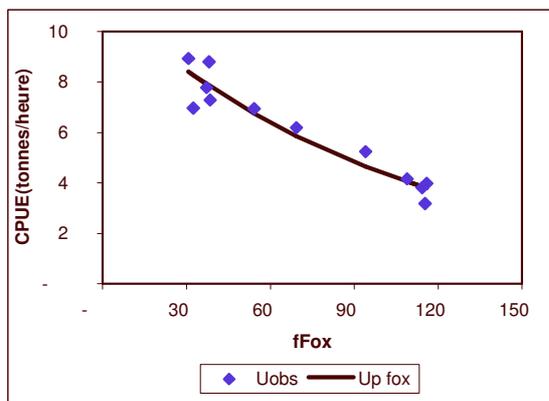
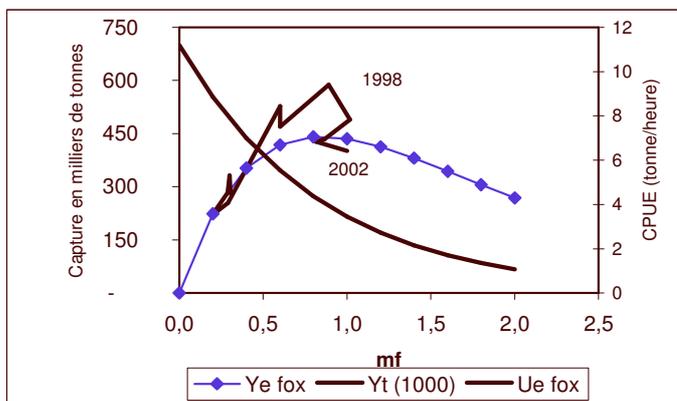


Fig.7.5. Courbe des captures en fonction d'un multiplicateur d'effort. La série des captures observées est présentée.



Sensibilité du diagnostic à l'hypothèse de dérive de puissance

Quelle que soit l'hypothèse retenue pour la dérive de puissance de pêche, l'ajustement paraît satisfaisant puisque le coefficient de détermination varie entre 73 et 91 % (Tableau 7.1) même s'il s'améliore logiquement avec l'augmentation de ce coefficient. Par contre les paramètres de gestion sont plus dégradés lorsque la dérive de puissance est prise en compte avec un diagnostic de pleine exploitation.

Tableau 7.1: estimation des différents paramètres pour différents niveaux α (dérive de puissance de pêche).

	Alpha= 0,00	alpha= 0,03	alpha= 0,05
a	7,02	9,41	11,19
b	0,005	0,008	0,009
R ²	73,2	87,00	90,63
q	0,002	0,003	0,004
EMSY (en milliers d'heures)	193	130	107
MSY (en milliers de tonnes)	499	452	441
K (en milliers de tonnes)	3390	3070	2999

L'application de la validation par la méthode Jackknife nous permet de juger de la qualité des paramètres estimés et si l'effet d'une année donnée est déterminant ou pas. Il apparaît en général un coefficient de variation inférieur à 4 % (Tableau 7.2). Ceci qui peut être considéré comme une estimation satisfaisante de la variance du paramètre en question. Cette méthode permet aussi d'attribuer aux différents paramètres des intervalles de confiance qui, bien qu'approximatifs, donnent des ordres de grandeur des véritables intervalles de confiance.

Tableau 7.2: estimation de la qualité des paramètres en utilisant la technique de Jackknife (CV : coefficient de variation)

	Moyenne	Mediane	Ecart type	CV en %	Borne inférieure	Borne supérieure
a	9,41	9,40	0,240	2,55	8,94	9,88
b	0,01	0,01	0,000	4,02	0,01	0,01
EMSY (en milliers d'heures)	131	130	5,380	4,12	120	141
MSY (en milliers de tonnes)	452	451	9,497	2,10	434	471
K(en milliers de tonnes)	3073	3063	64,540	2,10	2947	3200
q	0,00307	0,00308	0,00012	4,02	0,00282	0,00331

L'évolution annuelle de paramètre a (l'ordonnée à l'origine), en fonction de différents niveaux de α montre une relative stabilité sur toute la période d'étude (Fig.7.6). Ce qui implique un bon ajustement.

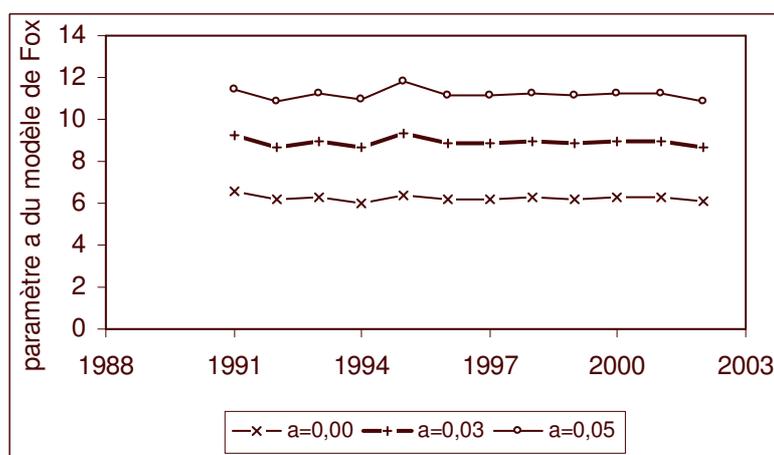


Fig.7.6 : Evolution annuelle du paramètre a pour les différents coefficients α en utilisant la méthode de Jackknife

Pour l'hypothèse de référence et l'hypothèse pessimiste, le MSY est presque le même (Fig.7.7). Puisqu'il n'y a pas de différence entre les deux hypothèses, l'hypothèse de référence peut donc être retenue dans le cadre d'une approche de précaution.

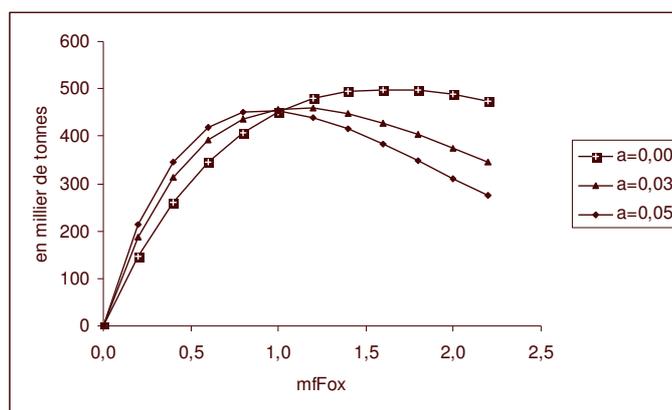


Fig.7.7. Courbe des captures en fonction d'un multiplicateur pour différents niveaux de α

Modèle avec effet de l'environnement

L'application du modèle de Fox intégrant un indice d'upwelling ne semble pas apporter une amélioration nette dans les résultats puisque la corrélation est moins importante si on intègre ce paramètre. En plus la constante c étant négative, cela suppose une relation inverse entre l'abondance et l'indice d'upwelling ce qui ne semble pas logique. Le modèle n'est donc pas conservé.

7.4.2. Cas des chinchards

- **Evolution de l'abondance et de l'effort théorique**

La comparaison des différents indices montrent que la CPUE globale s'individualise des autres types d'indices sauf en 1999 (Fig.7.8). C'est d'ailleurs cette CPUE qui donne le meilleur ajustement. C'est donc elle qui sera retenue pour les chinchards.

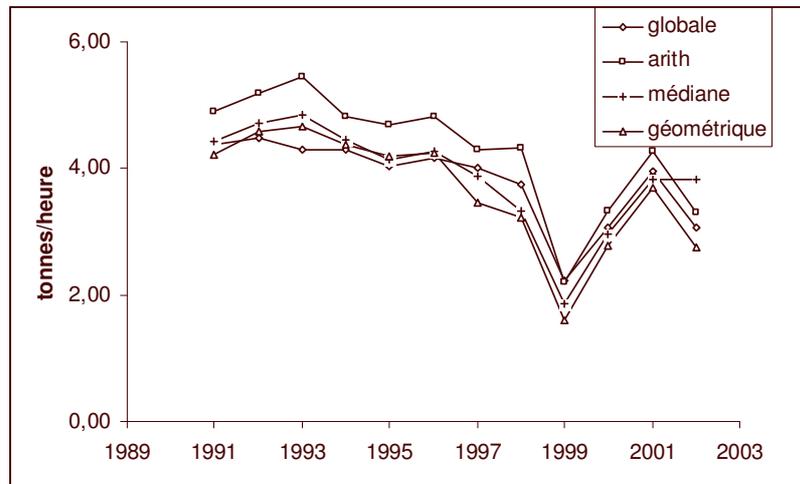


Fig.7.8 comparaison de la tendance annuelle dans l'évolution des différentes

CPUE de chinchards calculées sur la base du type de bateau N°5

L'évolution de l'effort de pêche théorique portant sur les chinchards peut être subdivisée en 3 périodes. La première est caractérisée par une relative stabilité autour de 40 000 heures de pêche (équivalent chalutiers type 5) et concerne les années 1991 à 1997. Une seconde période, qui va de 1998 à 2000, où l'effort théorique croît rapidement. Enfin sur les deux dernières années d'étude, cet effort connaît une diminution (Fig.7.9).

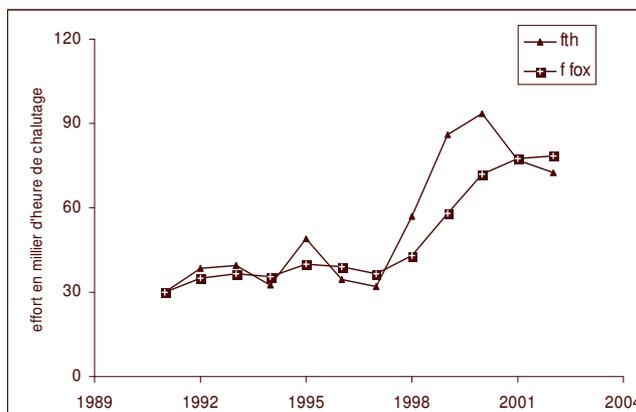


Fig. 7.9: Evolution de l'effort théorique et de celui de Fox appliqués aux chinchards ($a=3\%$)

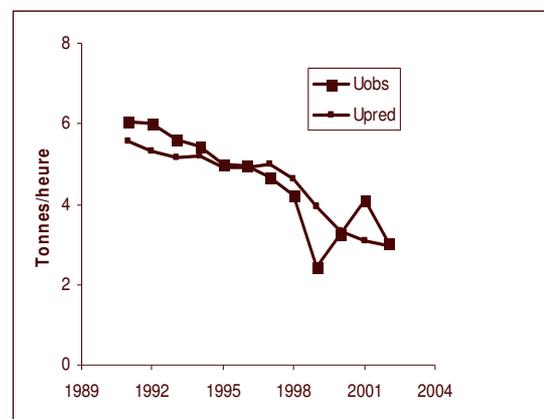


Fig.7.10. CPUE annuelle observée et prédite par l'ajustement du modèle de Fox

- **Modèle**

Les indices d'abondances prédits par le modèle paraissent assez cohérents avec les indices observés et l'ajustement paraît satisfaisant sauf pour l'année 1999 où l'indice d'abondance observée connaît une chute importante (Fig.7.10 et Fig.7.11). Puisque la capturabilité a été considérée comme constante pour toute la période, un problème lié à cet aspect pourrait expliquer ce « décalage ».

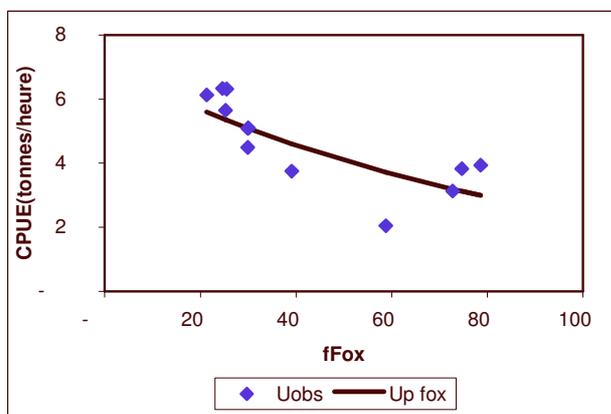


Fig. 7.11 : valeurs des CPUE observées et prédites par l'ajustement du modèle de Fox

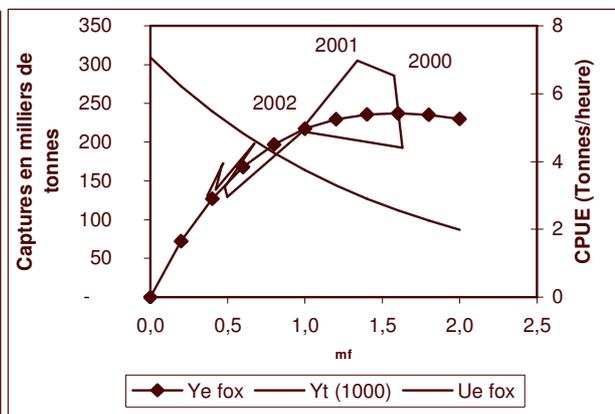


Fig.7.12 : Courbe des captures en fonction d'un multiplicateur d'effort. La série des captures observées est présentée.

Le modèle de Fox estime à 237 000 tonnes la prise maximale équilibrée des chinchards avec un intervalle de confiance de 202-274 000 tonnes. Cette valeur a été dépassée en 2000 et 2001. Les captures semblent revenir à l'équilibre en 2002. De 1999 à 2001, l'effort de maximisation des captures serait dépassé (Fig.7.12).

- **Sensibilité**

La qualité des paramètres estimés par la technique du Jackknife paraît moins bonne que dans le cas des sardinelles, même si elle reste assez satisfaisante (Tableau 7.3). Parmi les paramètres de gestion pertinents, l'effort de maximisation connaît la variance la plus importante (7.72%)

Tableau 7.3: estimation de la qualité des paramètres par la technique de Jackknife (CV : coefficient de variation)

	Moyenne	Mediane	Ecart type	CV en %	Borne inférieure	Borne supérieure
a	7,09	7,06	0,27413	3,87	6,55	7,63
b	0,01	0,01	0,00120	10,89	0,01	0,01
EMSY (en milliers d'heures)	92	92	9,66643	10,55	72,66	110,55
MSY (en milliers de tonnes)	238	239	18,24244	7,66	202,36	273,87
K(en milliers de tonnes)	1618	1623	123,97020	7,66	1375,18	1861,14
q	0,00441	0,00436	0,00048	10,89	0,00347	0,00535

Dans le cas des chinchards, la qualité de l'ajustement est assez variable si on prend ou non en compte une dérive de puissance de pêche (R^2 de 40 à 71% pour $\alpha=0.00$ et 0.05 respectivement) (Tableau 7.4).

Tableau 7.4: estimation des différents paramètres pour différents niveaux α (dérive de puissance de pêche).

	Alpha= 0,00	alpha= 0,03	alpha= 0,05
a	5,343	7,071	8,322
b	0,007	0,011	0,014
R ²	40,000	64,000	71,000
q	0,003	0,004	0,005
EMSY (en milliers d'heures)	142	91	74
MSY (en milliers de tonnes)	279	237	227
K (en milliers de tonnes)	1896	1613	1540

Suivant les différentes hypothèse retenues pour la dérive de puissance de pêche, l'évolution annuelle de paramètre a (ordonnée à l'origine) montre une relative stabilité sur toute la période d'étude sauf en 2001 (Fig.7.13) où on observé une certaine variabilité qui pourrait expliquer la différence dans la qualité d'estimation des paramètres pour les sardinelles et les chinchards.

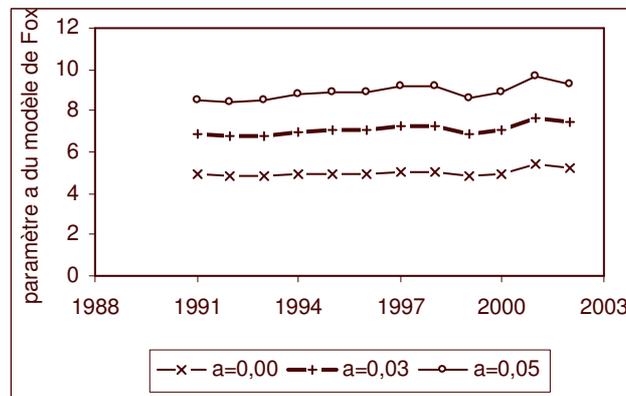


Fig.7.13 : Evolution annuelle du paramètre a pour les différents coefficients α (méthode de Jackknife)

Le MSY est presque le même pour l'hypothèse de référence et l'hypothèse pessimiste, (Fig.7.14). L'hypothèse de référence peut donc être considérée dans une optique d'approche de précaution.

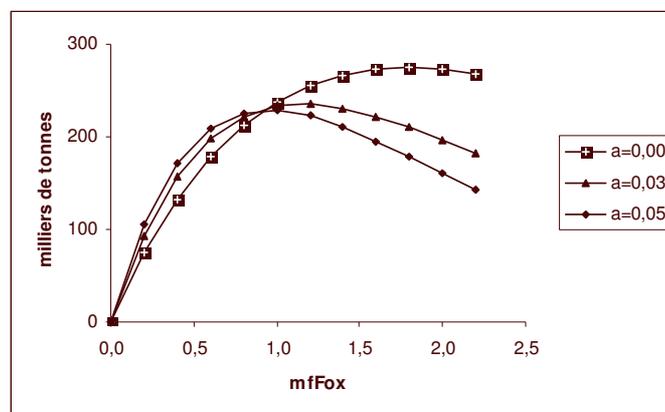


Fig.7.14 : Courbe des captures en fonction d'un multiplicateur pour différents niveaux de α

L'introduction d'un indice d'upwelling dans le modèle de Fox intégrant l'effet d'un indice d'upwelling affecte la qualité d'ajustement. A en juger par la constante c qui est négative, on peut supposer la aussi une relation inverse entre l'abondance et l'indice d'upwelling qui est difficile à admettre pour les adultes. Dans tous les cas, et en raison de la qualité de l'ajustement le modèle n'est pas retenu.

7.5. Résultat de l'ajustement du modèle dynamique

7.5.1 Ajustement sous Excel : cas des sardinelles

Les résultats montrent un bon ajustement entre les CPUE observées et les CPUE prédites (coefficient de détermination est de 82 %). La CPUE prédite à l'équilibre est similaire à l'indice d'abondance observé jusqu'en 1995 pour chuter par la suite jusqu'en 1999, suite probablement à l'entrée en activité des bateaux de l'Union européenne. La CPUE à l'équilibre se redresse sur le reste de la période tout en restant inférieure à la CPUE observée. (Fig.7.15)

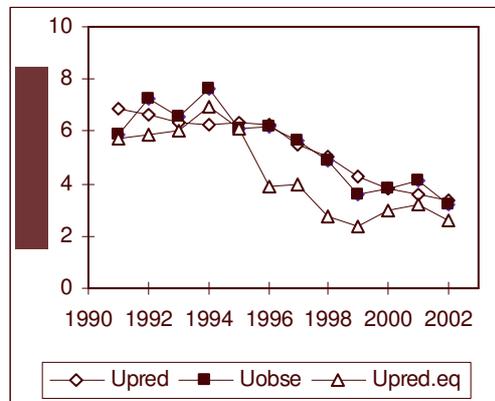


Fig.7.15 Evolution annuelle des indices d'abondances observés, prédits et prédits à l'équilibre

Un résultat comparable est obtenu lorsqu'on s'intéresse à l'évolution des indices observés et prédits à l'équilibre en fonction de l'effort de pêche observé (en fait corrigé pour tenir compte d'une dérive de puissance de pêche $\alpha=0.03$) (Fig.7.16)

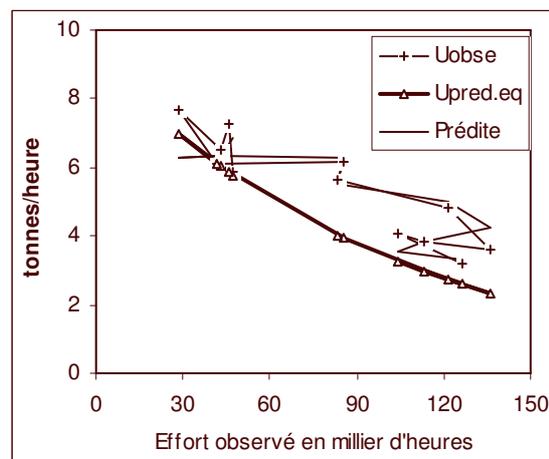


Fig.7.16. CPUE observée et CPUE prédites à l'équilibre en fonction de l'effort total corrigé

Pour les deux taxons, l'évaluation à partir du modèle dynamique en utilisant la fonction Solver n'a pu s'effectuer qu'après avoir fixé la valeur du coefficient de capturabilité q sur la base des résultats du modèle en pseudo-équilibre. Par rapport à ce dernier, le potentiel de production estimé par le modèle dynamique est plus faible. Les captures sont presque toujours supérieures au potentiel de production (Fig.7.17). Mais à en juger par l'importance du taux d'accroissement intrinsèque, l'ajustement à l'équilibre devrait être rapide traduisant ainsi un rapprochement entre la courbe de production équilibrée et les captures observées. Or ceci n'est pas le cas.

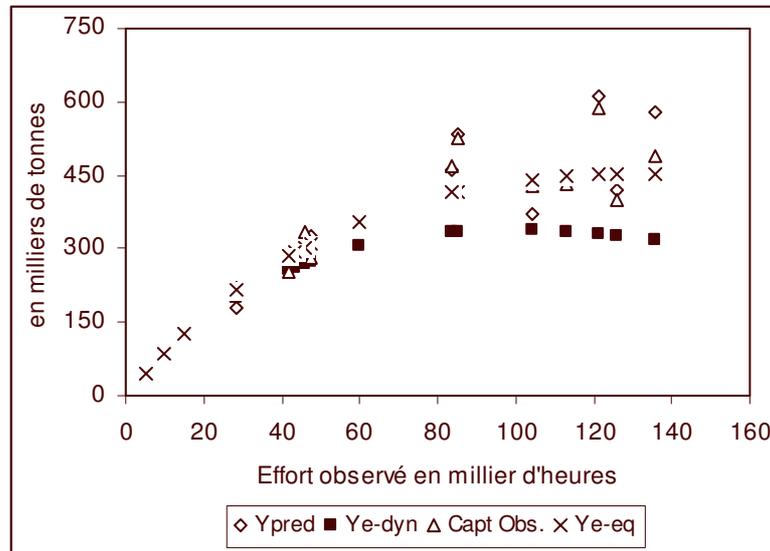


Fig. 7.17 Modèle dynamique appliqué aux sardinelles : évolution des captures observées et potentiels estimés par le modèle dynamique et les captures à l'équilibre.

Bien que le début de la série utilisée ne coïncide pas avec l'installation de la pêcherie ciblant les sardinelles, cet estimé paraît acceptable (Tableau 7.5). En effet, au début de la période considérée l'effort de pêche orienté sur les sardinelles était peu développé dans la zone mauritanienne à tel point qu'un groupe de travail organisé par l'IMROP en 1993 (Mauritanie), avait recommandé de multiplier l'effort de pêche au niveau de la sous-région par quatre. Il est vrai que le potentiel estimé à l'époque était de 750 000 tonnes. En outre, la biomasse des sardinelles estimée par le Fridjof Nansen en début 1992 s'élevait à 3 000 000 tonnes. Tout ceci contribue à rapprocher les deux valeurs de K et de $B_{initiale}$.

Tableau 7.5 : Estimé de quelques paramètres par le modèle dynamique (modèle de Fox) pour les sardinelles (en gras paramètres fixés)

	Sardinelles
r	2,17
K (en milliers de tonnes)	3448
B_I (en milliers de tonnes)	2532
q	0,00271
MSY (en millier de tonnes)	338
$fMSY$ (rn milliers d'heures)	98
SS	0,12

La courbe de capture et d'effort est relativement plate au sommet. Un déséquilibre dans la courbe de production pourrait se traduire par une grande augmentation du taux intrinsèque d'accroissement ($r = 2.17$)(Tableau 7.6). Cela pourrait être le cas ici.

La qualité des paramètres estimée paraît meilleure dans le cas du modèle dynamique que celui en pseudo-équilibre. Mais ceci peut être dû au fait qu'on avait fixé dès le départ les paramètres de capturabilité (q). La valeur du MSY s'élève à 338 000 tonnes avec un intervalle de confiance compris entre 325-350 000 tonnes. L'effort de maximisation s'élève quant à lui à 98 000 heures de chalutages ciblées avec un intervalle de 95-102 000 heures de chalutage (Tableau 7.6).

Tableau 7.6: estimation de la qualité des paramètres par la technique de Jackknife (CV : coefficient de variation)

	Moyenne	Mediane	Ecart type	CV en %	Borne inférieure	Borne supérieure
r	2,17	2,17	0,04	1,86	2,09	2,25
Bi(en milliers de tonnes)	2537	2535	80,39	3,17	2379	2694
MSY (en milliers de tonnes)	338	338	6,29	1,86	325	350
EMSY (en milliers d'heures)	98	98	1,83	1,86	95	102

7.5.2 Cas des Chinchards

Les résultats de l'analyse montre que la CPUE prédite à l'équilibre était dès le départ inférieure à celle observée sauf en 1994 (retrait de la flottille russe) et en 1996 et 1997 quand il y a eu un report d'une partie de l'effort de pêche sur les sardinelles dans la zone mauritanienne (Ould Taleb, 2003) (Fig.7.18).

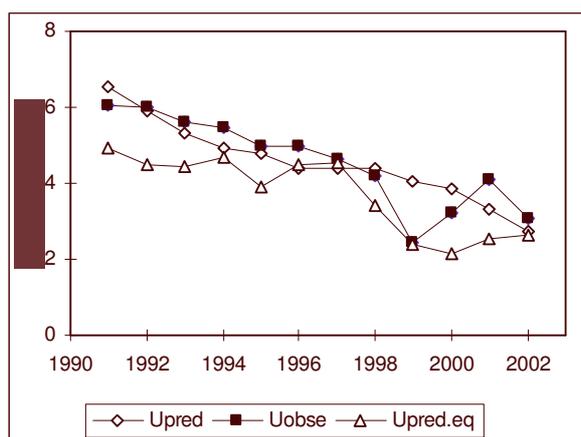


Fig.7.18. CPUE observée, CPUE prédite et CPUE prédite à l'équilibre

Un résultat comparable est obtenu lorsqu'on s'intéresse à l'évolution des indices observés et prédits à l'équilibre en fonction de l'effort de pêche observé (corrige) (Fig.7.19)

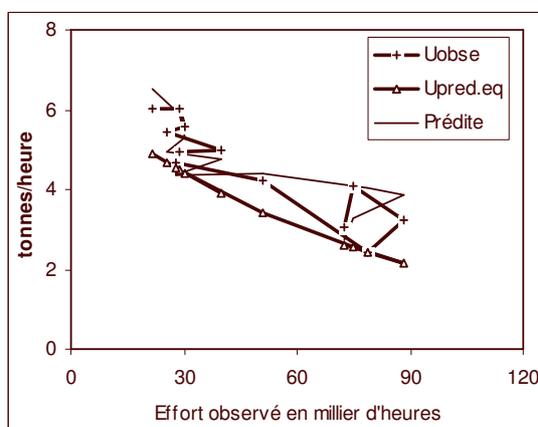


Fig.7.19 CPUE observée et CPUE prédites à l'équilibre en fonction de l'effort total corrigé

Les résultats montrent que pour la majeure partie de la série, les captures dépassent le MSY et en conséquence l'indice d'abondance décline sur presque toute la période (Fig.7.20). Toutefois on observe un rapprochement entre la courbe de production équilibrée et les captures observées expliquant ainsi l'importance du taux d'accroissement intrinsèque.

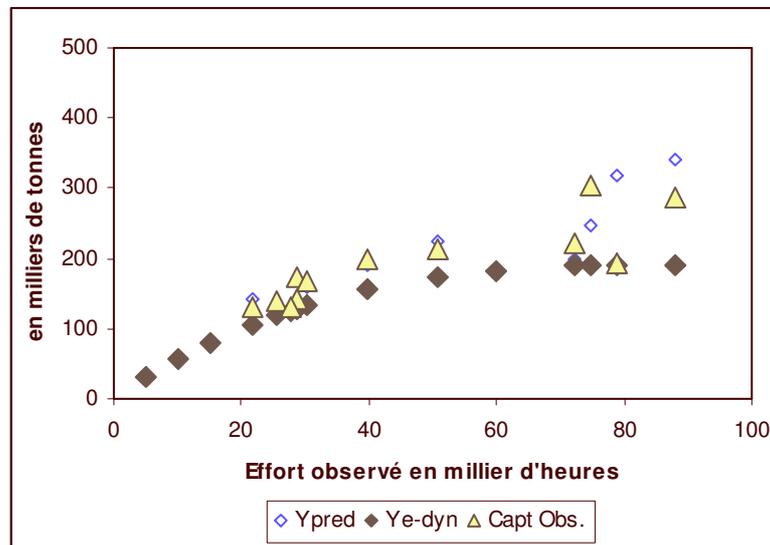


Fig.7.20 : Modèle dynamique appliqué aux chinchards : évolution des captures observées et potentiels estimés par le modèle dynamique et les captures à l'équilibre.

La capacité de charge et la biomasse initiale sont identiques (Tableau 7.7). Le taux d'accroissement paraît cependant très élevé pour les chinchards en particulier.

Tableau 7.7 : Estimé de quelques paramètres par le modèle dynamique (modèle de Fox) pour les chinchards (en gras paramètre fixé)

	Chinchards
r	2,59
K (en milliers de tonnes)	1456
BI (en milliers de tonnes)	1480
q	0,00441
MSY (en millier de tonnes)	190
fMSY (rn milliers d'heures)	81
SS	0,38

La valeur du MSY s'élève à 190 000 tonnes avec un intervalle de confiance entre 172-208 000 tonnes. L'effort de maximisation s'élève quant à lui à 81 000 heures de chalutage ciblée avec un intervalle de 73-88 000 heures de chalutage (Tableau 7.8).

Tableau 7.8: estimation de la qualité des paramètres par la technique de Jackknife (CV : coefficient de variation)

	Moyenne	Mediane	Ecart type	CV en %	Borne inférieure	Borne supérieure
r	2,58	2,59	0,12	4,80	2,34	2,83
Bi(en milliers de tonnes)	1484	1475	35,56	2,40	1415	1554
MSY (en milliers de tonnes)	190	190	9,12	4,80	172	208
EMSY (en milliers d'heures)	81	81	3,86	4,80	73	88

7.5.2 Ajustement par le modèle ASPIC

Seuls les résultats pour les sardinelles seront présentés. Pour les chinchards, il a fallu fixer le K pour voir le modèle converger, ce qui influence fortement les résultats.

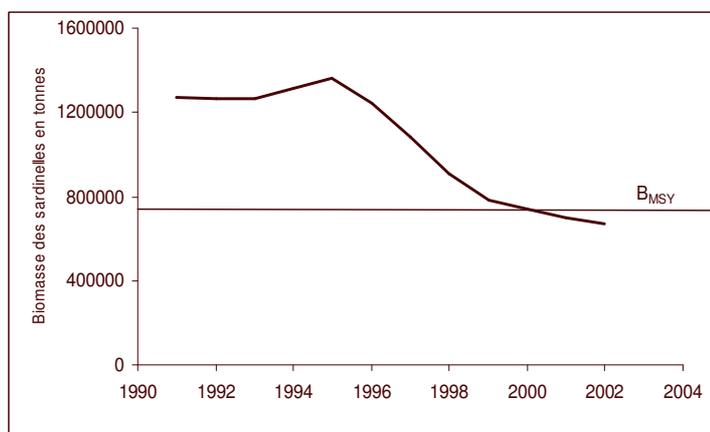


Fig.7.21 CPUE observées et prédites dans les sorties du modèle ASPIC (modèle de Fox)

A l'examen des résultats graphiques (Fig.7.21) on peut constater que la majeure partie de la variance est expliquée ($R^2=86.7$). Par ailleurs, les résultats du modèle de Fox sous ASPIC montrent que le MSY , B_{MSY} , F_{MSY} et f_{MSY} s'élèvent respectivement à 384 300 tonnes, 739 200 tonnes, 0.52 et 101500 heures de pêche. L'évolution des biomasses met en évidence une chute à partir de 1995 : la biomasse prédite par le modèle est divisée par deux entre 1995 et 2002 (Fig.7.22). La biomasse des sardinelles devrait toujours être maintenue au-dessus de B_{MSY} et l'effort de pêche au-dessous du E_{MSY} (Fig.7.22 et Fig.7.23). Or ce n'est pas le cas. En effet, à partir de l'année 2000, on constate que la biomasse est en dessous du seuil critique traduisant ainsi un début de surexploitation. Cet ajustement semble plus satisfaisant que le précédent, ce qui est sans doute lié à l'absence de contrainte fixée au paramètre de capturabilité q . Il reste que la valeur estimée par le MSY semble peu réaliste car inférieure au production observé systématiquement depuis 1996. Il est ainsi difficile d'admettre que le stock demeure depuis cette période en deçà de toutes les valeurs d'équilibre.

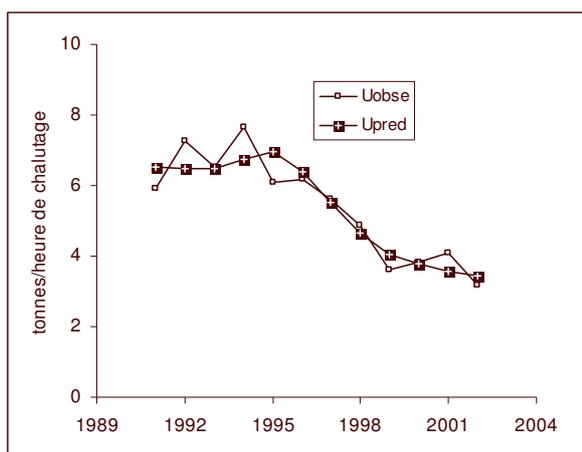


Fig.7.22 L'évolution annuelle de la biomasse des sardinelles prédite par le modèle de Fox (ASPIC) comparativement au B_{MSY}

En outre, les résultats du modèle ASPIC montrent que la mortalité par pêche appliquée aux sardinelles a dépassé le seuil critique de façon sensible en 1998 avant de revenir à des niveaux plus faibles tout en restant excessive (Fig.7.23).



Fig.7.23 L'évolution annuelle de la mortalité par pêche appliquée aux sardinelles prédite par le modèle de Fox (ASPIC) comparativement au F_{MSY}

Les résultats de l'analyse par bootstrap montrent que le MSY et le f_{MSY} sont relativement bien estimés puisque la gamme interquartile relative (IQR) est respectivement de 13 et 24 % (Tableau 7.9). Par contre pour le K, B_{MSY} , et F_{MSY} les estimations sont beaucoup moins précises probablement en raison de la taille de la série utilisée.

Tableau 7.9 : Estimation de la qualité des paramètres par la technique de Bootstrap

Paramètre	estimé du paramètre	estimation du biais relatif	80% lower	80% upper	IQR(en %)
B1/K	0,627	-0,0581	0,515	0,910	33
K	2009000	1,8821	1377000	4562000	57
q(1)	0,000005	0,030200	0,000003	0,000007	49
MSY	384300	0,0085	319400	422400	13
Bmsy	739200	1,8821	506700	1678000	57
Fmsy	0,520	0,0051	0,186	0,805	65
Fmsy	101500	-0,0690	75950	124600	24

7.6. Discussion

- **Choix de la méthode d'ajustement**

L'approche globale est souvent considérée comme le « parent pauvre » des modèles d'évaluation des stocks (Hilborn et Walters, 1992). Nous avons vu que plusieurs auteurs ont mis l'accent sur l'utilité d'une telle méthode même comparativement à des approches plus élaborées, mais exigeant des données structurées en âge donc difficiles à collecter dans des zones tropicales ou subtropicales comme notre zone d'étude. D'ailleurs, (Hilborn et Walters, 1992) notent aussi que les modèles globaux peuvent fournir de meilleures évaluations pour les paramètres de gestion comparativement aux approches structurées en âge. En fait, les modèles de production sont utilisés depuis environ 100 ans (Prager, 2003). Ce qui signifie que leurs propriétés ont été bien étudiées.

Dans ce chapitre, le recours à une discrétisation des CPUE, en prenant des périodes annuelles, a permis d'obtenir les meilleurs résultats pour les chinchards. Ce type de calcul permet de gommer les effets des variations saisonnières qui peuvent intervenir à tous les niveaux. En revanche, pour les sardinelles c'est la prise en compte de la variabilité spatiale (carré statistique) et temporelle (à l'échelle du mois) qui a produit les meilleurs résultats. Ceci est à rapprocher du comportement erratique des sardinelles souvent signalés par les pêcheurs et les scientifiques (Schmidt, 1972).

De plus, les deux principales méthodes d'ajustement des modèles globaux sont mis en œuvre : la méthode du pseudo-équilibre et la méthode dynamique. Une quantification de la précision de ces approches est conduite en recourant à la technique de Jackknife et des procédures de bootstrap. Cette dernière, est incorporée dans le logiciel ASPIC (Prager, 2004). Les résultats des différents modèles utilisés montrent qu'on peut aboutir, à partir de données identiques, à des réponses sensiblement différentes. Ainsi, le MSY des sardinelles est estimée à 452 000 tonnes par la méthode du pseudo-équilibre (237 000 tonnes pour les chinchards), 338 000 en considérant les estimateurs des erreurs d'observations sous Excel (190 000 dans le cas des chinchards) et 384 000 tonnes de sardinelles lorsqu'on applique le logiciel ASPIC. FAO (1999) avait déjà noté que l'évaluation du poulpe dans la zone mauritanienne à partir du modèle dynamique conduit à sous-estimer le MSY. La différence des résultats pour le modèle dynamique sous Excel et en utilisant ASPIC peut traduire l'existence dans ce dernier d'une procédure très élaborée l'obligeant à rechercher le point global pour la convergence en le validant 6 fois. Il évité donc de converger vers des minimas locaux. En outre, le même modèle peut fournir des résultats très différents selon la structure présumée des erreurs (Polacheck et al., 1993). L'usage d'une variété de modèle globaux permet alors de disposer d'une large palette de comparaison pour approcher la réalité autrement plus compliquée. Par ailleurs d'autres études ont souvent relevé des différences plus importantes, comme par exemple dans le cas du thon rouge de l'ouest-Atlantique où trois méthodes différentes ont donné comme estimation du MSY des valeurs de 3942, 5530 et 6755 t/an (ICCAT 1994). Cependant, il est à noter dans notre cas, que l'ajustement par les estimateurs des erreurs observées tant en Excel qu'en ASPIC utilisent des paramètres d'entrée dont les valeurs sont déduites des résultats des modèles en pseudo-équilibre. Ceci a eu probablement pour conséquence de réduire les écarts entre les différentes estimations. Par ailleurs, la technique de Jackknife permet de déterminer la qualité des estimations des paramètres dans le cas du modèle en pseudo-équilibre. Même si on soupçonne l'existence des variations incontrôlables de la capturabilité en raison de la nature multi-spécifique des pêcheries, la précision paraît satisfaisante. Par ailleurs plusieurs auteurs (Polacheck et al., 1993 ; Punt et Hilborn, 1996) ont recommandé de ne jamais utiliser la méthode de Fox (1975) portant sur les efforts moyens comme base d'ajustement. Eu égard à la qualité des estimations des paramètres, ces critiques formulées à l'endroit de cette méthode ne semblent pas se justifier ici. En fait Laloë (1995b) a ré-analysé les données de la langoustine de roche de la Nouvelle Zélande, sur lesquelles se fondent en partie les conclusions de ces différents auteurs, et a démontré qu'une utilisation appropriée de ces données ne permet pas de supporter cette conclusion. Il a notamment critiqué l'usage du modèle de Schaefer, peu approprié pour ce type de données mais surtout le fait de fixer k ($k = 3$) qui ne sied pas à la longévité de l'espèce et dont le choix de la valeur est déterminant dans cette approche. L'application de la méthode Bootstrap a mis en évidence que seul le MSY et le F_{MSY} peuvent être jugés comme estimés de façon plus ou moins acceptable. La variance de l'estimation des autres paramètres étant très élevée les résultats obtenus pour ces derniers paramètres doivent donc être considérés comme préliminaires.

- **Retour sur les hypothèses**

Pour appliquer ces modèles globaux nous avons accepté implicitement plusieurs hypothèses qu'on cherche à vérifier ici. La première est le regroupement des espèces en taxon, en les considérant comme une même entité, alors que l'idéal c'est de travailler au niveau stock surtout si on est en présence des espèces qui n'ont pas la même niche écologique. En premier lieu et pour des raisons pratiques, la pêcherie orientée vers les sardinelles ou les chinchards ne peut pas être aménagée au niveau spécifique eu égard à son caractère mixte et indissociable car souvent mélangée dans le même banc. L'aménagement étant l'objet final de toute opération d'évaluation des stocks. En plus, il paraît impossible au vu des données disponibles actuellement de calculer un effort de pêche ciblant *Trachurus trachurus* par exemple sans avoir recours à des données agrégées et souvent en formulant des hypothèses contraignantes. Par ailleurs, des tentatives d'analyses effectuées pour chacune des deux espèces de chinchard prises individuellement ont été tentées par le passé, quand des données détaillées par espèce étaient disponibles. Mais seules les données où ces espèces étaient associées, ont donné des résultats cohérents. Ce choix se justifie aussi par la relative stabilité de l'importance des deux espèces dans les captures (FAO, 1995). Le regroupement en sardinelles par exemple offre donc l'avantage de minimiser l'incidence des changements d'espèce cible pour ces deux espèces ayant le même biotope (Fréon, 1984). Or disposer d'un effort de pêche ciblé constitue l'un des préalables fondamentaux pour appliquer ces modèles. Dans des chapitres précédents (chapitre sur l'acoustique), nous avons noté à plusieurs reprises l'existence d'indices apparemment cohérents pour la séparation des sardinelles rondes en deux stocks : le stock mauritano-saharien et le stock sénégal-mauritanien. Nous n'avons pas tenu compte de ces résultats en raison du manque d'information sur le degré de mixité entre ces deux stocks qui de toute façon n'est pas encore mis en évidence de façon formelle. En fait, Fréon (1984) avait appliqué des modèles globaux sur le « sous-stock » de sardinelles au niveau de la Petite Côte du Sénégal en supposant que celui-ci est essentiellement alimenté par les géniteurs sub-adultes ne participant pas encore à la migration au niveau de la zone nord ouest africaine et en admettant sinon la stabilité de l'effort de pêche à l'extérieur de la Petite Côte, tout au moins l'absence de surexploitation. Or avec le développement d'une pêcherie industrielle dans la zone mauritanienne orientée vers l'exploitation des sardinelles, cette dernière condition n'est plus vérifiée et donc cette approche ne peut plus être utilisée.

La deuxième hypothèse est que les indices d'abondance de chaque taxon obtenus pour la zone mauritanienne, sont proportionnels à ceux des autres pêcheries dans les autres secteurs (Sahara et Sénégal). Du fait de l'absence de chevauchement spatio-temporel des flottes des chalutiers des pays de l'est européen et de l'Union européenne, en activité en Mauritanie et au Sahara, avec les flottes artisanales ou semi-industrielles du Sénégal, l'utilisation pour l'ensemble de la région de cet indice obtenu pour la zone mauritanienne peut être critiquable. En effet, au Sénégal l'exploitation des ressources pélagiques côtières est réalisée par des pêcheries artisanales et industrielles. La pêche artisanale utilise des pirogues motorisées et divers engins de pêche. La pêche industrielle est composée principalement de chalutiers et senneurs dont certains sont d'origine étrangère travaillant dans le cadre de contrats commerciaux (FAO, 2002). En vue de comparer les tendances dans les évolutions des CPUE, nous présentons l'évolution des indices d'abondances de la pêche industrielle (PI) et la pêche artisanale (PA) calculées pour les sardinelles dans la zone sénégalaise (FAO, 2002) et celle que nous avons établie pour la zone mauritanienne (Fig.7.24). On peut observer que les rendements de la pêche industrielle au Sénégal (en tonnes/jour de pêche) et en Mauritanie présentent certaines similitudes dans les tendances (le coefficient de corrélation entre ces deux séries est de 29.4 %). La pêcherie industrielle sénégalaise étant constituée des chalutiers mais aussi des senneurs industriels et semi-industriels. Ce qui complique singulièrement le calcul d'une CPUE pour ce « segment » de la pêcherie. En outre, cet indice est établi sans prendre en

compte la nature multispécifique de la pêcherie. Le cas de l'évolution des rendements de la pêche artisanale (tonnes/par sortie), qui est très côtière, est encore plus difficile à cerner : les CPUE restent relativement stables. Or du fait de la grande variabilité de ces stocks, il est difficile d'expliquer une telle stabilité sur une période relativement longue, même en considérant que cette flottille, du fait de son rayon d'action limitée, n'est active que sur une zone restreinte où les rendements seraient stables au fil du temps sans qu'il y'ait de surexploitation locale.

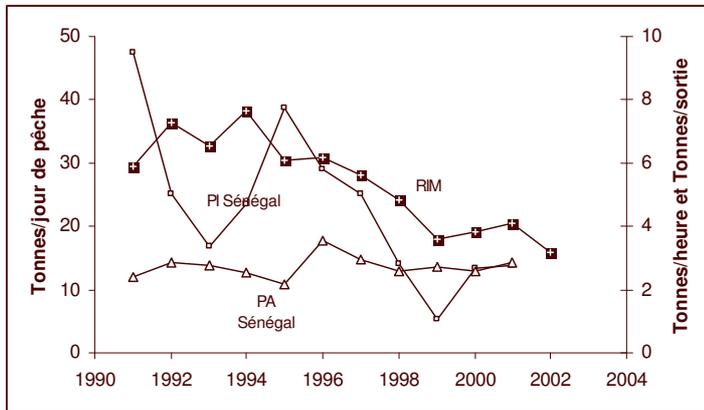


Fig.7.24. évolution des CPUE des sardinelles pour différents types de flottilles dans la zone nord ouest africaine (CPUE sénégalaise : source FAO ; 2002)

7.7. Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre nous avons appliqué deux types de modèles globaux : méthode en pseudo-équilibre de Fox et méthode dynamique à chacun des groupes d'espèces (Sardinelles et chinchards) en utilisant l'ensemble des captures réalisées entre le nord Sahara et le sud du Sénégal et en appliquant des CPUE basées sur un effort théorique ciblé des bateaux de type 5 en zone Mauritanie.

Pour les chinchards, les indices d'abondances prédits par le modèle paraissent assez cohérents et l'ajustement paraît satisfaisant sauf pour l'année 1999 où on observe une chute importante. Pour le modèle dynamique, les résultats de l'analyse montrent que la CPUE prédite à l'équilibre était dès le départ inférieure à celle observée sauf en 1994. Le modèle en pseudo-équilibre de Fox estime à 237 000 tonnes (190 000 tonnes pour le modèle dynamique) la prise maximale équilibrée des chinchards. Cette valeur a été dépassée en 2000 et 2001. Les captures semblent revenir à l'équilibre en 2002. De 1999 à 2001, l'effort de maximisation des captures serait dépassé.

Pour les sardinelles, on observe là aussi un bon ajustement entre les CPUE observées et les CPUE prédites (coefficient de détermination est de 87 %). Pour le modèle dynamique, la CPUE prédite à l'équilibre est similaire à l'indice d'abondance observé jusqu'en 1995 pour chuter par la suite jusqu'en 1999, suite probablement à l'intensification de l'effort de pêche par l'entrée en activité des bateaux de l'Union européenne ciblant ces espèces. La CPUE à l'équilibre se redresse sur le reste de la période tout en restant inférieure à la CPUE observée. La prise maximale équilibrée est estimée à 452 000 tonnes. En 1996, en 1998 et 1999 la capture totale des sardinelles a dépassé cette valeur traduisant ainsi une situation de transition en période d'effort de pêche rapidement croissant. Les captures sont revenues à l'équilibre en 2000 probablement à la faveur du retrait de certaines flottilles notamment russe de la zone Sahara. Là aussi, les résultats du MSY du modèle dynamique (338 000 tonnes) sont sensiblement plus faibles que ceux en pseudo-équilibre. Ces derniers sont d'ailleurs plus cohérents.

Ces analyses conduisent à un diagnostic de pleine exploitation pour les chinchards à une légère surexploitation pour les sardinelles.

Il est presque surprenant de noter une tendance à l'autorégulation de l'effort de pêche industriel. Cette autorégulation fortuite ou sous l'effet de la baisse des rendements se répercute rapidement sur l'état des stocks suggérant ainsi que la pêche constitue un élément déterminant dans la variabilité de la ressource. Il est vrai que cette pêche industrielle oriente son activité sur les individus adultes moins assujettis à la variabilité des conditions environnementales que les stades plus jeunes. C'est ce qui explique probablement en partie l'effet limité de l'indice d'upwelling.

En conclusion, on peut donc dire que cette approche nous a permis de disposer d'une première approximation de la dynamique de ces deux taxons. Des tentatives d'application des méthodes plus élaborées sont conduites dans le chapitre suivant en travaillant cette-fois au niveau spécifique.

Chapitre 8. Modèles Analytiques

Introduction

Dans la période récente plusieurs tentatives d'évaluation de l'état des stocks de *Trachurus trecae* et *Sardinella aurita* par approche analytique, ont été conduites sans grand succès (FAO, 2002, FAO, 2003 et FAO, 2004, IMROP 2004). Ces tentatives sont menées dans le cadre des groupes de travail organisés par la FAO ou l'IMROP. Ces rencontres qui intéressent la région nord africaine (du Sénégal au Maroc), traitent de 4 à 5 espèces et regroupent plusieurs chercheurs de cette région en plus de ceux venant des pays pêcheurs (Russie, Pays Bas), un à deux consultants du département des pêches de la FAO et parfois un scientifique mobilisé dans le cadre de l'aide multilatérale. Invariablement et depuis 2001, ces groupes de travail concluent que les données ne sont pas assez suffisantes pour évaluer l'état de ces stocks et estimer les paramètres du modèle par approche analytique. Ils préconisent une liste de recommandations, en dégageant en général les voies et moyens pour y parvenir, afin de favoriser une collecte de données plus complètes et plus fiables. Ces groupes de travail reconnaissent ainsi qu'ils ne sont pas en mesure de produire des avis scientifiques sur la base des données disponibles en appliquant cette approche et se « limitent » aux modèles globaux et aux résultats des campagnes acoustiques pour établir de tels avis.

En fait, ces travaux d'évaluation sont confrontés à de nombreuses difficultés et à plusieurs niveaux :

- Le temps consacré à l'évaluation est généralement très court (une semaine à 10 jours). Ce qui ne permet pas de réaliser toutes les explorations et analyses en dépit de gros efforts de collecte et de mise en forme des données effectuées dans les semaines précédant la réunion par la FAO. Le nombre relativement important d'espèces fait que l'effort de l'expertise, déjà limité, est éparpillé et on n'arrive pas à atteindre la masse critique sur chacune des espèces prise individuellement.
- Il est évident que les techniques d'évaluation des stocks par approche analytique dépendent fortement des données disponibles. Ces méthodes demandent une série pluriannuelle de captures réparties par âge. Ce qui nécessite un échantillonnage continu relativement coûteux. De plus, le processus demande un moyen de calibration de la mortalité par pêche pour la dernière année. Aussi, des séries pluriannuelles de indices d'abondances issues de la pêche ou des estimations directes d'abondance par campagne acoustique sont nécessaires. Les données portant sur l'âge sont généralement communiquées par la Fédération de la Russie. Les séries d'indices d'abondances disponibles ne sont souvent pas standardisées suivant les procédures d'usages (GLM).
- Les lectures d'âge par espèce concernent essentiellement la zone mauritanienne et saharienne pour les deux *Trachurus*, le maquereau et la sardine. Les trimestres couverts par l'échantillonnage sont variables d'une année à l'autre introduisant ainsi un biais lorsqu'on travaille à l'échelle annuelle comme c'est souvent le cas.

C'est pour toutes ces raisons que les tentatives d'évaluation des stocks de petits pélagiques dans cette zone n'ont pas pu produire de résultats cohérents dans la période récente. Dans ce chapitre et pour tenter de résoudre une partie des problèmes rencontrés jusqu'à présent nous nous intéressons uniquement à une seule espèce de chinchard (*Trachurus trecae*). Le stock du chinchard noir africain est évalué ainsi que le taux de la mortalité par pêche et le recrutement.

La sardinelle ronde a fait aussi l'objet d'une première tentative. Toutefois, le stock de cette espèce présente plusieurs caractéristiques et contraintes qui rendent difficile son évaluation par méthode analytique dont notamment :

- La croissance est parfois variable entre les zones. Ce qui rend difficile l'interprétation des distributions de tailles et leur conversion en âge ;
- un recrutement continu tout au long de l'année qui empêche l'identification et le suivi de cohortes individualisées ;
- l'exploitation par des flottilles artisanales et industrielles. Pour la pêche artisanale, la structure de taille varie en fonction des types de pêche pratiqués (senne de plage, senne tournante etc.) et le taux d'échantillonnage présente, sur la base d'une première appréciation, plusieurs points d'interrogations. Pour les flottilles industrielle le suivi scientifique ne peut être considéré comme satisfaisant qu'à partir de 1999 dans la zone mauritanienne après qu'une pêcherie se soit développée ;
- l'absence de clé taille-âge valide pour cette espèce et ;
- l'existence d'indices de plus en plus nombreux et cohérents qui prouvent l'existence de deux stocks différents dans la zone d'étude.

C'est pour toutes ces raisons que cette espèce ne fait pas l'objet d'évaluation de stock par approche analytique.

En premier lieu, nous allons procéder à un survol historique de la méthode avant de revenir plus en détail sur les principales hypothèses de base et les formulation mathématiques de l'approche structurale en général et traiter par la suite l'origine des données.

8.1. Principes de base de l'approche structurale

L'approche structurale est l'une des méthodes mathématiques les plus largement utilisées dans l'évaluation des stocks halieutiques de par le monde (CIEM, NAFO, ICCAT...). Son principal avantage est de disposer d'une description historique détaillée de la dynamique de l'espèce étudiée tout en quantifiant les processus de base qui affectent la population en question : recrutement, croissance, mortalité et impact de la pêche. Sur la base des données disponibles deux méthodes sont mis en œuvre : analyse des cohortes ou VPA et le rendement par recrue.

8.1.1 Analyse des cohortes (VPA)

Les techniques d'évaluation des stocks par méthodes analytiques, connues sous le nom de 'Virtual Population Analysis (VPA)' ou l'analyse des cohortes sont développées dans la première moitié des années 1960 (Beverton, 19987) en vue d'estimer la biomasse et la mortalité par pêche (Gulland, 1965 et Murphy, 1965). La VPA est également connue sous le nom de l'analyse séquentielle de population. C'est l'une des plus puissantes techniques disponibles actuellement pour l'analyse des pêcheries (Hilborn et Walters, 1992, Gascuel, 1994). Elle nécessite la connaissance de la structure d'âge du stock et cherche à reconstituer à partir des captures structurées en âge, la population présente sur les lieux des pêches. Cela signifie que les captures doivent être décomposées en groupes d'âge.

A l'origine, ce type de modélisation est appliqué dans les zones tempérées. Les stocks halieutiques dans ces zones conviennent parfaitement à ce type de modélisation du fait que d'une part les pêcheries sont principalement mono-spécifiques et d'autre part les âges des poissons sont relativement faciles à observer en raison des arrêts de croissances. Ces deux caractéristiques spécifiques à ces zones ont rendu l'utilisation de cette approche d'application relativement facile sous les hautes latitudes. Une troisième caractéristique qui rend cette

approche incontournable est l'existence d'une seule période de ponte et donc une seule cohorte annuelle (Sparre et Venema, 1992). Malgré les critiques dont cette approche fait de plus en plus l'objet (Coter et al, 2004), du fait notamment que son application presque systématique n'a pas pu prévenir des effondrements des stocks comme la morue du Canada, elle demeure néanmoins un outil indispensable à l'évaluation des stocks et l'aménagement des pêcheries.

Dans les zones tropicales et sub-tropicales, par contre, ces méthodes n'ont connu qu'un succès mitigé en raison du caractère multispécifique des pêcheries, de la difficulté de déterminer les âges des poissons et de mobiliser les moyens financiers, techniques et humains sur une période relativement longue en vue de disposer des séries historiques suffisantes et fiables. Ainsi, sur la base de l'échantillonnage effectué par l'IMROP (l'ancien CNROP) et l'AtlantNiro (ex URSS) entre 1986 et 1992, une centaine d'espèces (pélagiques et démersales) ont été rencontrées dans les captures (Ould Souelim et Ould Taleb Sidi, 1994) même si les principales espèces cibles constituent plus de 96 % des captures annuelles (Chapitre 9). Enfin l'existence de plusieurs périodes de ponte échelonnée sur l'année rendant l'identification des cohortes difficiles dans les zones tropicales et sub-tropicales.

Ces méthodes sont plus sophistiquées et plus détaillées, et sont plus proches de la réalité que les modèles globaux précédemment appliqués. Néanmoins, ces modèles structurés en âge sont exigeants en terme de données détaillées qui sont souvent difficiles à obtenir et très coûteuses. En utilisant ces méthodes il est possible d'estimer la mortalité par pêche, le niveau du recrutement et le nombre d'individus par âge du stock, année après année, en utilisant « seulement » les captures par âge et une estimation de la mortalité naturelle. Ces mortalités par pêche mesurent la pression réelle exercée sur le stock et sont en ce sens, et sur un plan théorique, la seule mesure parfaitement exacte de l'effort de pêche effectif (Laurec et Le Guen, 1981). Elles constituent un préalable à tout diagnostic et à toute modélisation prédictive et décisionnelle par l'approche structurale (Mesnil, 1980, Gascuel, 1994).

- **Propriété et Hypothèses de base**

La VPA permet d'estimer les taux instantanés de mortalité par pêche F au cours des années passées. Pour pouvoir appliquer ces méthodes, il faut déterminer la mortalité naturelle, disposer des captures par âge. Le concept de la cohorte constitue le soubassement fondamental des modèles structurés en âge. Une cohorte comporte tous les individus nés la même année. Un exemple d'une cohorte de chinchard illustre mieux ce concept (Tableau 8.1). La cohorte de 1990 peut être suivie au cours du temps année après année. Ainsi, les individus de cette cohorte sont âgés d'un an en 1991, de 2 ans en 1992 et ainsi de suite. La taille de la cohorte 1990 en l'an 1998 se compose de tous les individus qui sont nés en 1990 et ont survécu jusqu'en 1998. Les données comme les résultats peuvent être présentés sous forme de matrices dont les colonnes correspondent aux années et les lignes aux groupes d'âge. La principale hypothèse requise par la méthode est relative à la constance des taux instantanés de mortalité (naturelle et par pêche) d'une cohorte donnée au cours d'un intervalle de temps donné qui est généralement d'un an (Gascuel, 1994). Pour Biais (1995) la qualité de représentation de cette méthode est peu contestée. Cependant il énumère ce qu'il considère comme de nombreuses hypothèses parmi lesquelles il cite :

- la non prise en compte de phénomènes de densité-dépendance,
- le stock évalué doit former une unité indépendante, ce qui est souvent difficilement vérifiable d'autant que la définition des aires de répartition des stocks comporte une part d'arbitraire.
- la mortalité naturelle est souvent fixée de façon empirique, faute de pouvoir être bien évaluée, et considérée en général constante d'une année à l'autre et à tous les âges.

Tableau 8.1: Représentation schématique d'une cohorte de chinchards nés en 1990. N représente les effectifs et le dernier chiffre l'âge de la cohorte

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Naissance	N1990, 0								
1		N1990, 1							
2			N1990, 2						
3				N1990, 3					
4					N1990, 4				
5						N1990, 5			
6							N1990, 6		
7								N1990, 7	
8									N1990, 8

Pour l'espèce qui nous intéresse ici, nous considérons l'existence d'un stock unique pour l'ensemble de la zone nord ouest africaine, malgré la présence de deux grandes zones de reproduction. On considère aussi une seule cohorte annuelle. Cette dernière hypothèse semble se confirmer dans la mesure où on révèle l'existence d'une ponte majeure (chapitre 3) qui détermine à elle seule la structure démographique des stocks pour les années suivantes.

- **Formulation mathématique**

La VPA repose sur deux équations de base :

- L'équation de survie qui exprime l'effectif "instantané" en début de l'intervalle de temps (ici l'année) du groupe d'âge d'une cohorte donnée, en fonction de l'effectif du groupe d'âge précédent. Soit :

$$N_{a+1,y+1} = N_{ay} \cdot \exp(-Z_{ay}) \quad (1)$$

$N_{a+1,y+1}$: Nombre de survivants au début de l'année Y+1

N_{ay} : Nombre de survivants au début de l'année en cours

a : âge

y : année

Z : est la mortalité totale ($F_{ay}+M_{ay}$)

- L'équation de Baranov (1918), plus connue sous le nom d'équation des captures, traduit les captures réalisées sur une cohorte en tenant compte de l'effectif de celle-ci en début d'année :

$$C_{ay} = N_{ay} \cdot \frac{F_{ay}}{Z_{ay}} [1 - \exp(-Z_{ay})] \quad (2)$$

C_{ay} : capture en nombre

La procédure de calcul suivant la technique VPA peut être décrite selon les étapes suivantes :

1. pour la dernière année de pêche un coefficient de mortalité par pêche est utilisé pour initialiser les calculs. L'équation (2) est utilisée en vue de déterminer l'abondance N_a du plus vieux groupe d'âge de la cohorte ;
2. L'équation de la cohorte du Pope est dérivée de l'équation (1) supposant que les captures totales sont réalisées instantanément au milieu de l'année. Pour le reste de l'année, l'abondance du groupe d'âge diminue uniquement sous l'influence de la mortalité naturelle.

$$N_a = N_{a+1} \cdot \exp(M_a) + C_a \cdot \exp\left(\frac{M_a}{2}\right) \quad (3)$$

En réalité, le poisson n'est pas capturé uniquement au milieu de l'année. La pêche se déroule sans interruption tout au long de l'année. Cependant, on montre que si la mortalité totale (Z) est faible, l'approximation de Pope est bonne (Mesnil, 1980 ; Hillborn et Walters 1992) et même si Z est grande, l'erreur due à cette approximation est inférieure à 10%.

Cette approximation de Pope est donc utilisée sur une feuille d'Excel et permet de simplifier de façon significative les calculs.

3. La mortalité par pêche est obtenue par la formule découlant de (1)

$$F_a = \ln\left(\frac{N_a}{N_{a+1}}\right) - M_a \quad (4)$$

4. En plus des vecteurs de la mortalité par pêche, de l'abondance par classe d'âge et donc du recrutement, la VPA permet aussi de calculer la biomasse (Nombre par âge X poids moyen par âge) et biomasse reproductrice (SSB). Cette dernière est le produit de la biomasse par la proportion des matures dans un vecteur d'ogive de maturité.

- **Stabilisation et Calibration**

L'une des principales difficultés de l'analyse des cohortes est le choix d'un vecteur de mortalité par pêche F_t pour la dernière année. En effet, les estimations sont généralement menées en mode ascendant. Dès lors, le calcul doit être initialisé par une valeur de F terminale à partir du dernier groupe d'âge. Pour remédier à ce problème, nous recourons à la méthode de stabilisation. Pour appliquer cette dernière technique, nous considérons que le vecteur de mortalité par pêche F_t pour la dernière année est égal à la moyenne 2000-2001 multipliée par un coefficient d'évolution de l'effort de pêche noté a . Ce processus est répété jusqu'à ce qu'il n'y a plus d'évolution des valeurs de la mortalité par pêche entre deux itérations. Aussi, nous menons une étude de sensibilité des résultats de l'analyse pour des valeurs de « a » variant de 0.6 (forte diminution de la pression de pêche en 2002) à 1.4 (accroissement de 40 pour cent comparativement à 2000-2001). Le choix final du paramètre « a » retenu peut ensuite s'appuyer sur une démarche de calibration. Le vecteur de mortalité terminal par pêche est alors estimé par le recours au « tuning » en utilisant des données externes (indice d'abondance provenant des pêcheries ou des campagnes acoustiques). La calibration (ou « tuning ») est telle que la tendance inter-annuelle observée du résultat de la VPA et l'indice d'abondance utilisé sont comparables.

Potentiellement deux sources de données sont disponibles pour la calibration de la VPA. La première source consiste dans les indices d'abondance obtenus par le N/O Fridtjof Nansen de 1995 à 2002. Nous avons déjà mentionné au chapitre 8 que ces campagnes sont peu adaptées pour l'évaluation de ce groupe de chinchard. Un résultat similaire est obtenu récemment pour *Trachurus trecae* en Afrique du Sud (Anonyme, 2004) qui mentionne « the information on horse mackerel abundance from the pelagic surveys appears to be of little value, except possibly as an index of recruitment ».

Les CPUE standardisées des chinchards capturées par les flottilles industrielles dans la zone mauritanienne, sur la base d'un GLM, constituent la seconde source d'information. L'espèce qui nous intéresse ici contribue en moyenne avec 63 % dans les captures annuelles de ce groupe au niveau de la zone nord ouest africaine (80 % dans la zone mauritanienne), nous pouvons considérer que cet indice reflète l'abondance de cette espèce et donc servir d'indice de calibration.

8.1.2. Calcul du rendement de biomasse et de biomasse féconde par recrue

Les sorties de la VPA, peuvent être utilisées de telle manière que la connaissance du passé puisse être utilisée pour déterminer le rendement et la biomasse à différents niveaux de pression sur la pêcherie. Ces modèles peuvent donc être utilisés pour connaître les effets de la pêche et dégager ainsi les mesures de gestion les plus appropriées, telles que l'augmentation ou la réduction de l'effort de pêche, permettant ainsi d'établir un lien direct entre l'évaluation des stocks halieutiques et la gestion de la ressource halieutique (Sparre et Venema, 1992). Le diagnostic de rendement par recrue permet la quantification du potentiel de production d'un diagramme d'exploitation en fonction du niveau du recrutement et savoir ainsi si le régime d'exploitation mis en œuvre permet de tirer le meilleur profit de chaque poisson entrant dans la pêcherie. Grâce à l'équation de survie on peut arriver à suivre le devenir d'une cohorte avec un recrutement donné lorsqu'elle est soumise à un diagramme d'exploitation donné. Ainsi, à diagramme d'exploitation constant, on analyse l'évolution de ce potentiel en faisant varier l'effort de pêche. L'objectif est de caractériser la situation actuelle (dernière année utilisée).

Le calcul des rendements par recrue ne requiert aucune hypothèse contraignante autre que celles nécessaires à l'analyse des cohortes. Ni hypothèse de stabilité du recrutement, ni d'équilibre de l'abondance du stock avec son milieu ne sont nécessaires (Gascuel, 1994). Le rendement par recrue est obtenu en cumulant sur toute la durée de vie d'une cohorte les captures à chaque âge. Comme donnée de base, il utilise l'information relative à :

- la croissance individuelle moyenne sous forme d'un vecteur de poids moyen par âge ;
- d'un vecteur de mortalité par pêche issue de la VPA (valeur de référence)
- la mortalité naturelle retenue par exemple pour la VPA
- l'ogive de maturité

Les courbes de rendements par recrue sont établies pour des multiplicateurs du vecteur de mortalité par pêche variant de 0 à 2.

A partir des données de base présentées ci-dessus, on obtient également la biomasse moyenne par recrue comme suit :

$$B_i = W_i * N_i / (m_f * F_i + M_i) * (1 - e^{-(m_f F_i + M_i)}) \quad (6)$$

Elle constitue la contribution de chaque recrue pendant toute sa vie dans la biomasse totale.

On considère ici l'effort de pêche à partir d'un multiplicateur d'effort (m_f). Par convention l'effort actuel correspond à $m_f = 1$. Il est défini par le vecteur de mortalité par pêche de référence F_{ref} pour la période 2000-2002.

Le rendement par recrue est obtenu en cumulant sur toute la durée de vie d'une cohorte les captures à chaque âge, lesquelles s'expriment en fonction des biomasses moyennes, comme suit:

$$Y_i = B_i * m_f * F_{ref} \quad (7)$$

- **Modèles et biomasse par recrue**

On calcule l'abondance d'une cohorte de poissons et la capture effectuée sur cette cohorte tout au long de sa vie pour divers taux de mortalité par pêche. La capture cumulée effectuée sur la cohorte divisée par la taille initiale de la cohorte au recrutement donne le rendement par recrue.

Chez certaines espèces, la courbe de rendement par recrue exprimée en fonction de la mortalité par pêche présente généralement un maximum pour une valeur de F , appelée F_{max} , qui sert de point de référence de mortalité par pêche de ces espèces. Des modèles de biomasse et de biomasse féconde par recrue sont aussi calculés. Les diagnostics relatifs à la situation qualifiée d'actuelle sont calculés pour un vecteur F de référence correspondant à la moyenne des trois dernières années connues (soit 2001-2002).

A partir d'un effectif théorique de 1 au recrutement, ces valeurs sont utilisées pour calculer le nombre de survivants par classe d'âge en fonction d'un multiplicateur d'effort m_f et de l'équation de survie (équation 1). Le calcul de la biomasse moyenne par recrue requiert la détermination d'un poids moyen par âge. Le vecteur de poids utilisé est celui obtenu pour l'année 2001 suivant la méthode développée ci-dessus au niveau du point portant sur le poids moyen par âge.

La biomasse féconde par recrue est obtenue en faisant le produit de la matrice de la biomasse moyenne par un vecteur d'ogive maturité sexuelle. Les différents résultats obtenus permettent d'établir un diagnostic de l'état du stock et conduisent à l'estimation des nouveaux indicateurs (Caddy et Mahon, 1996) :

- Production par recrue (Y/R) est la production moyenne escomptée d'une recrue au cours de sa vie. A diagramme constant, un taux de croissance et une mortalité naturelle donnés, on peut calculer une valeur Y/R pour tout niveau de F . Les analyses de Y/R jouent un rôle important dans les avis de gestion.
- Biomasse reproductrice du stock par recrue (SSB/R) qui est la contribution moyenne d'une recrue à la biomasse reproductrice pendant sa vie. En considérant le diagramme d'exploitation, le taux de croissance et de mortalité naturelle constants, on calcule une valeur de SSB/R pour tout niveau de m_f .
- F_{max} constitue un intéressant point de référence biologique. Il s'agit du taux de mortalité par pêche qui maximise la production moyenne issue de chaque recrue entrant dans la pêcherie. Il a été l'un des premiers points de référence utile en aménagement des pêcheries. F_{max} est le niveau de F qui définit une surpêche de la croissance.

8.2. Données utilisées

Les éléments nécessaires à l'évaluation des stocks par méthode analytique sont :

- les fréquence de taille des captures
- les clé taille-âge annuelle ;
- les poids moyen par âge et par an ;

L'essentiel de ces données provient de l'échantillonnage scientifique russe, qui malgré ces lacunes, présente une grande importance pour comprendre la dynamique de populations des espèces de petits pélagiques. En effet, un programme d'échantillonnage des captures des espèces de petits pélagiques est exécuté depuis plusieurs années. Pour procéder à l'échantillonnage, les scientifiques de l'AtlantNiro séjournent à bord des bateaux de pêche commerciale russe pour collecter différents paramètres biologiques. Des données détaillées sur la structure des tailles sont récoltées et des prélèvements d'otolithes sont effectués lors de cet embarquement. Toutefois depuis la séparation de l'URSS en plusieurs états indépendants, la fréquence de l'échantillonnage a été affectée au fil des ans principalement en raison des contraintes liées au financement de ce programme de recherche et la présence de nombreuses flottilles qui doivent théoriquement faire l'objet de couverture par d'autres structures. Depuis 1992, l'échantillon n'est plus assuré que pour 6 mois en général par an. A partir de 1999, la couverture de l'échantillonnage est élargie par l'IMROP et le RIVO/DLO (Pays Bas) à la

flottille européenne. Cependant cette flottille ne cible pas les chinchards et la composition en fréquence de taille ne reflète probablement pas la composition réelle des captures. Ces données ne sont utilisées que pour les captures de *Trachurus trecae* de cette flottille.

Cette analyse des cohortes est suivie par les calculs de rendement et de biomasse par recrue afin de porter un diagnostic sur le schéma d'exploitation du stock en terme d'optimisation de la mortalité par pêche. L'analyse de production par recrue est menée en utilisant des paramètres d'entrée obtenues par la VPA.

- **Fréquence de taille**

La présentation des trimestres couverts par zone et pour la seule flottille ciblant les chinchards et concernée par l'échantillonnage, montre que la couverture est loin d'être satisfaisante (Tableau 8.2 et 8.3). Pour harmoniser les séries, nous avons procédé à la substitution des trimestres où la composition par taille des captures manquent par une moyenne pluriannuelle pour le trimestre équivalent en tenant compte de la zone de pêche (Sahara et Mauritanie). Les données de fréquence de longueur sont reconstituées pour toute la période 1990 à 2002. Les échantillons correspondent en général à la zone centrale (Mauritanie).

Tableau 8.2 : Couverture de l'échantillonnage à bord des bateaux russes par trimestre et par an dans la zone mauritanienne (X : couvert ; - : non couvert)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Tri1	X	X	-	-	-	X	-	X	-	X	-	X	X
Tri2	X	X	X	-	-	X	-	X	-	X	-	-	X
Tri3	X	X	X	-	-	X	-	-	-	X	-	X	X
Tri4	X	X	-	-	-	X	X	-	-	-	X	X	-

Ces échantillons sont pondérées par les prises correspondantes suivant le pas de temps (trimestre et puis année). Concernant la conversion taille-âge et la VPA proprement dite, nous avons envisagé en premier lieu de travailler à l'échelle trimestrielle pour tenir compte de la croissance rapide de cette espèce. Toutefois, les clés tailles-âge disponibles ne permettent pas de descendre à tel niveau de détail. Nous utilisons donc un pas de temps annuel. La série de données concerne 13 ans (1990-2002).

Tableau 8.3 : Couverture de l'échantillonnage à bord des bateaux russes par trimestre et par an dans la zone saharienne

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Tri1	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Tri2	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	-
Tri3	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-
Tri4	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-

Les données de pêche annuelles proviennent des déclarations des captures de chinchards ventilées par espèce par les groupes de travail de la FAO (FAO, 2003 et 2004). Les rejets des chinchards pour la flottille démersale en activité en Mauritanie ont été estimé au chapitre 7 de 1996-2001 à environ 5 000 tonnes en moyenne par an. Toutefois nous ne tenons pas compte de cette composante des captures pour quatre raisons. La première est que la série des rejets ne couvrent pas toute la période concernée et si on peut admettre que le taux obtenu en 2001 pourrait s'appliquer à 2002, on ne dispose en revanche d'aucune base d'extrapolation sur le début de la période jusqu'en 1995. La deuxième est qu'étant donné que les *Trachurus sp.* ne constituent pas une espèce de grande valeur commerciale, les observateurs embarqués à bord ne les identifient pas en général jusqu'à au niveau de l'espèce. En outre, les fréquences de tailles sont tantôt prélevées en considérant la longueur totale, la longueur fourche ou sans

préciser le type de longueur. Dans pareil cas, on ne peut pas logiquement faire abstraction de ces différences. Enfin, aucune donnée sur le rejet de cette espèce n'est disponible pour les autres zones concernées (Sahara et Sénégal).

- **Structure des captures par âge**

Une évaluation fiable nécessite une estimation sûre de la composition des clés tailles-âges des prises pour l'ensemble de l'aire de distribution du stock. Les structures des captures en âge sont obtenues à partir des clés taille-âge établies sur la base des données des campagnes scientifiques dans la zone mauritanienne qui se déroulent en général en juin et juillet. Le choix des campagnes scientifiques se justifie par le fait que le recours aux clé-tailles âges issues de la pêche commerciale pour toute la série n'a pas été concluant sur la période étudiée. On considère aussi que les données des campagnes scientifiques représentent mieux la structure démographique du stock du fait que la « pêche » dans ce cas se déroule suivant un protocole d'échantillonnage aléatoire.

Les données de campagnes scientifiques couvrent la période 1990-1992 et 1995 à 1999. Pour compléter cette série, la clé taille-âge de 1992 est utilisée pour l'année 1993 et celle de 1995 est attribuée à l'année 1994. Pour la période 2000 à 2002, ce sont les clés tailles-âge issues des captures commerciales qui sont utilisées. Ces clés sont communiquées par l'AtlantNiro (Russie) aux groupes de travail de la FAO (FAO, 2002 et FAO, 2003).

Le nombre d'individus par groupe d'âge est, pour chaque année, obtenu suivant les fréquences par classes de taille et les poids moyens correspondants. Le poids moyen d'un individu est calculé par la relation taille-poids disponible en général pour chaque année.

Les fréquences de taille en pourcentage calculées sont extrapolées à la prise totale de *Trachurus trecae* puis transformées en nombre d'individus par classe d'âge suivant la clé taille-âge annuelle.

- **Poids moyen par âge**

Pour tenir compte de la variabilité du poids moyen par groupe de classes d'âge en fonction des conditions du milieu, un vecteur annuel est établi pour les années pour lesquelles on dispose une loi de croissance et une relation taille-poids. Pour les autres années (1990 à 1991 et 2002 et 2002) on utilise le poids moyen obtenu pour l'année la plus proche pour laquelle cette valeur est calculée.

- **Mortalité naturelle**

On parle de mortalité naturelle quand les poissons meurent de prédation, de maladie et de vieillesse. C'est un paramètre qui est difficile à estimer surtout chez les populations exploitées. Contrairement à la mortalité par pêche (F), dont l'estimation constitue l'un des principaux résultats de la VPA, la mortalité naturelle (M) est estimée indépendamment. Plusieurs valeurs sont disponibles pour *Trachurus trecae*. Ainsi, FAO (1987) l'estime à 0.6. Ce même taux est obtenu par FAO (1999) sur la base de différentes méthodes indirectes. Cette valeur nous paraît cependant assez élevée pour une espèce qui a une durée de vie assez longue (jusqu'à 11 ans) comparativement aux autres espèces pélagiques. C'est pourquoi nous procédons à de nouvelles estimations sur la base de trois méthodes indirectes : celle de Taylor (1960), de Rickter et Efanov (1976) et Pauly (1980). La méthode de Pauly surestime M alors que celle de Taylor la sous-estime (Camerena, 1986 et Ba, 1988). Les estimations des différents taux de mortalités naturelles reposent sur ces méthodes purement empiriques. Les estimations obtenues peuvent donc présenter des variations considérables. Pour tenir compte de cette incertitude, nous recourons à une analyse de sensibilité de l'estimation du recrutement en fonction des valeurs les plus extrêmes du taux de mortalité en attribuant une valeur différente à ce paramètre biologique dans chacune des simulations utilisées. La confrontation des résultats nous permet de choisir le taux le plus approprié.

- Formule empirique de Pauly

La mortalité naturelle est inversement proportionnelle à la longévité par conséquent, elle est liée à K. Il va sans dire que cette mortalité est inversement liée à la taille du poisson, étant donnée que ceux de grande taille ont, comme règle générale, moins de prédateurs. Cette mortalité naturelle est également corrélée avec la température du milieu (Pauly, 1980)

La relation empirique de Pauly est de la suivante :

$$\text{Log}(M) = -0,0066 - 0,279 * \text{Log}(L_{\infty}) + 0,6543 * \text{Log}(K) + 0,4687 * \text{Log}_{10}(T)$$

Où

M = mortalité naturelle

L_{∞} = longueur infinie en cm (=51.15)

K = calculé à partir de la courbe de croissance de Von Bertalanffy (0.119)

T = La température moyenne annuelle de l'habitat du poisson en question en °C. Les gammes de température sont très variables suivant, la saison, la taille, la zone et la profondeur de pêche. Nous avons considéré une température moyenne de 20°C. On a appliqué au résultat le facteur correctif de 0,6, recommandé pour les poissons pélagiques par Pauly (1980).

On a aussi utilisé la méthode de TAYLOR (1960), basée sur le principe selon lequel plus la durée de vie d'une espèce est courte, plus sa mortalité naturelle doit être élevée.

$$M = -(\ln(1 - 2.9957 / A_{95}))$$

Le paramètre A_{95} a été estimé à partir des paramètres de la courbe de croissance suivant la formule. ($A_{95} = 2.9957 / (K + t_0)$).

t_0 = âge théorique à la longueur zéro (-2.561);

K = paramètre de croissance

La mortalité naturelle est aussi obtenue par la méthode de Rickter et Efanov (1976) :

$$Y = (1.524 / 0.720X) - 0.155$$

X = 2 ans (FAO, 1987) qui est l'âge de maturation de masse.

On rappelle que la mortalité naturelle est ici considérée constante avec l'âge et avec les années.

8.3. Résultats

Dans cette section, nous présentons les principaux résultats obtenus à partir de l'analyse des cohortes et le diagnostic par les modèles de biomasse et rendement par recrue. Nous passons d'abord en revue les principaux paramètres de base utilisés.

8.3.1. Estimation de la Mortalité naturelle et des captures par âge

- **Mortalité naturelle**

Le taux de mortalité naturelle obtenu par les différentes méthodes varie de 0.13 à 0.62 (Tableau 8.4) sans qu'on puisse trancher de façon définitive pour l'une de ces valeurs extrêmes. En utilisant des taux de 0.4 et 0.6, l'analyse de sensibilité du recrutement issu de la VPA à ces deux valeurs nous permet de choisir celle la plus indiquée et qui sera retenue par la suite dans les différentes analyses.

Tableau 8.4: résultats obtenus pour la mortalité naturelle suivant différentes approches et résultats de quelques travaux antérieurs

	M Pauly	M Pauly *0,60	Taylor	Rickter et Efanov	Moyenne diverses méthodes
Présent Travail	0,62	0,37	0,13	0,39	
Estimations antérieures					0,45-0,52*;0,63*; 0,5**; 0,6***;0,6****

- * Anonyme 1984
- ** FAO, 1987
- *** Ould Souelim, 1992
- **** FAO, 1999

• **Capture par âge et poids moyen**

La composition en âge des captures *Trachurus trecae* et le poids moyen par âge sont présentés (Fig.8.1). Sur cette base (Capture par âge, poids moyen par âge et mortalité naturelle) un premier bilan de l'état du stock peut être dégagé par l'analyse des résultats de la VPA.

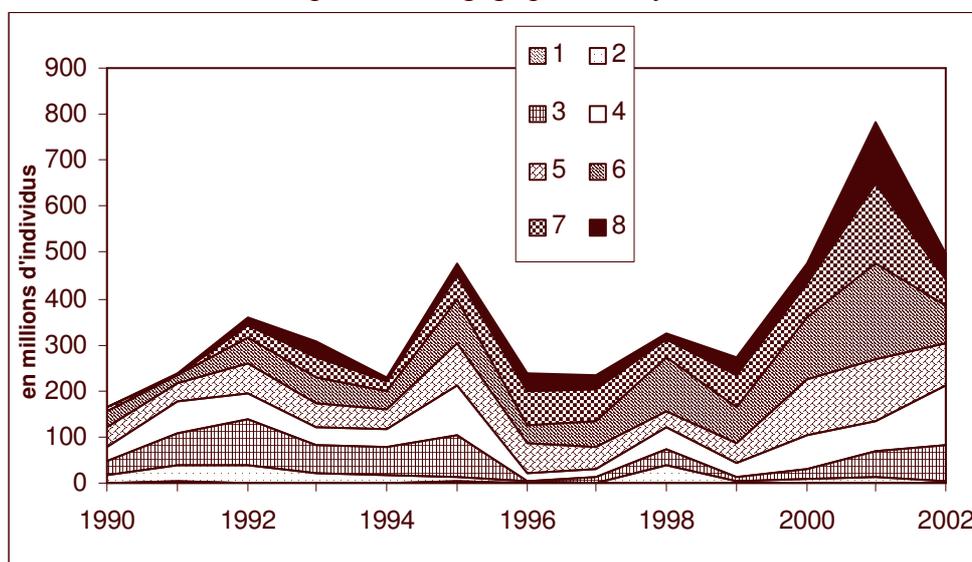


Fig.8.1 Evolution des captures par âge

8.3.2.Résultats de la VPA

Nous présentons ici les résultats de la VPA

• **Recrutement**

Les estimations de recrutement constituent un résultat remarquable de l'analyse des cohortes (Barry et al, 2002). Dans cette analyse, on met en évidence une diminution très sensible du recrutement entre 1996 et 1999 après un recrutement record observé en 1995 et 1996. En trois ans, le nombre de recrue est divisé par dix environ. A nouveau une augmentation significative est enregistrée en 2000 et 2001 avant la diminution de 2002 (Fig.8.2). Cette évolution est plus ou moins prononcée si on admet une forte baisse de l'effort de pêche ($a=0,6$ et $0,8$) ou une augmentation de cet effort suivant les cas. Mais dans tous les cas, cette incidence reste relativement mineure (Fig.8.3).

Il est intéressant de remarquer que le recrutement exceptionnel (2.5 milliards d'individus) mis en évidence en 1995, a constitué une part significative des biomasses des années suivantes jusqu'à la disparition totale de cette cohorte en 2002. Ainsi, cette classe d'âge a contribué à la plus grande part des débarquements en 1998 et 1999 (31 et 28% respectivement).

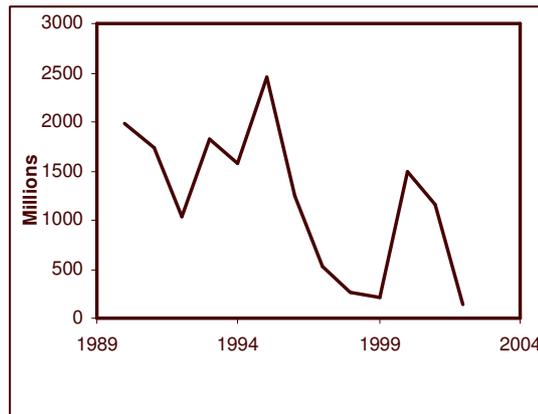


Fig.8.2. Evolution inter-annuelle du recrutement (âge 1)

La sensibilité de l'évolution du recrutement à deux taux différents de mortalité naturelle (0.4 et 0.6 respectivement) traduit bien l'importance du choix de ce paramètre surtout pour la période récente. En effet, avec une mortalité naturelle de 0.6, le recrutement diminue rapidement à partir de 1996 avant de se stabiliser à des valeurs anormalement basses, qui sont d'ailleurs proche de zéro pour la dernière année. La méthode de stabilisation ne permet ici d'aboutir à des résultats cohérents. Contrairement à une mortalité naturelle de 0.4, le taux de 0.6 ne met pas en évidence l'amélioration sensible du recrutement 2000 et 2001 observée dans les campagnes acoustiques et confirmée par l'augmentation des captures en 2001 et 2002 (Fig.8.3). On retient donc la valeur $M=0.4$ pour la suite.

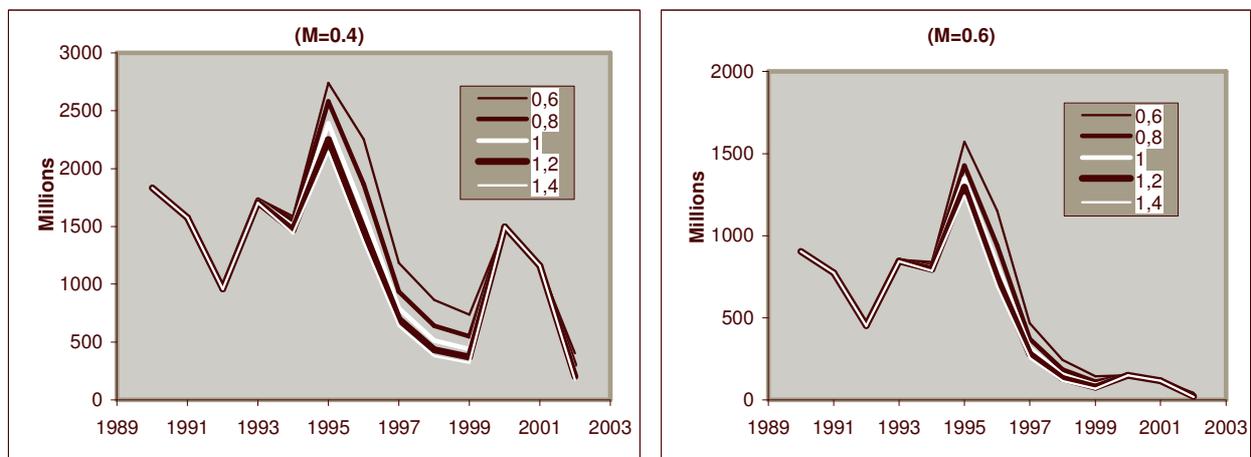


Fig.8.3 sensibilité du recrutement à différents paramètres de stabilisation et pour deux différents taux de mortalité naturelle M .

- **Evolution du diagramme d'exploitation**

Les mortalités par pêche moyennes appliquées au groupe d'âge 2-7 (Fig.8.4a et b) sont presque divisées par deux entre 1990 et 1991. De 1991 à 1999, elles restent relativement faibles avec des fluctuations modérées autour de 0.3. Après 1999 une augmentation importante est constatée surtout en 2001 et 2002. La mortalité par pêche portant sur les jeunes groupes d'âge (1-4) est plus faible. Elle est restée sensiblement stable autour de 0.2 de 1990 à 1999 et avec de légères fluctuations en fin de période (Fig.8.4a).

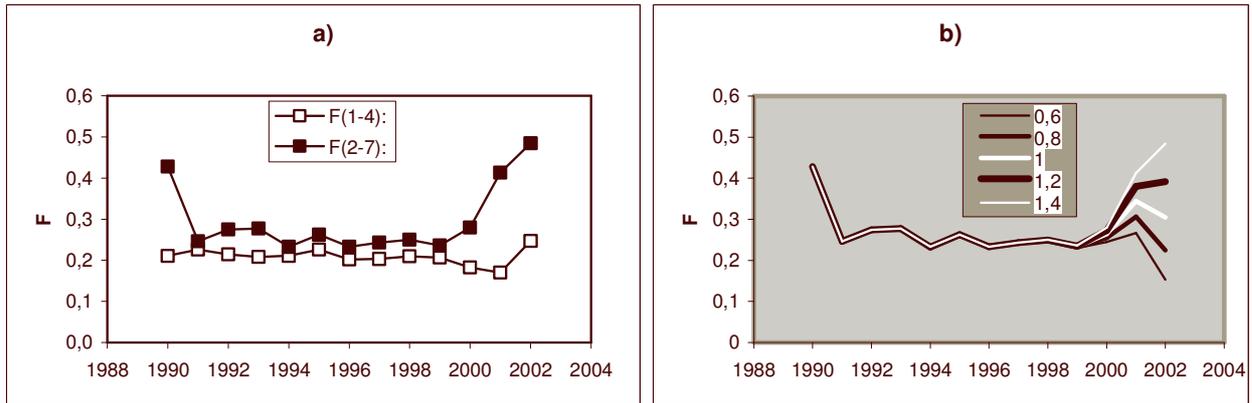


Fig. 8.4 a) Evolution inter-annuelle de la pression de pêche (F_{1-4} et F_{2-7}) et b) sensibilité au paramètre de calibration)

En raison de la propriété de convergence de l'analyse des cohortes, les résultats obtenus sont indépendants de la valeur du paramètre a , jusqu'en 1999 (Fig.8.4b). L'augmentation de la mortalité par pêche à partir de 2000, se justifierait par le redéploiement en zone mauritanienne de l'effort de pêche exercé avant sur l'autre espèce de *Trachurus*, *Trachurus trachurus* au niveau de la zone Sahara. Dans ce cas, il est logique d'admettre une valeur du coefficient «a» de 1.4.

Les résultats du diagramme d'exploitation pour différentes périodes (Fig.8.5) montrent que pour le début et le milieu de la période, l'évolution de la mortalité par pêche est comparable. Dans les deux cas, et excepté à l'âge 6 où on assiste à une augmentation significative de la pression de pêche, la mortalité par pêche reste assez stable pour tous les âges y compris l'âge 1. Pour la période récente en revanche (2000-2001), on observe un accroissement continu de la mortalité par pêche (nulle pour l'âge 1) avec un maximum là aussi à l'âge 6 ($F=0.67$) pour se stabiliser à $F=0.5$ pour les classes les plus âgées (7 et 8).

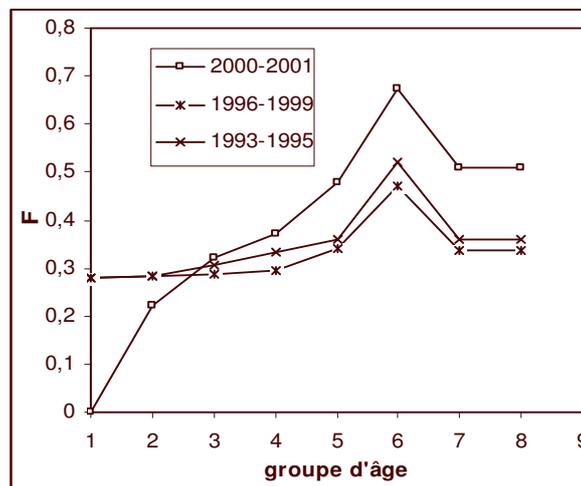


Fig.8.5 Diagramme d'exploitation de la pêcherie à différentes périodes

- **Biomasse totale du stock et la biomasse féconde**

Pour la biomasse totale et la biomasse féconde, les tendances sont similaires. Dans les deux cas, les biomasses maximales sont enregistrées en 1995 et 1996.

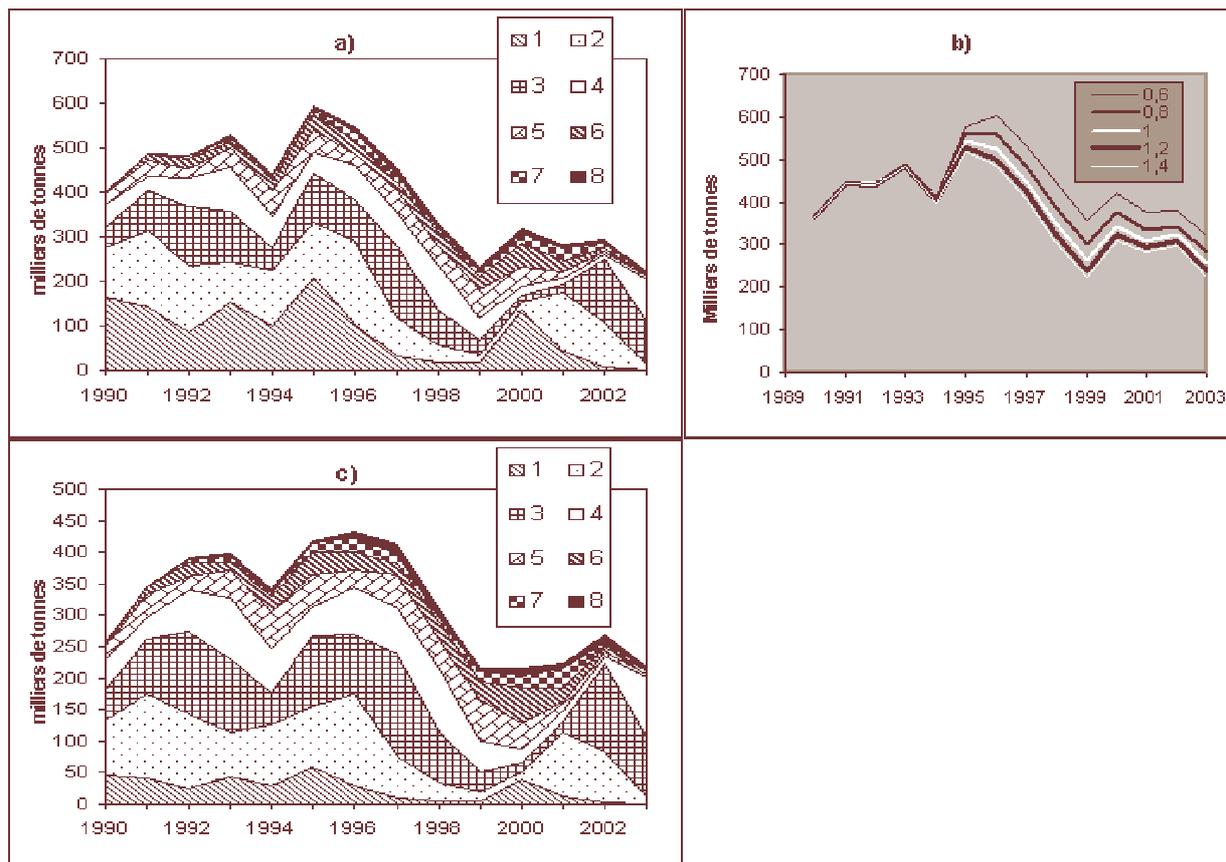


Fig.8.6 Evaluation des biomasses par l'analyse de la cohorte a) biomasse totale par classe d'âge ; b) biomasse totale pour différentes valeurs du paramètre a ; c) biomasse féconde par classe d'âge

La biomasse féconde est- aussi importante en 1997 et ses évolutions sont moins brusques que dans le cas de la biomasse totale où l'âge 1, qui fluctue beaucoup, a une grande importance (Fig.8.6a et c).

Dans la période récente (2001 et 2002), le maximum de biomasse correspond aux âges 2 et 3 qui représente chacun plus de 30 % de la biomasse totale (Fig.8.6a). La baisse de biomasse des groupes d'âge supérieurs à 4 pourrait être liée aux faibles recrutements des années 1997 à 1999 (mais elle peut aussi traduire en biais de la méthode de calibration).

L'évolution de la biomasse totale montre une tendance à la hausse de 1990 (400 000 tonnes environ) jusqu'en 1995 et 1996 (592 000 et 545 000 tonnes respectivement) pour amorcer une diminution rapide jusqu'en 1999 (233 000 tonnes) et se stabiliser ensuite à un niveau moins élevé que celui observé en début de période. Ce diagnostic varie assez fortement en fonction de l'hypothèse de stabilisation retenue surtout si on compare les deux valeurs extrêmes du coefficient à partir de 1995. Ainsi, pour $a=0,6$, le maximum de la biomasse totale est décalée en 1996 (603 000 tonnes) alors qu'elle est maximale en 1995 (528 000 tonnes) pour $a=1,4$. (Fig.8.6d). Il est à remarquer qu'en début de période, les classes d'âge sont moins nombreuses (Fig.8. 6a et c).

Une corrélation croissante entre l'évolution inter-annuelle de la biomasse totale et celle des CPUE standards des chinchards ($R=0,88$ pour $a=1,4$) (Fig.8.7a). Quant aux résultats des campagnes acoustiques, ils montrent de fortes variations de biomasse qui ne s'ajustent pas à une espèce de ce type qui a un comportement bathypélagique prononcé. Toutefois, en dehors de la biomasse acoustique faible en 1995, qui coïncide avec le début de la série, et celle de 2000, la divergence entre ces deux séries est relativement limitée (Fig.8.7b).

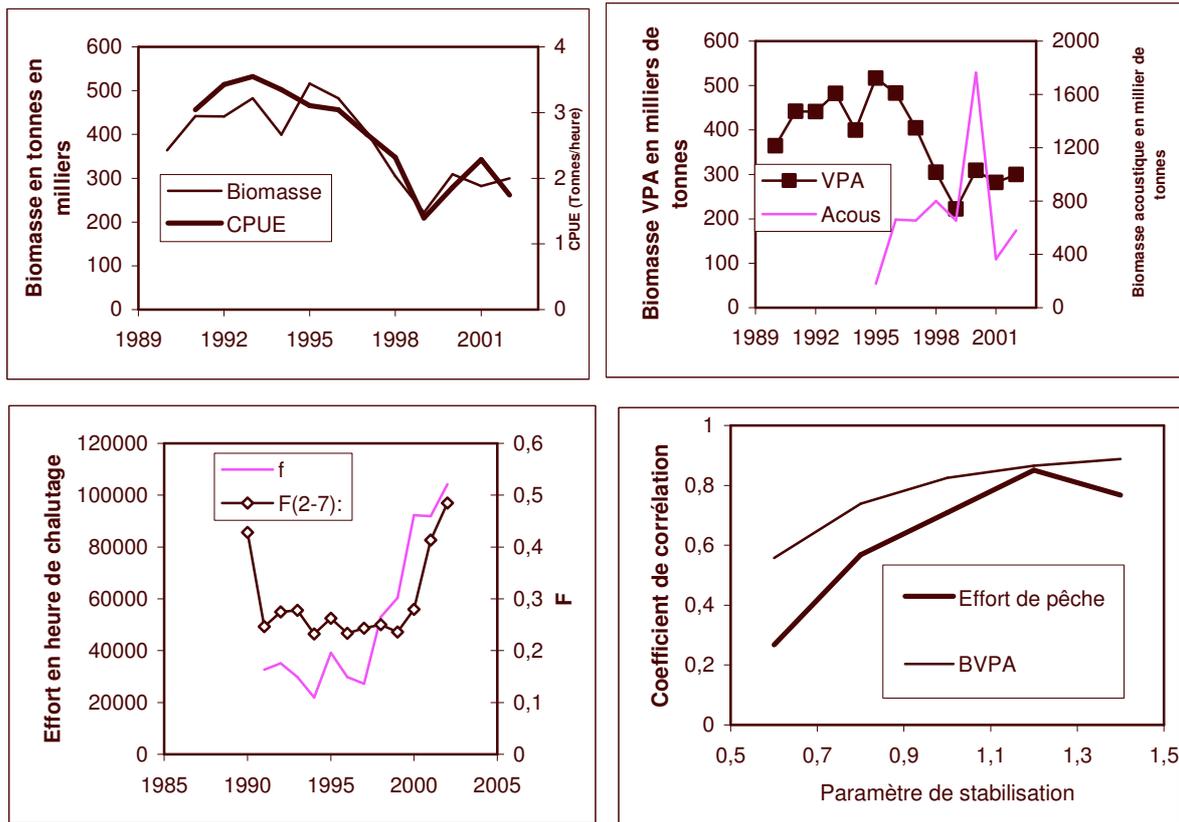


Fig.8.7 a) évolution tendancielle de la biomasse et de la CPUE b) de la biomasse issue de la VPA et la biomasse acoustique ; c) effort de pêche et mortalité par pêche (groupe 2-7) et d) niveau de corrélation suivant différentes valeurs du coefficient de stabilisation entre la biomasse issue de la VPA et la CPUE et la biomasse et l'effort de pêche.

L'effort de pêche calculé sur la base des CPUE issues du GLM (Chapitre 6) ont une évolution interannuelle proche de celle de la mortalité par pêche pour le groupe d'âge (2-7). (Fig.8.7c). Lorsque la paramètre « a » augmente on observe que la relation entre l'effort de pêche effectif (capture annuelle de *Trachurus trecae* divisée par la CPUE des chinchards) et le taux de mortalité par pêche appliqué aux âges 2-7, présente un accroissement du coefficient de corrélation jusqu'à la valeur $a=1.2$ pour diminuer par la suite (Fig.8.7d) alors que cet accroissement est continu dans le cas de la biomasse issue de l'analyse des cohortes.

8.3.2. Diagnostic de rendements et de biomasse par recrue

En travaillant avec le coefficient de stabilisation le plus élevé (1.4), nous établissons le diagnostic le plus conservateur. Le résultats du rendement par recrue montre qu'il n'y a pas de maximum évident à la courbe de rendement par recrue en fonction de F . A la différence du rendement par recrue, qui tend vers un maximum lorsque F augmente, la biomasse décroît de façon plutôt monotone. Les biomasses et les biomasses fécondes (SSB) par recrue montrent que leur niveau actuel ($m_f = 1$) est respectivement de 0.46 et 0.41 (correspondant 46 et 41 % de la biomasse féconde vierge). Ce qui veut dire que le stock est dans un état satisfaisant (Fig.8.8). Aucune surexploitation de croissance n'est mise en évidence et le niveau de biomasse féconde relative par recrue se situe au delà des seuils généralement admis comme limite d'un risque de surexploitation de recrutement.

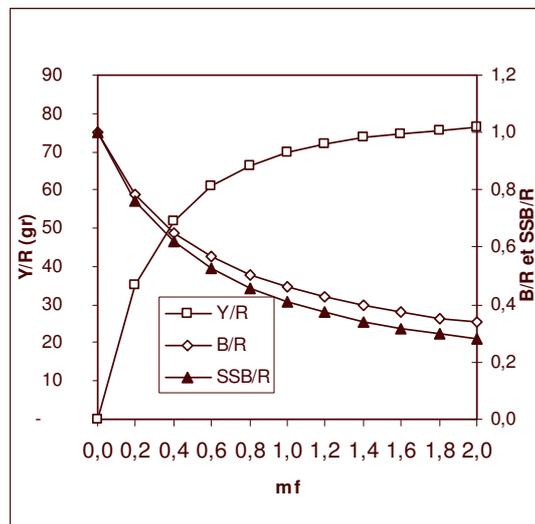


Fig.8.8 : Diagnostic de rendement par recrue et de biomasse féconde et SSB par recrue pour la pêcherie de *Trachurus trecae* dans la zone nord ouest africaine en fonction d'un multiplicateur d'effort.

8.3.3. Approche de précaution

Les valeurs maximales de la biomasse féconde sont enregistrées pour un coefficient de mortalité par pêche inférieure à 0.3. Au delà de cette valeur de F, et de manière paradoxale cette biomasse féconde diminue généralement comme c'est le cas en 2001 et 2002. Pour l'année 1999 et 2000, bien que la mortalité de pêche soit relativement faible, les biomasses fécondes sont minimales pour ces deux années (Fig 8.9a). Il n y a pas donc d'effet clair de la pêche sur la Bf.

L'évolution atypique des tendances en 1999 et 2000 dans les deux cas (Fig.8.9b), fait penser à un problème de capturabilité plutôt qu'à une chute importante des biomasses, nous revenons sur cet aspect dans les discussions.

Globalement et au vu de l'état assez satisfaisant de l'état du stock, il n y a pas lieu de fixer des seuils de précaution (Flim et Bpa).

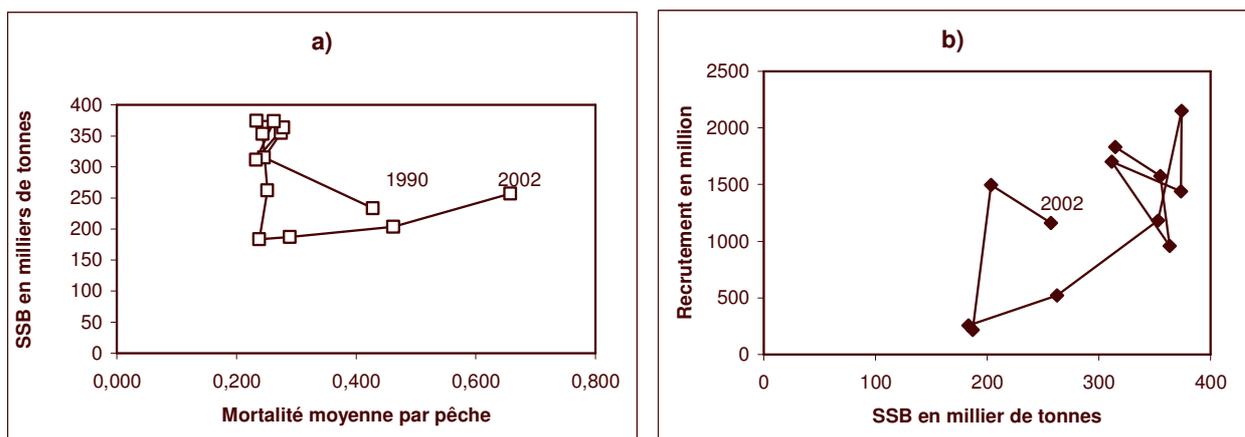


Fig.8.9. a) Biomasse féconde en fonction de la mortalité par pêche et b) évolution du recrutement en fonction de la SSB pour la période 1990-2002

8.4. Discussion

Dans notre cas, pour les fréquences de taille, la couverture n'est pas exhaustive et la taille de l'échantillon est assez faible surtout pour la période récente. Les positions des coups de chaluts échantillonnées ne sont connues qu'à partir de 2000. Les fréquences de taille ne sont disponibles que pour trois ans dans la zone saharienne de 1996 à 1998 qui correspondent probablement à la période pendant laquelle les captures sont devenues importantes suite à l'accroissement de la disponibilité de cette espèce dans cette zone comme c'était le cas pour la sardinelle ronde. La flottille russe s'est retirée de cette zone en 1999. La VPA repose en outre sur l'estimation des poids moyens par âge qui ont été établis pour chaque année où les données étaient disponibles pour tenir compte de l'impact réel de la variabilité des conditions environnementales.

Sur la base de ces données, le modèle VPA recalcule la biomasse et le recrutement pendant toutes les années de la série chronologique de 13 ans (1990-2002). Les résultats correspondants en année reconstituées (notamment 1993 et 1994) restent cependant fragiles. Cette analyse est conduite en utilisant différents coefficients de stabilisation, puis en choisissant un d'après la corrélation entre CPUE et biomasse estimée qui est considérée comme une sorte de calibration. Les différentes simulations effectuées mettent en évidence l'intéressante propriété de convergence qui permet une bonne appréciation du passé du stock. La situation pour les années terminales est plus mal connue. Ce qui se répercute généralement sur le diagnostic pour ces années (Biais, 1995). Les résultats de ces différents modèles montrent des évolutions inter-annuelles souvent rapides.

- **Recrutement**

Il y a eu de grandes fluctuations dans le recrutement (âge 1) (Fig.8.2). Entre 1997 et 1999, le recrutement a été divisé par dix. Sachant que le diagramme d'exploitation est resté stable et la mortalité par pêche a des niveaux faibles, la seule explication possible est l'effet de l'environnement. Ces fluctuations ont fortement influencé le stock adulte (Fig.11.6a). Ainsi, la succession d'années de mauvais recrutement de 1996 à 1999 a contribué à la chute de la biomasse.

Nous n'avons pas intégré les estimations des rejets. Ceci signifie notamment que les estimations du recrutement sont des minima surtout si on prend en compte que pour *Trachurus trecae*, la taille modale (L_f), observée lors des campagnes scientifiques est de 14 cm (Sanyo, 2002). Ce qui est confirmé par les observations de l'IMROP (données non publiées), où 55 % des captures de chinchard par la flottille démersale européenne sont inférieures à la taille réglementaire (quelle que soit l'unité de longueur retenue). Dans ce cas, des échantillonnages plus fréquents et mieux suivis des rejets de la flottille nationale et étrangère, en Mauritanie mais aussi dans toute la zone concernée, amélioreraient grandement la qualité des données de fréquences de longueurs et les estimations de la composante des rejets. Ceci est un facteur clé pour améliorer les estimations de R

- **Diagramme d'exploitation**

Entre 1990 et 1991, La mortalité par pêche appliquée aux groupes d'âge 2-7 a été divisé par deux environ. Le coefficient de mortalité par pêche est relativement stable jusqu'en 2000, mais montre une augmentation en 2001 et 2002. Ce taux de mortalité par pêche relativement bas, sur la majeure partie de la période, a eu comme conséquence une biomasse à un niveau élevé sauf en 1999 quand elle est tombée à un niveau historique suite à une série de recrutement faible.

En moyenne le niveau de mortalité par pêche est du même ordre de grandeur que celui de la mortalité naturelle retenue ($M=0.4$) et l'importance des prélèvements réalisés (jusqu'à 170 000 tonnes en 2000) par rapport aux biomasses obtenues (317 000 tonnes) indiquent que le niveau d'exploitation du stock est assez élevée surtout sur la période récente. Toutefois, le diagramme actuel d'exploitation est jugé convenable et le stock de cette espèce semble être exploité de façon soutenable.

- **Biomasse et biomasse féconde**

La biomasse de *Trachurus trecae* est maximale en 1995 et 1996 (550 000 tonnes et 600 000 tonnes). Globalement trois périodes peuvent être distinguées. Une première période qui s'étale de 1991 à 1996 où les biomasses étaient supérieures à 400 000 tonnes suivie par une phase de chute rapide entre 1997 et 1999 avant de se stabiliser sur la période récente 2000 et 2002 aux alentours de 300 000 tonnes. Le déclin dans la biomasse de 1996 à 1999 résulte d'un mauvais recrutement sur cette période, en dépit d'une contribution relativement forte des classes d'âge 1 en début de période et surtout en 1995. En effet, cette classe d'âge a représenté plus de 18 % de la biomasse annuelle jusqu'en 2000.

Le pic de biomasse de 1995 s'explique essentiellement par le recrutement record cette année qui survient à une période où la mortalité par pêche était très fluctuante mais dans tout les cas relativement faible suite à la désorganisation de l'activité des flottilles de l'Europe de l'est et leur retrait massif en 1994. Néanmoins, les variations de biomasse ne peuvent s'expliquer par la seule évolution de l'effort de pêche. Ainsi, la baisse relativement importante de la biomasse et de la biomasse du stock reproducteur constatée entre 1997 à 1999 ne pourrait pas être imputable à la pêche étant donné que la mortalité par pêche est restée sensiblement stable sur cette période. L'explication la plus vraisemblable est l'effet des facteurs hydro-climatiques qui semblent influencer de manière importante sur le R et donc sur la taille de ce stock en ce temps.

L'évolution inter-annuelle des biomasses est comparable aux résultats des CPUE standardisées des chinchards ($R=0.88$ pour $a=1.4$). Ce qui peut s'expliquer par une grande cohérence entre ces deux indices. En fait, l'hypothèse de travail veut que la tendance temporelle observée de l'indice d'abondance (CPUE) et la tendance inter-annuelle des biomasses issues de la VPA soient similaires. Ce qui se vérifie ici.

Par contre, la tendance inter-annuelle des biomasses issues de la VPA ne sont pas comparables à celle l'indice acoustique pour la période commune. Bien que les campagnes acoustiques soient potentiellement capables d'évaluer la biomasse de cette espèce de Carangidae, les résultats obtenus ne semblent pas cohérents. Anonyme (2004) indique que l'évaluation de *Trachurus trecae* par cette méthode en Afrique du Sud n'est fiable que comme indice de recrutement. Surtout que dans notre cas, les résultats de ces campagnes ne sont disponibles qu'en fin d'année après que la majeure partie des captures de cette espèce soit réalisée. Nous avons tenu compte de ce fait et procédé à un décalage entre les biomasses issues de la VPA et les indices acoustiques. Les résultats obtenus sont pires. En fait pour les campagnes conduites par le Fridjof Nansen, ce sont les évaluations sardinielles qui sont privilégiées. Il apparaît donc que les indices de CPUE de chinchards obtenus dans la zone mauritanienne par GLM en tenant des strates spatiales et temporelles fines soient assez fiables et couvrent toute la période contrairement aux indices acoustiques qui sont disponibles pour la période 1995-2002.

Les variations de la biomasse féconde suivent celles du recrutement une ou deux années plus-tard. Après une forte abondance de géniteurs pendant les années 1995 à 1997, la biomasse féconde a diminué jusqu'à atteindre son plus bas niveau entre 1999 et 2001.

- **Diagnostic**

L'analyse du rendement par recrue utilise l'information relative à la croissance individuelle moyenne, la mortalité par pêche, le recrutement et la mortalité naturelle. Elle est basée sur les résultats de l'analyse des cohortes. Elle indique qu'il n'y a pas de maximum à la courbe de rendement en fonction de F. Dans ce cadre, Caddy et Mahon (1996) précisent que «pour de nombreuses espèces, il n'y a pas de maximum évident à la courbe de rendement par recrue en fonction de F ». Le diagramme d'exploitation est tel qu'il ne peut pas induire de phénomène de surexploitation.

Les biomasses et les biomasses fécondes par recrue sont respectivement à des niveaux de biomasses de 46 et 41 % de la biomasse vierge. Or le seuil critique du niveau de biomasse vierge correspond à 10-20 % du stock vierge Mace (1994). Ce qui traduit la bonne santé de ce stock.

Caddy et Mahon (1996) signalent l'existence d'une étude comparative qui met en évidence que la biomasse féconde est corrélée positivement avec la mortalité naturelle. Ainsi, certains pélagiques nécessitent des valeurs atteignant 40-60% pour que le recrutement se maintienne. Toutefois ces auteurs mettent en garde contre l'utilisation de cette généralisation en dehors de la région géographique d'origine où elle se vérifie (hautes latitudes)

Le taux de mortalité par pêche actuel donne presque autant de production par recrue qu'un niveau F deux fois supérieure (66 et 76 gr par recrue respectivement).

L'évolution observée en 1999, fait penser à un problème de capturabilité qui est déjà observée pour les campagnes acoustiques à la même période mais cette fois-ci pour les sardinelles rondes (Chapitre 8). En fait, plusieurs facteurs sont connus pour affecter la capturabilité des espèces cibles (Ye et Mohamed, 1999)

- taille du stock
- variation des paramètres océanographiques (température de l'eau, profondeur de thermocline)
- distribution géographique des poissons et de l'effort (cas d'épuisement local)

Il semble que dans notre cas, la variation de la capturabilité est imputable à la baisse de température observée en 1999 dû à la présence d'un upwelling intense. La richesse en production primaire et secondaire qui en découle font que la nourriture est beaucoup mieux répartie dans l'espace mais surtout dans le temps du fait qu'en 1999 et 2000 (Chapitre 6) l'activité de l'upwelling s'est maintenue à un niveau convenable jusqu'à « l'apparition » des concentrations du chinchard en provenance du Sénégal au mois de mai-juin et juillet. L'effet de la baisse de la température dans la variation de la capturabilité est déjà signalée notamment par Sluczanowski (1984, in Ye et Mohamed, 1999) pour les crevettes.

8.5. Conclusion du chapitre

Dans ce chapitre on met en oeuvre les deux méthodes classiques de l'approche structurale appliquées à *Trachurus trecae*. Ces deux méthodes sont :

- l'analyse des cohortes (ou VPA)
- le calcul des rendements par recrue.

On met en évidence une diminution très sensible du recrutement entre 1996 et 1999 après un recrutement record observé en 1995 et 1996. En trois ans, le nombre de recrue est divisé par dix environ. Après une baisse en 2001, une nouvelle chute est enregistrée en 2002.

L'évolution de la biomasse totale montre une tendance à la hausse de 1990 (400 000 tonnes environ) jusqu'en 1995 et 1996 (592 000 et 545 000 tonnes respectivement) pour amorcer une diminution rapide jusqu'en 1999 (233 000 tonnes) et se stabiliser ensuite à un niveau moins élevé que celui observé en début de période tout en restant à un niveau légèrement supérieur aux captures records enregistrées les dernières années.

En outre, on observe une corrélation forte entre l'évolution inter-annuelle de la biomasse totale comparée à celle des CPUE standards des chinchards ($R=0.88$). De même, l'effort de pêche calculé a une évolution interannuelle proche de celle de la mortalité par pêche pour le groupe d'âge (2-7). La similarité dans l'évolution entre l'effort de pêche et la mortalité par pêche permet de penser qu'on peut agir directement sur l'effort de pêche pour gérer cette ressource plutôt que sur les captures dont le contrôle est difficile et très onéreux.

Par ailleurs, l'analyse du rendement par recrue montre que le niveau de biomasse féconde relative par recrue se situe au delà des seuils généralement admis comme limite d'un risque de surexploitation de recrutement. Ce qui veut dire que le stock est dans un état satisfaisant.

On peut donc avancer que les résultats de l'approche structurale appliqués sur *Trachurus trecae* mettent en évidence :

- de fortes fluctuations du recrutement même pour une espèce pouvant être considérée comme ayant un comportement bathypélagique ;
- que le stock n'aurait pas atteint la pleine exploitation, même en considérant les mauvais recrutements observés les années récentes. Toutefois la baisse du recrutement serait de nature à affecter les évaluations de mortalité par pêche par la méthode analytique que l'on doit donc considérer avec prudence car la mortalité totale peut avoir été largement sous-estimée.
- Sur la période récente, la biomasse est relativement faible mais stable ;

D'ailleurs, on rappelle ici que plusieurs sources d'incertitudes demeurent pour ce stock. Elles concernent principalement la croissance pour les années pour lesquelles il n'y pas eu d'observations biologiques, les rejets et les indices d'abondance qui ne couvrent pas toute les aires de distribution de l'espèce. L'âgeage de ces espèces tropicales de petits pélagiques constitue toujours une préoccupation majeure et les tailles-âges appliquées ne sont pas probablement pas toujours appropriés. En effet, les erreurs dans les lectures d'âge sont fréquentes pour une espèce tropicale comme celle-ci. Aussi, Ould Souelim (1992) a soumis un sous échantillon de 40 otolithes de *Trachurus trachurus*, âgé au CNROP, à deux autres laboratoires « The Alaska Fisheries Science Center NMFS/NOAA (USA), et ISPM (Maroc) ». Il a trouvé que l'analyse de ces lectures a donné un accord total, entre les trois lectures uniquement dans 7.5% des cas. L'incapacité potentielle à cerner la véritable structure de taille- âge dans la population peut mener donc à d'importants écarts. Par ailleurs, si l'un ou plusieurs des groupes d'âge sont sous-représentés dans les captures par rapport à ce qui existe

réellement dans la population, il est tout à fait clair que cet artéfact va se répercuter au niveau des résultats de l'analyse.

L'utilisation des clefs taille-âge constitue théoriquement le meilleur moyen pour appliquer la méthode structurée par âge sur un stock donné. Une hypothèse importante au sujet des échantillons provenant des captures commerciales est que des individus sont prélevés aléatoirement au sein de la population. La conduite des campagnes scientifiques, dont les échantillons ont servi de base pour la majeure partie de la série utilisée ici, au moment de la migration permet de s'affranchir de cette contrainte dans la mesure où on peut penser que ces migrations rendent comparables les structure des tailles et éventuellement des âges dans une grande zone. Dans tous les cas, les captures (et donc les échantillons) sont collectées dans un secteur relativement restreint par rapport à l'ensemble de la zone de distribution de l'espèce où la clé taille-âge des individus concernés peuvent différer de façon sensible du reste de la population qui présentent alors d'autres groupes d'âge dominants.

En conclusion et malgré ces différentes incertitudes qui pèsent sur ce diagnostic il s'avère, au vu des résultats obtenus par ces deux approches structurales et la cohérence de l'évolution inter-annuelles entre deux séries indépendantes, qu'il est possible d'établir un diagnostic relativement fiable de l'état des stocks des petits pélagiques dans la région nord ouest africaine avec les données existantes. Ainsi, il ressort de ce travail que l'état du stock du chinchard noir est satisfaisant et que celui-ci ne présenterait actuellement pas de risque d'une surexploitation de la croissance (growth overfishing).

Développée au début des années 1960 le modèle structuré en âge ne rend pas compte des interactions entre les différentes espèces présentes dans un écosystème donné. L'approche écosystémique de la gestion des pêches est en plein développement et il est de plus en plus nécessaire de disposer de modèles qui prennent en compte les interactions multiples entre espèces. C'est l'objet de notre prochain chapitre.

|

|

Chapitre 9. Une première tentative de modélisation de l'Ecosystème (ECOPATH) de la ZEE mauritanienne : comparaison des deux périodes (1987 et 1998)

Introduction

L'état des ressources exploitées a été évalué par une approche monospécifique à l'aide de plusieurs techniques (modèles global, VPA). Ces méthodes nécessitent des données couvrant plusieurs années et comportent des faiblesses attribuables notamment à la qualité souvent peu fiable des données utilisées, à l'incertitude affectant la valeur de certains paramètres et à la nature des hypothèses requises. Plus généralement, on observe à l'échelle mondiale que la pratique de la gestion traditionnelle, basée sur le stock comme unité fonctionnelle, n'a apparemment pas suffi pour endiguer la chute des captures de plusieurs espèces. En outre, un certain nombre de principes écologiques de base sont occultés dans les modèles monospécifiques. Les changements dans l'abondance des populations inexploitées (pour des raisons anthropiques ou naturelles) ne sont par exemple pas quantifiées. En complément à la démarche monospécifique, il apparaît donc nécessaire de recourir à de nouvelles approches de gestion, notamment celles utilisant l'écosystème comme unité fonctionnelle. Cette approche tient compte des interactions entre les espèces. Elle est largement reconnue et un effort scientifique intense a été mis en oeuvre au cours de la dernière décennie (Christensen et Pauly 1992, 1993 ; Moreau, 1995, Christensen et Pauly 1995 ; Pauly 1997 ; Jarre-Teichmann et Guénette, 1996 ; Guénette et Morato, 2001). C'est dans ce cadre, qu'un modèle Ecopath (Christensen and Pauly, 1992) est appliqué. Cette analyse de l'écosystème est établie sur la base de deux périodes : 1987 et 1998. Elle permet de décrire l'évolution de la structure de l'écosystème depuis l'avènement de l'exploitation des sardinelles et la baisse drastique des captures de plusieurs espèces dont le sabre. Cette réduction n'est probablement que la partie visible d'une modification en profondeur de l'écosystème.

9.1. Données et Méthodes

9.1.1. Principe du modèle

Cette approche a été élaborée et appliquée tout d'abord à un système de récif corallien au nord d'Hawaï par Polovina dans le début des années 1980 (Polovina 1984). Elle a par la suite été développée et étendue à plusieurs écosystèmes par différents auteurs (Christensen et Pauly 1992, 1993 ; Moreau, 1995, Christensen et Pauly 1995 ; Pauly 1997 Jarre-Teichmann et Guénette, 1996 ; Guénette et Morato, 2001). Elle se base sur l'analyse des relations trophiques équilibrées dans les écosystèmes. L'ensemble de la biomasse est regroupée dans différents compartiments trophiques.

L'équilibre au niveau de chaque groupe est basé sur l'équation de Winberg (1956):

Consommation (q) = Production biologique + Nourriture non-assimilée + Respiration

Cela veut dire que pour chaque groupe d'organismes vivants, le système est en équilibre pour une période donnée.

$$B_i * P/B_i * EE_i = Y_i + \sum (B_j * Q/B_j * DC_{ij})$$

B_i = biomasse d'un groupe proie « i » ; (t / km²)

B_j = biomasse d'un groupe prédateur « j » ; (1 / an)

P/B_i = rapport production / biomasse du groupe « i »
(= mortalité totale; $Z = M + F$) ;

EEi= rendement écotrophique du groupe « i » (la fraction totale consommée par les prédateurs ou exportée du système) ;

Yi = Captures du groupe « i »

(Y = Fi x Bi) ;

Q/Bj = rapport consommation alimentaire / biomasse du groupe « i » ; (1 / an)

DCij = fraction du groupe « i » dans la composition alimentaire de « j » ;

Tableau 9.1. Débarquements, biomasse du plateau et procédure pour l'extrapolation à la ZEE

Groupe	Débarquements ZEE		Biomasse du plateau		Proportion de la biomasse		Biomasse ZEE	
	(t·km ⁻²)		(t·km ⁻²)				(t·km ⁻²)	
	1988	1998	1987	1998	prop200	prop500	1987	1998
4 G sélaciens préd	0.0017	0.0017	0.28035	0.372462	0.5	0.2	0.099	0.132
5 G sélaciens inv	0.0017	0.0017			0.5	0.2	0.000	
6 Raies M	0.0051	0.0051			0.2	0.2	0.000	
7 Thons hauturier	0.0731	0.0663	1.02881	0.73	0.5	0.5	0.602	0.427
8 Thons côtiers	0.0119	0.0136	0.82304	0.58309	0.5	0	0.165	0.117
9 Mésopél préd	0	0	0.801	0.801	1	1	0.801	0.801
10 Mésopél inv	0	0	5.874	5.874	1	1	5.874	5.874
11 Bathydém préd	0	0	0.20461	0.204611	1	0.5	0.126	0.126
12 Bathydém inv	0	0	0.02870	0.127869	1	0.5	0.018	0.079
13 Merlu	0.0748	0.0595	1.25578	1.152263			0.213	0.196
14 Sparidés comm	0.0476	0.0289	0.30298	0.328978	0.5	0	0.061	0.066
15 G dém préd	0.0068	0.034	0.48912	0.380798	0.5	0.2	0.173	0.135
16 G dém inv	0.0119	0.0136	0.09780	0.238246	0.5	0	0.020	0.048
17 Dém M préd	0	0	0.2197	0.190561	0.5	0.2	0.078	0.067
18 Dém M inv	0	0	0.88866	0.914462	0.5	0	0.178	0.183
19 P dém préd	0	0	0.18183	0.053915	0.5	0.5	0.106	0.032
20 P dém inv	0.0068	0.0017	1.86286	1.895749	0.5	0.5	1.090	1.109
21 Mugilidés	0.0102	0.0153	1.556		0	0		
22 Sabres	0.4471	0.034	6.51709	0.5	0.5	0.1	1.805	0.139
23 G pél préd	0.0017	0.0051	0.45823	0.697583	0.5	0	0.092	0.140
24 G pél inv	0	0			0.5	0		
25 Pél M planc	0	0	0.119	0.212	0.5	0.2	0.042	0.075
26 Maquereau	0.2176	0.289	1.93630	2.417949	0.5	0.2	0.685	0.856
27 Clupéidés	0.6987	2.4718	18.3969	39.28827	0.5	0.2	6.512	13.908
28 Chinchards	1.3141	0.7956	13.76	15.65122	0.5	0.2	4.871	5.541
29 Céphalopodes comm	0.374	0.1564	2.8	1.69	0.5	0	0.560	0.338
30 Céphalopodes non-comm	0	0	2.56	2.56	0.5	0.5	1.498	1.498
31 Macrobenthos	0	0	67.910	67.91002	0.5	0.2	24.040	24.040
32 Crustacés comm	0.0204	0.0255	0.39506	0.279883	0.5	0.5	0.231	0.164
33 Crustacés non-comm	0	0	3.845	0.279883	0.5	0.5	2.249	0.164
34 Macrozooplancton	0	0	2.85916	2.859165	0.5	0.2	1.012	1.012
35 Méso zooplancton	0	0	88.9369	88.93686	0.5	0.2	31.484	31.484
36 Micro zooplancton	0	0	56.9375	56.93748	0.5	0.2	20.156	20.156
ratio surfaces strate/ZEE			0.17	0.17	0.06	0.77		

9.1.2 Données générales

En vue de comparer l'évolution de l'écosystème de la ZEE mauritanienne nous avons construit deux modèles³⁵. Le premier représente l'année 1998 et le second modèle représente l'année 1987.

- **Captures**

Pour la période 1987-1990, les statistiques de captures de la pêche industrielle proviennent de différentes sources (CNROP, 1989, CNROP, 1991). Par la suite, les journaux de pêche constituent la référence.

La pêche artisanale cible essentiellement les espèces à haute valeur commerciale, destinées à l'exportation (poulpe, langouste, thiof, dorades, requins, mullets etc.). La quantification des captures de ces espèces reste difficile en raison de la dispersion des sites de débarquement, de la commercialisation par des circuits parallèles et du manque de collaboration de certains pêcheurs et d'une partie des sociétés de traitement et de stockage des produits de la pêche artisanale. Les statistiques des captures proviennent des déclarations et des enquêtes effectuées deux fois par an par le CNROP depuis 1984.

- **Biomasses**

L'évaluation des biomasses est réalisée par les bateaux de recherche et en particulier ceux du CNROP. Deux bateaux nationaux ont travaillé dans la zone : le N/O N'Diago et Al Awam. Le premier a exercé jusqu'à fin 1996 pour être remplacé par la suite par le second. Ces deux bateaux présentent des performances similaires. Deux types de campagnes sont menées régulièrement : les campagnes acoustiques et les campagnes de chalutages. Les biomasses sont exprimées en poids frais et en t·km⁻².

Campagnes acoustiques : Les valeurs de biomasse estimées par le N/O N'Diago sont utilisées pour l'année 1987 tandis que celles du N/O Dr Fridtjof Nansen ont été retenues pour l'année 1998. Ce navire effectue ces campagnes chaque année à la saison de transition (novembre) depuis 1995.

Campagnes de chalutage : La valeur de la biomasse obtenue pour les espèces démersales est basée sur les résultats des données des campagnes de chalutage menées par l'IMROP à partir de 1982 (données non publiées).

- **Ajustements aux biomasses**

Les estimations de biomasses avaient déjà été rapportées à la surface du plateau (profondeur de moins de 200 m) puisque la grande majorité des campagnes démersales ont eu lieu sur le plateau. Nous avons extrapolé au reste de la ZEE en rapportant la biomasse du plateau à l'ensemble de la ZEE (biom * ratio surface plateau/ZEE). La biomasse présente dans les strates de grande profondeur 200-500 m et >500 m (prop200 et prop500 au tableau 9.1), a été fixée à 20% ou 50% de la biomasse du plateau, en fonction de l'habitat possible des espèces de chaque groupe fonctionnel. La biomasse de chaque strate est la biomasse du plateau multipliée par la proportion de biomasse présente (prop200 et prop500) et par le ratio de la surface de la strate en question par rapport à la surface totale de la zone à l'étude (tableau 9.1). La biomasse de 1998 serait donc la somme de la biomasse du plateau et celle des strates plus profondes. Nous avons utilisé la même méthode pour les biomasses de l'année 1987.

³⁵ Ce travail a été réalisé, en cours de thèse, en tant que contribution au projet SIAP. Dans ce cadre, j'ai bénéficié de plusieurs stages de formation et du concours des personnes suivantes : Sylvie Guénette, Daniel Pauly et Villy Christeesen (UBC Vancouver, Canada).

- **La composition du bol alimentaire (DC)**

La composition de la diète de chaque groupe fonctionnel est présentée en annexe. Nous avons privilégié les similarités écologiques (même proies, même prédateurs) aux affinités taxinomiques dans le groupement des espèces. Les données qualitatives et quantitatives disponibles pour la zone d'étude ou les régions adjacentes ont été privilégiées. Dans le cas où des informations manquent, nous avons utilisé FishBase 2000 pour compléter la matrice. Nous utilisons, pour chaque composant, la composition alimentaire de l'espèce dominante, ou plus souvent une moyenne de la diète des principales espèces de ce groupe ou à défaut des espèces similaires pour lesquelles nous disposons des données.

Les espèces présentes dans l'écosystème sont groupées en fonction de leur taille, leur diète principale et le niveau trophique. Ainsi 38 groupes sont identifiés. La diète "prédateur" est définie comme une diète dominée par les poissons et les céphalopodes, ce qui mène à un niveau trophique élevé (>3.5). Les groupes de diètes "invertébrés" consomment surtout des invertébrés benthiques ou planctoniques.»

- **Mortalité et ratio Q/B**

La mortalité naturelle (M) a été calculée en utilisant l'équation empirique de Pauly (1980) :
 $M = K^{0.65} \cdot L_{\infty}^{-0.279} \cdot T^{0.463}$

où K et L_{∞} (cm) sont les paramètres de la courbe de croissance de l'équation de Von Bertalanffy, T est la température moyenne annuelle de l'eau en Celsius.

La consommation par unité de biomasse (Q/B) est dérivée de l'équation empirique de Palomares et Pauly (1989) :

$$Q/B = 10^{6.37} \cdot 0.0313^T \cdot W_{\infty}^{-0.168} \cdot 1.38^P \cdot 1.89^H$$

où W_{∞} est le poids individuel asymptotique en grammes, T est la température moyenne annuelle de l'eau modifiée d'après l'équation suivante: $T = 1000 / (T^{\circ}C + 273.1)$, P est égal à 1 pour les poissons prédateurs et planctonophages et 0 pour les autres, H est égal à 1 pour les herbivores et 0 pour les carnivores.

Les méthodes utilisées pour obtenir les paramètres de chaque groupe sont détaillés en annexe.

9.1.3. Équilibrage du modèle

Il a été nécessaire de modifier certains paramètres afin d'équilibrer le modèle 1998. Nous avons dû augmenter la biomasse des petits bathydémersaux invertébrés (groupe 12), démersaux moyens invertébrés (18), petits démersaux invertébrés et prédateurs (19, 20) (Tableau 9.2). Une grande proportion des espèces qui constituent ces groupes sont mal échantillonnées par les campagnes scientifiques et en conséquence, les biomasses calculées étaient probablement sous-estimées. La biomasse des groupes de petits poissons était souvent sous-estimée par rapport à celle des poissons commerciaux, typiquement bien échantillonnées par le chalut.

Pour le cas des crustacés commerciaux et non commerciaux nous avons considéré que de façon générale, la répartition des stocks au-dessus du fond étant supérieure à la hauteur du chalut, les campagnes des chalutages qui ne sont pas planifiées pour tenir compte de ce comportement ne permettent pas d'estimer convenablement la biomasse des stocks profonds. Ainsi la biomasse des crustacés commerciaux est passée de 0.16 à 0.8 t·km⁻². La biomasse des crustacés non commercialisés ont été multipliées par 20. Les informations les concernant sont rares et les biomasses calculées ne tenaient pas compte de plusieurs espèces.

La diète des différents groupes a du être modifiée quelque peu afin d'équilibrer le modèle. Les travaux portant sur le comportement alimentaire des prédateurs de la région sont rares et nous avons dû les adapter à notre écosystème. De plus, les informations pour certaines espèces se limitaient à des listes qualitatives que nous avons adaptées au meilleur de nos connaissances sur l'habitat et l'écologie des groupes fonctionnels.

La production est souvent difficile à évaluer car elle dépend de notre connaissance de la croissance des espèces. Pour certains groupes fonctionnels comme les mésopélagiques prédateurs, les espèces sont peu connues et leur production est peu fiable. Le calcul de la mortalité par la pêche, étant tributaire des valeurs de biomasses et de captures, ajoute à l'incertitude. Nous avons dû modifier le P/B de certains groupes pour les rendre comparables à celui de groupes similaires.

Tableau 9. 2. Paramètres du modèle 1998 équilibré. Les paramètres en gras ont été estimés par le modèle.

	Groupe fonctionnel	Niveau trophique	Biomasse (t·km ²)	P/B	Q/B	EE	P/Q
1	Orque	4.2	0	0.02	7.58	0.00	0.003
2	Dauphins	4.07	0.031	0.06	13.42	0.38	0.004
3	Oiseaux	4.22	0.004	0.055	89	0.54	0.001
4	G sélaciens préd	4.45	0.132	0.19	3.09	0.85	0.061
5	G sélaciens inv	3.46	0.022	0.14	2.4	0.80	0.058
6	Raies M	4.17	0.013	0.51	6.3	0.80	0.081
7	Thons hauturier	4.01	0.427	0.72	3.56	0.33	0.202
8	Thons côtiers	4.04	0.117	0.8	4.3	0.69	0.186
9	Mésopel préd	3.56	0.35	1.3	8.75	0.66	0.149
10	Mésopél inv	3.01	5	2.69	20	0.19	0.135
11	Bathydém préd	3.37	0.126	0.32	5.4	0.36	0.059
12	Bathydém inv	3.36	0.2	1.6	6.6	0.94	0.242
13	Merlu	4.1	0.2	0.74	5.43	0.98	0.136
14	sparidés comm	3.43	0.07	0.85	5.2	0.94	0.163
15	G dém préd	4.02	0.135	0.64	4.66	0.60	0.137
16	G dém inv	3.43	0.048	0.8	6.5	0.87	0.123
17	Dém M préd	3.81	0.067	0.5	7.48	0.89	0.067
18	Dém M inv	3.16	0.45	0.75	7.4	0.98	0.101
19	P dém préd	3.57	0.18	0.94	7.1	0.92	0.132
20	P dém inv	3.22	1.5	1	9.1	0.93	0.11
21	Mugilidés	2.11	0.184	0.92	8.7	0.95	0.106
22	Sabres	4.16	0.139	0.57	6.3	0.92	0.09
23	G pél préd	4.12	0.15	0.66	3.9	0.97	0.169
24	G pél inv	3.87	0.206	0.32	6.5	0.95	0.049
25	Pél M planc	3.07	0.075	1	10	0.57	0.1
26	Maquereau	3.04	0.856	0.7	6.4	0.98	0.109
27	Clupéidés	2.88	13.908	1.3	9.01	0.43	0.144
28	Chinchards	3.23	5.541	1.1	7.95	0.51	0.138
29	Céphalopodes comm	3.4	0.338	1.5	11.7	0.87	0.128
30	Céphalopodes non-comm	3.48	0.7	2.5	11.7	0.67	0.214
31	Macrobenthos	2.18	24.04	2	16.667	0.78	0.12
32	Crustacés comm	2.71	0.8	1.8	15	0.89	0.12
33	Crustacés non-comm	2.58	3.058	2.5	20.833	0.95	0.12
34	Macrozooplancton	2.8	1.012	3	23	0.23	0.13
35	Méso zooplancton	2.26	31.484	5	32	0.82	0.156
36	Micro zooplancton	2	20.156	25	83.333	0.96	0.3
37	Producteurs primaires	1	81.238	100	-	0.26	-
38	Détritus	1	560.385	-	-	0.10	-

9.2 Premiers résultats, discussion

Les deux modèles construits ici ont permis de réunir les données éparses sur les divers compartiments de l'écosystème et de les inclure dans un système cohérent. Les modèles 1987 (Tableau 9.3) et 1998 qui résultent de ce processus constituent des images possibles de l'écosystème à deux points dans le temps. Toutefois, il reste à confronter ces images avec les séries temporelles de biomasses et de captures. En utilisant le module Ecosim, on pourrait vérifier si le modèle est capable de générer des biomasses et captures qui ressemblent à celles qui ont été observées entre 1987 et 1998.

Cet écosystème génère, dans le cas du premier modèle, une biomasse totale (sans les détritus) d'environ 194 t·km⁻². En comparaison, l'écosystème du nord du Benguela (360 t·km⁻²) paraît beaucoup plus riche pour la même période. Jarre-Teichman et Christensen (1998) rapportent que ces deux écosystèmes sont de tailles comparables malgré la saisonnalité de leur upwelling. Ces différences peuvent s'expliquer par la faiblesse de la valeur de biomasse du phytoplancton obtenue dans notre cas. En effet, la productivité primaire calculée pour la ZEE mauritanienne sur la base des données de SeaWiFS, 81 t·km⁻², est très inférieure à celles avancées pour le nord du Benguela (204 t·km⁻²) (Shannon et Jarre-Teichmann, 1999) et pour la zone marocaine (102.5 t·km⁻²) (Stanford *et al.*, 2001). D'autre part, l'aire considérée pour la construction des modèles par rapport à la zone d'influence des upwellings varie considérablement et rend les comparaisons difficiles.

On note également la relative faiblesse des captures dans la ZEE mauritanienne (3.32 et 4.02 t·km⁻² respectivement pour 1987 et 1998) par rapport à celle du nord du Benguela (7 t·km⁻²). On signale cependant pour la ZEE mauritanienne que d'une part les praires, qui constituent des biomasses très importantes, ne font pas l'objet d'exploitation pour le moment, et d'autre part on n'a pas tenu compte des rejets qui représentent 21 % des captures dans la zone marocaine (Ould Taleb Sidi, 1988).

Tableau 9.3. Paramètres du modèle 1987 équilibré. Les paramètres en gras ont été estimés par le modèle.

	Groupe fonctionnel	Niveau trophique	Biomasse (t·km ⁻²)	P/B	Q/B	EE	P/Q
1	Orque	4.2	0	0.02	7.58	0	0.003
2	Dauphins	4.07	0.031	0.06	13.42	0.371	0.004
3	Oiseaux	4.22	0.007	0.055	89	0.288	0.001
4	G sélaciens préd	4.36	0.12	0.2	3.09	0.674	0.065
5	G sélaciens inv	3.46	0.024	0.13	2.4	0.8	0.054
6	Raies M	4.17	0.013	0.51	6.3	0.8	0.081
7	Thons hauturier	4.01	0.602	0.7	3.56	0.244	0.197
8	Thons côtiers	4.04	0.165	0.82	4.3	0.328	0.191
9	Mésopél préd	3.56	0.6	1.3	8.75	0.524	0.149
10	Mésopél inv	3.01	5	2.69	20	0.289	0.135
11	Bathydém préd	3.37	0.126	0.32	5.4	0.551	0.059
12	Bathydém inv	3.36	0.22	1.6	6.6	0.926	0.242
13	Merlu	4.1	0.24	0.79	5.43	0.965	0.145
14	sparidés comm	3.43	0.1	0.85	5.2	0.967	0.163
15	G dém préd	4.01	0.1	0.43	4.66	0.756	0.092
16	G dém inv	3.43	0.042	0.8	6.5	0.991	0.123
17	Dém M préd	3.8	0.11	0.5	6.5	0.946	0.077
18	Dém M inv	3.16	0.71	0.7	7.4	0.993	0.095
19	P dém préd	3.56	0.47	0.94	7.1	0.974	0.132
20	P dém inv	3.21	2.7	0.9	9.1	0.981	0.099
21	Mugilidés	2.11	1.482	0.51	8.7	0.95	0.059
22	Sabres	4.05	0.85	0.6	6.3	0.958	0.095
23	G pél préd	4.12	0.092	0.66	3.9	0.936	0.169
24	G pél inv	3.87	0.13	0.32	6.5	0.95	0.049
25	Pél M planc	3.07	0.06	1	10	0.823	0.1
26	Maquereau	3.04	1.4	0.7	6.4	0.985	0.109
27	Clupéidés	2.88	6.5	1.3	9.01	0.966	0.144
28	Chinchards	3.23	5.5	1.1	7.95	0.952	0.138
29	Céphalopodes comm	3.4	0.56	1.5	11.7	0.945	0.128
30	Céphalopodes non-comm	3.48	1	2.5	11.7	0.707	0.214
31	Macrobenthos	2.18	27	2	16.667	0.99	0.12
32	Crustacés comm	2.71	0.926	1.8	15	0.95	0.12
33	Crustacés non-comm	2.58	3.709	2.5	20.833	0.95	0.12
34	Macrozooplancton	2.8	1.012	3	23	0.287	0.13
35	Méso zooplancton	2.26	31.484	5	32	0.729	0.156
36	Micro zooplancton	2	20.156	25	83.333	0.925	0.3
37	Producteurs primaires	1	81.238	100	-	0.261	-
38	Détritus	1	560.385	-	-	0.106	-

La comparaison entre les deux modèles de la ZEE mauritanienne nous permet de dégager plusieurs enseignements. Le niveau trophique des débarquements, excluant les clupéidés, a diminué entre 1987 et 1998 (Tableau 9.4). Ceci est le résultat de la dégradation de plus en plus visible de l'état des stocks des espèces démersales qui sont en général de plus grande valeur commerciale. Des espèces démersales comme le poulpe ont vu leur biomasse diminuée de moitié tandis que d'autres, comme les sabres, ont presque disparu. En revanche la biomasse des clupéidés a presque doublé et celle des chinchards (espèces pélagiques) s'est nettement améliorée. L'écosystème de la Mauritanie constituerait donc un exemple de plus

des changements de nature écosystémique, conduisant au phénomène de la pêche successive des niveaux trophiques décroissants ce qu'on nomme en anglais "fishing down marine food webs" (Pauly *et al.*, 1998).

Tableau 9.4. Débarquements et niveau trophique moyen des captures de 1987 et 1998 en Mauritanie. Les résultats ont été considérés en incluant ou excluant les captures de clupéidés, très importants dans le système.

	Débarquements (t.km ⁻²)		Niveau trophique moyen	
	1987	1998	1987	1998
avec clupéidés	3.33	4.02	3.31	3.05
sans clupéidés	2.63	1.55	3.43	3.31

Malgré les incertitudes qui pèsent sur plusieurs paramètres d'entrée et pour plusieurs groupes, les résultats de cette tentative mettent en évidence la nécessité de tenir compte de tous les compartiments de l'écosystème notamment des espèces qui ne font pas l'objet d'exploitation comme les mésopélagiques mais dont le rôle dans cet écosystème paraît déterminant.

Lors de l'élaboration de ce modèle plusieurs problèmes ont surgi qui n'ont pas pu être résolus en raison du manque de compétences et de données. A l'avenir ces questions doivent être abordées pour améliorer le modèle et tenir compte d'un maximum de considérations. Ainsi, les analyses des contenus stomacaux présentent un certain nombre de limites (Deb, 1997). Par exemple, elles tendent à fournir la composition alimentaire instantanée sans tenir compte de la variabilité dans le temps et dans l'espace de cette diète. En outre, plusieurs organismes ne peuvent être identifiés soit parce qu'ils sont déjà sous forme de « bouillie » soit du fait qu'ils sont trop petits (œufs, bactéries, écailles etc.) ou enfin en raison du manque de compétences pour identifier les espèces notamment des protozoaires, les nématodes etc. Pour ces différentes raisons, la partie indéterminée du bol peut être importante. Malgré la prise en compte d'un millier d'espèces, il n'a pas été possible d'intégrer plusieurs autres espèces dans ce modèle en raison de l'absence de base d'estimation de biomasse.

Les captures sont souvent disponibles sous forme agrégées. Les données disponibles sont encore insuffisantes et beaucoup de recherches restent à entreprendre pour mieux comprendre la dynamique de l'écosystème. Aussi, en raison du manque de données, les biomasses de plusieurs espèces ont dû être estimées. Pour la majeure partie des invertébrés benthiques et la production primaire, les biomasses utilisées remontent parfois à plus de 10 ans. Ces considérations limitent la portée du modèle et ne sont pas de nature à renseigner avec certitude sur la situation actualisée. Il n'a pas été toujours possible de prendre en compte le caractère saisonnier de certaines espèces par manque de données détaillées par saison. Les prélèvements par la pêche illégale sont inconnus et n'ont pas fait l'objet d'estimation. Pourtant tout porte à croire qu'ils ne sont pas négligeables malgré un quadrillage de la zone de plus en plus strict de la surveillance.

9.3. Conclusion du chapitre

L'approche Ecopath a été appliquée à l'écosystème de la ZEE mauritanienne en deux périodes distinctes en 1987 et en 1998 pour juger de l'état de l'évolution du niveau trophique de cet écosystème en considérant 38 groupes fonctionnels.

Pour le modèle de 1987, cet écosystème génère une biomasse totale (sans les détritiques) d'environ 194 t·km⁻². Pour la même période, l'écosystème du nord du Benguela (360 t·km⁻²) paraît beaucoup plus riche (360 t/km²) (Jarre-Teichman et Christensen ; 1998). Il apparaît que la productivité primaire calculée pour la ZEE mauritanienne sur la base des données de SeaWIFS, qui est de 81 t·km⁻², est très inférieure à celles avancées pour le nord du Benguela (204 t·km⁻²). Cette grande différence s'expliquerait probablement par le transport de la moitié de la productivité primaire vers le large entraînés par les filaments (Carr et Kearns, 2003). D'ailleurs ces « exportations » au large ne semblent pas complètement perdu puisque de très fortes concentrations de myctophidés sont signalées au large de la zone nord ouest africaine comprise entre le 16° N et 27° N (Gjosaeter et Blindheim, 1978 ; et Gjosaeter Kawaguichi, 1980). Les biomasses de ces espèces, évaluées par ces auteurs par méthode acoustique, s'élèvent à 20 millions de tonnes, ce qui paraît énorme. D'autres facteurs expliquent aussi cette moindre richesse de la zone mauritanienne en particulier la largeur du plateau (Carr et Kearns, 2003). De plus Olivar et al. (1985) qui font la comparaison des zones sahariennes et namibiennes mentionnent que « The comparison between both regions led to the following comments:

- The southwest upwelling region (Namibia) showed better inherent conditions favouring plankton development, and the obtained values of biomass were noticeably higher.
- The peaks of plankton abundance in the northwest region were found at a greater distance from the coast than in the southwest region”.

Le niveau trophique des débarquements, excluant les clupéidés, a diminué entre 1987 et 1998 de 0.11 soit un niveau comparable à celui obtenu par Pauly et al.(1998) par décennie. Par contre lorsqu'on considère les clupéidés, qui ne faisaient pas l'objet d'exploitation ciblée en 1987, la chute du niveau trophique devient très importante (0.3 en une décennie). Dans tous les cas ces résultats montrent une dégradation de plus en plus visible de l'état des stocks de certaines espèces comme le sabre qui a presque disparu. La ZEE mauritanienne pourrait donc être considérée comme un exemple de plus des changements de nature écosystémique, conduisant au phénomène dénommé "fishing down marine food webs » Pauly et al.(1998)

L'approche Ecopath apparaît comme un outil d'analyse et de diagnostic des écosystèmes marins. Elle est désormais considérée comme une approche standard particulièrement flexible et adaptée aux différentes situations des écosystèmes marins. Toutefois en raison de multiples insuffisances et considérations, les résultats de cette étude ne permettent pas de proposer des changements substantiels dans la gestion traditionnelle de cet écosystème. Cette approche a surtout servi à mettre en cohérence les connaissances disponibles et à identifier les voies futures de recherche, en mettant en évidence les lacunes dans les connaissances actuelles du fonctionnement de cet écosystème.

CONCLUSION GENERALE

Décrire, analyser et modéliser la variabilité des ressources de petits pélagiques est le fil conducteur de cette étude. A partir de la dynamique spatio-temporelle de différentes écophases de ces ressources, de leur exploitation et leur environnement, nous avons cherché à rendre compte des stratégies adoptées par ces espèces, des fluctuations d'abondance et des changements observés tant du point de vue éco-biologique qu'au niveau exploitation. En effet, l'amélioration de la gestion de ces espèces passe impérativement par l'étude approfondie de la dynamique de l'exploitation et celles des populations aux différents stades de leur vie.

L'originalité de ce travail réside dans l'intégration de plusieurs bases de données variées en mobilisant, à chaque fois les données les plus détaillées et les plus fiables. Plusieurs résultats sont obtenus et de nouvelles pistes de recherches sont dégagées. Des avancées sont ainsi enregistrées dans le domaine de la modélisation des stades larvaires, des évaluations de stocks en tenant compte des incertitudes (Bootstrap, simulation) et de la compréhension de la structuration spatiale, saisonnière et inter-annuelle de la dynamique des espèces en relation avec la variabilité des conditions du milieu. Ce travail souligne aussi l'importance des études multidisciplinaires (connaissance des conditions du milieu, biologie des stades larvaires, exploitation modélisation écosytémique). Ce type d'approche n'est plus une option mais bien une condition. Certes nous sommes dans un contexte pouvant être qualifié de « data poor », mais les jeux de données mobilisés prouvent que d'autres études complémentaires peuvent être conduites sur cette base permettant ainsi de disposer de plusieurs éléments de réponses supplémentaires aux questions relatives à l'aménagement de ces ressources instables. Il apparaît alors que l'absence des données souvent évoquée comme contrainte majeure dans la conduite des travaux de recherche est dans certains cas surfaite. A ce sujet, les traitements que nous avons menés ont montré que les statistiques de pêche, les campagnes scientifiques (acoustiques et ichthyo-planctoniques) et les données observateurs embarqués à bord des bateaux de l'Union européenne pour l'étude des rejets des chinchards, se sont relevées être une source de connaissance irremplaçable tant pour l'analyse des pêcheries que pour les évaluations de stocks. Toutefois, les meilleures données disponibles, en terme de couverture spatiales et temporelle, sont les statistiques de pêche. Néanmoins, le degré de pertinence à accorder aux données dépendantes de la pêche fait l'objet de discussions très animées de la part des scientifiques du fait qu'elles violent en général les fondements des protocoles d'échantillonnage scientifiques, d'où la nécessité de continuer à conduire des campagnes scientifiques.

Pour exploiter les données ainsi mobilisées, nous avons appliqué plusieurs modèles de prédiction de la répartition spatiale et temporelle des ressources avec des outils statistiques GLM, GAM et AFC en focalisant l'attention sur la zone Mauritanie. Ces outils statistiques ont permis d'identifier les paramètres clés (saisonnalité, zone, nyctémère, période, année, phase lunaire et bathymétrie) qui influencent la variation de la répartition de chacune des espèces considérées à différents stades de développement (larves, juvéniles, sub-adulte et adulte) notamment pour les deux principales espèces de petits pélagiques (*Trachurus trecae* et *Sardinella aurita*) tout en intégrant la forte influence de la pression de pêche. Cette dernière est d'autant plus marquée qu'elle se concentre de plus en plus sur une seule zone (zone mauritanienne) qui fait l'objet à la fois de pêche des bateaux industriels travaillant auparavant au Sahara et d'une flottille artisanale sénégalaise.

Apports de ce travail

Des connaissances nouvelles sur la biologie et l'écologie des espèces étudiées et la productivité de l'écosystème.

L'analyse des données des campagnes d'ichtyo-planctonique portant sur la sardinelle ronde et le chinchard africain a permis la mise en évidence d'une nouvelle zone de reproduction pour la sardinelle ronde dans la zone sud Mauritanie, entre le 17 et le 18 °N, à proximité de Nouakchott, en plus de celle déjà connue pour les chinchards dans ce même secteur. Ceci semble confirmer par les résultats de la pêche industrielle des sardinelles où les rendements les plus élevés dans la zone sud sont observés dans ce secteur. Ceci mettrait en avant la nécessité d'en tenir compte dans les prospections sismiques et l'exploitation offshore du pétrole à 80 km au large de Nouakchott. Ainsi, ces facteurs de risque (pollution et prospections sismiques) peuvent avoir un effet destructeur sur les œufs et les larves avec des répercussions potentiellement négatives sur le secteur de la pêche. A l'inverse, avec la prise en compte des aspects à méso-échelle considérés dans ce travail (période juin-juillet, secteur 17°-18°N), l'impact d'éventuelles mesures de conservation de ces stades critiques sur l'activité pétrolière serait limité.

Par ailleurs, la dispersion des larves *Sardinella aurita* au large de la Mauritanie, notamment en 1998, ne semble pas avoir affecté le « recrutement » de cette espèce qui se reproduit habituellement à la côte. La présence de cette forte abondance des larves au large, qui est déjà mise en évidence pour d'autres espèces de clupéidés de par le monde (Watanabe et al, 1996 ; Logerwell et Smith, 2001), montre la nécessité de poursuivre ce type d'investigation en échantillonnant convenablement les zones de l'accroissement du plateau là où les densités paraissent les plus importantes. Si la régularité de ces dispersions vers le large est confirmée, cela mettrait en évidence les insuffisances des mesures de protection des juvéniles dans une zone côtière comme c'est le cas pour la sardine entre la zone 24°N-25°N où la pêche est interdite à l'intérieur de la bande des 15 milles.

En outre, bien que nous n'ayons pas étudié la saisonnalité des pontes de *Sardinella aurita* et *Trachurus trecae*, par manque de données adéquates, il semble que la ponte principale pour ces deux espèces se déroule en juin-juillet en Mauritanie. Un résultat similaire est déjà obtenu par Conand (1982), pour la sardinelle ronde au Sénégal.

Par ailleurs, sur la base des résultats des campagnes acoustiques effectués de 1995 à 2001, il apparaît vraisemblable que l'intensité de la migration entre le sud du Sénégal et le sud de la Mauritanie pour ces deux espèces explique une part importante de la variabilité des biomasses observée au niveau de la zone mauritanienne. Sur le plan de l'exploitation on peut penser que l'intensité de la migration est aussi l'un des principaux facteurs affectant la taille des captures, du fait que les flottilles industrielles ne sont plus autorisées à pêcher dans la zone sénégalaise. D'ailleurs, les rendements semblent baisser en Mauritanie en même temps que la diminution du flux migratoire depuis le Sénégal révélée par les campagnes acoustiques.

De même, de nouveaux résultats obtenus sur la base de la répartition des stades de l'écophase de la sardinelle ronde (juvéniles, sub-adultes et adultes) dans les différentes zones (Sahara, Mauritanie et Sénégal) semblent accréditer l'hypothèse de l'existence de deux stocks au niveau de la sous-région. Cependant une étude génétique (Chikhi, 1995), réalisée au début des années 1990, sur la sardinelle ronde, n'a pas relevé de différence entre la zone mauritanienne et sénégalaise pour cette espèce (la zone Sahara n'a pas été couverte).

On note par ailleurs, que de la ZEE mauritanienne paraît moins productive comparée à l'écosystème du nord du Benguela, qui présente des caractéristiques similaires. Ces résultats sont obtenus par la comparaison des sorties de deux modèles Ecopath réalisés pour les deux écosystèmes à la fin des années 1980. Malgré l'accumulation de certains indices scientifiques

tendant à confirmer ce résultat, des investigations plus poussées sont encore nécessaires pour affirmer ou infirmer cette conclusion.

Des résultats utiles pour la définition des protocoles d'observations

Sur la base de différents jeux de données, on montre que plusieurs facteurs affectent de façon parfois significative la variabilité de l'abondance des espèces de petits pélagiques (bathymétrie, cycle nyctéméral, phase lunaire). Ces facteurs ne sont actuellement pas pris en compte dans les protocoles d'échantillonnages des campagnes acoustiques ni dans celui établi pour la collecte des statistiques de pêche.

Répartition temporelle et spatiale des espèces et de l'effort de pêche

L'étude de la répartition temporelle et spatiale dépend fortement de l'échelle choisie (dictée en fait par les données). Ainsi, ce travail souligne l'importance des grandes séries historiques des campagnes acoustiques (1974-2001) dans la compréhension de la variabilité des stocks de petits pélagiques. En effet, il apparaît que sur le long terme une certaine stabilité des biomasses est observée. Cela permet de relativiser l'importante chute enregistrée sur la période récente pour la majeure partie des ressources de petits pélagiques, notamment en zone mauritanienne. Malgré cette relative stabilité globale, on met en évidence une baisse d'abondance (PUE et données de campagnes) pour les sardinelles et les chinchards dans la zone mauritanienne et dans les années récentes. Ceci probablement lié aux migrations évoquées plus haut, mais surtout suite à l'intensification de l'effort de pêche qui a été multiplié par 4 entre 1994 et 2002. L'intensité de l'effort de pêche appliqué aux chinchards est également évoqué comme étant l'origine de la quasi-disparition du sabre parmi les captures de ces flottilles à partir de 1999. En revanche la diminution drastique de l'abondance et des captures de la sardine et son remplacement par l'anchois semble être attribuée à la variabilité environnementale. L'évolution opposée entre ces deux espèces est largement observée de par le monde.

Pour les statistiques de pêche dans la ZEE mauritanienne, les données ventilées par carrés de 30 x 30' et à l'échelle du mois sont utilisées. Le modèle de distribution des espèces a permis de prédire de nouvelles zones potentielles de grandes productivités notamment au large en zone nord. Ces zones sont faiblement prospectées par la pêche et les campagnes acoustiques. Néanmoins, les données obtenues par des observations effectuées dans le début des années 1970 corroborent ce résultat (Maigret, 1972). En outre, la présence des filaments qui portent parfois loin au large, est aussi de nature à appuyer ce schéma.

On observe aussi une forte saisonnalité de la distribution de l'effort de pêche en ZEE mauritanienne qui découle de la grande mobilité et de l'opportunisme des flottilles industrielles. On passe en effet, d'une exploitation de l'ensemble de la zone en début d'année à une concentration dans la seule zone nord pendant la saison chaude, accompagnant ainsi la migration vers le nord des espèces à affinités tropicales.

Des diagnostics sur l'état des stocks

L'évaluation de l'état des stocks des espèces étudiées est conduit pour l'ensemble de la région. L'analyse des cohortes et le modèle de rendements par recrue, appliqué pour la première depuis 1998, indique que le stock de *Trachurus tracaë* se trouve à un niveau satisfaisant. Les résultats du modèle global montrent une pleine exploitation.

Pour les sardinelles, seul le modèle global a été appliqué. Il met en évidence que cette ressource est pleinement exploitée et que la biomasse totale n'a cessé de diminuer depuis 1995. Celle-ci se trouverait en dessous du seuil critique (moins de 800 000 tonnes) depuis 2000.

Exploitation et aménagement

Les changements intervenus dans le régime de l'exploitation des ressources se sont traduits par des variations importantes dans les captures et ont entraîné des modifications très appréciables dans la répartition de l'activité des flottilles de pêche et les compositions spécifiques. Sur la période d'étude, la composition des captures indique bien que la pêcherie chaluhière pélagique dans son ensemble a changé de nature, d'une pêcherie ciblant essentiellement les chinchards (*T. trachurus* et *T. trecae*), elle recherche désormais de façon importante les clupéiformes (sardinelles, anchois et sardine). Ces fortes variations s'expliquent probablement plus par les conditions d'exploitation affectant les flottilles étrangères que par l'état des stocks.

Il apparaît aussi que l'exploitation des petits pélagiques en Mauritanie et au Sahara demande encore la présence des flottilles étrangères, en raison des possibilités de captures limitées des nationaux au niveau de ces deux zones. En outre, la contribution de la flottille de l'Union européenne est de plus en plus importante dans les débarquements des sardinelles. Dans un proche avenir, elle pourrait supplanter complètement les flottilles de l'est européen pour ce segment. En effet, les chantiers de construction navale de ces pays ont fermé en cascade depuis le début des années 1990 et les bateaux actuels sont vétustes. Cela pose à terme le problème de l'exploitation des chinchards et du maquereau.

On constate aussi que globalement les accords de pêche ne sont pas inscrits dans le cadre d'une politique à long terme, visant la domestication de l'activité, et répondent souvent à des considérations du moment. Cette politique de gestion à court ou moyen terme est-elle salvatrice ? Plusieurs écosystèmes similaires ont connu des effondrements retentissants aux conséquences socio-économique incalculables où la pêche a été incriminée alors que dans notre cas la région est épargnée jusqu'à présent. Il est vrai que lorsqu'une surcapacité domestique s'installe, il est difficile de s'en « débarrasser » au moment opportun, c'est-à-dire lorsque les stocks commencent à montrer des signes inquiétants. Or, la capacité de capture des flottes de pêche ne s'adapte pas aussi vite à ces fluctuations si elles n'ont pas d'autres alternatives, c'est-à-dire si elles ne doivent (peuvent) pas quitter la zone « sinistrée ». A plusieurs reprises, nous avons observé une tendance surprenante à l'autorégulation de l'effort de pêche industriel dans la zone mauritano-saharienne. Ceci traduit peut-être le fait que ces flottilles sont à la limite de la rentabilité et que toute baisse de captures des principales espèces cibles peut affecter directement leur activité et conduirait donc à leur retrait.

Il est assez facile de laisser faire et de ne gérer ces pêcheries qu'en cas de crise. Ce type de gestion serait pratique si les solutions adoptées n'étaient pas toujours douloureuses pour le secteur des pêches et les secteurs économiques associés (Cury et Roy, 1989b). Mais étant donné que la Mauritanie n'a pratiquement pas de moyens de captures propres pour ces ressources, les incidences économiques et sociaux directs d'un éventuel effondrement seront limités. Ce n'est pas le cas pour le Sénégal où plusieurs centaines de milliers de personnes dépendent des espèces de petits pélagiques, ni d'ailleurs pour l'écosystème marin où notre travail a montré le rôle pivot de ces espèces.

Les pays de la région auront donc intérêt à mieux cordonner leur politique et à négocier simultanément leurs accords avec les pays pêcheurs dans le cadre de la CSRP³⁶ par exemple. En effet, le non-renouvellement d'un accord par un pays côtier pousse les pays pêcheurs à rechercher des droits dans les autres pays riverains. Par ailleurs, la présence des flottilles étrangères a plusieurs implications sur les politiques menées dans ces différents pays et les conséquences sur le suivi scientifique et la surveillance. L'hétérogénéité des flottilles, la mobilité de leurs opérations et la variabilité des cadres légaux dans lesquels elles opèrent, constituent un obstacle considérable à la mise en place d'un système de contrôle efficace des activités de ces flottilles.

Perspectives

En définitive et pour améliorer les avis scientifiques pour une gestion durable, l'analyse des séries de données historiques a permis de dégager un ensemble de facteurs seuls ou combinés, responsables de la grande variabilité observée des biomasses et des captures de petits pélagiques dans la région Nord Ouest Africaine. D'autres études sont aussi importantes. Il s'agit notamment des aspects socio-économiques, de l'étude de la pêche artisanale de petits pélagique dans la zone mauritanienne, d'une meilleure identification des stocks (génétique, marquage) et d'une meilleure détermination de l'âge (décomposition polymodale sous contrainte, micro-stries, microchimie). De plus, l'approfondissement de l'étude de la variabilité des biomasses et des captures dans les zones sud de la Mauritanie et du Sénégal permet de mieux connaître les schémas de migration car ceux qui sont actuellement retenus pour la sardinelle ronde ne sont pas (plus) adaptés.

Les résultats de ces nouvelles investigations permettent de disposer, *in fine*, d'un tableau complet pour renforcer les politiques de gestion des pays concernés au plus grand intérêt des populations de ces pays et de la durabilité des ressources.

³⁶ Commission sous-régionale des Pêches regroupant la Mauritanie, le Sénégal, la Gambie, la Guinée, la Guinée Bissau et le Cap Vert.

BIBLIOGRAPHIE

- Abaunza, P., A. Celso Fariña et A. Murta, 2003. Applying biomass dynamic models to the southern horse mackerel stock (Atlantic waters of Iberian Peninsula): a comparison with VPA-based methods. *Sci. Mar.* : 291-300.
- Allen P.M. et J.M. McGlade 1986. Dynamics of discovery and exploitation: the case of the Scotian shelf groundfish fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 43, 1187–1200.
- Andronov V.N. et J. Maigret , 1980. - Composition et distribution du zooplancton sur les côtes de Mauritanie. *Bull. Centr. Rech. Océanogr. et des Pêches*, 7-8: 65-86.
- Anonyme, 1944. *World Atlas of sea surface temperatures*. 2nd Ed. Office US Navy No 225.
- Anonyme, 1982. Preliminary report on surveys with the R/V DR. Fridtjof Nansen in West African waters, 1981; Mauritania to Guinea Bissau, May 1981; Guinea to Ghana, June 1981 and Mauritania to Guinea-Bissau, September 1981 [Mauritania December 1981], Bergen, Norway, Institute of Marine Research : 109.
- Anonyme, 1983.- Synthèse des données hydro-acoustiques de la région Sénégal-Mauritanie. Centre Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye, Centre National de Recherches Océanographiques et des pêches de Mauritanie.
- Anonyme, 1984a. Recherches soviétiques sur les chinchards et maquereaux de la zone Nord du COPACE. FAO, COPACE/TECH/84/59 (Fr.), 111 pp.
- Anonyme 1984b. Final report of the R/V DR. Fridtjof Nansen fish resource surveys off West Africa from Agadir to Ghana, May 1981 - Mar 1982: Report on the R/V DR. FRIDTJOF NANSEN Surveys Off West Africa: Morocco to Ghana, and Cape Verde, May 1981 - March 1982 CECAF/ECAF Series, no. 84/29, p. 1-155.
- Anonyme, 1995. compte rendu de la campagne de prospection acoustique de la biomasse des espèces pélagiques du plateau continental mauritanien réalisée avec le N/O "AtlantNIRO" 1995 en Septembre-Octobre Kaliningrad 1995: 10p. et annexes.
- Anonyme, 1996. Biodiversité du littoral mauritanien : premières données sur l'entomofaune littorale dunaire et premières indications sur la microfaune interstitielle des sables. Montpellier: CIRAD. 31p.
- Anonyme, 2000. Etude sur les conditions d'affrètement des navires pélagiques. Promoconsult Oceanic Developpement 47 pages + annexes.
- Anonyme, 2004. Stock Assessment Workshop formal report: Benefit / Nrf / Bclme (6 – 11 December 2004, University of Cape Town). 80p.
- Arfi, R., 1984. Variations d'intensité de l'upwelling nord-mauritanien entre 1955 et 1982. Implications écologiques. *Bull.Centr.Nat.Rech.Océanogr. et des pêches*, Nouadhibou, 12(1): 1–30
- Arfi, R., 1985. Variabilité inter-annuelle d'un indice d'intensité des remontées d'eau dans le secteur du Cap Blanc. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*42 :1969-1978
- Ba I., 1988. Biologie et dynamique des populations d'anchois (*Engraulis encrasicolus*) des côtes mauritaniennes. Thèse de 3 cycle, Univ. Bretagne Occidentale:138p
- Bakun, A. et R.H. Parrish, 1982. Turbulence, transport and pelagic fish in the California and Peru Current systems. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Resports*, 23: 99-112
- Bakun, A. et Parrish, R.H. 1990. Comparative studies of coastal pelagic fish reproductive habits: the Brazilian sardine (*Sardinella aurita*). *J.Cons.int.Explor.Mer.*, 46: 269-283.
- Bakun, A., 1996 : Patterns in the Ocean: Ocean Processes and Marine Population Dynamics. La Paz, BCS Mexico. California Sea Grant College System . NOAA. CIB. 323p.
- Bakun, A., Cury, P., 1999. The "school-trap": a mechanism promoting large-amplitude out-of-phase population oscillations of small pelagic fish species. *Ecol. Lett.* 2, 349–351.
- Barbault R, 1992. Ecologie des peuplements. Structure, Dynamique et Evolution. Ed. Masson, Paris. 273p.
- Barkova N. A et L.N. Domanesky 1985. Etat des stocks de la sardine (*Sardina pilchardus* Walbum) dans la division statistique 34.1.3. COPACE/PACE/SERIES 85/39 : 80-96.

- Barton, E. D. 1985. Structure and variability of the central water mass front off Cabo Blanco. 'October 1981-April 1982. In : C. Bas, R. Margalef et P. Rubies, eds. Simposio Internacional sobre las areas de afloramiento mas importantes del Oeste Afiicano, Instituto de investigaciones pesqueras, Barcelona, Vol. 1 : 49-61.
- Barton, N. H., et G. M. Hewitt, 1985. Analysis of hybrid zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 16 : 113-148
- Barton, E.D., 1998. Eastern boundary of the North Atlantic - northwest Africa and Iberia. A.R.Robinson and K.Brink (eds). In *The Sea*, Volume (11) : 633-657
- Barton, E. D., J. Arístegui, P. Tett, M. Cantón, J. García-Braun, S. Hernández-Leon, L.Nykjaer, C. Almeida, J. Almunia, S.Ballesteros, G. Basterretxea, J. Escánez, L. García-Weill, A. Hernández-Guerra, F. López-Laatzén , R. Molina, M.F. Montero, E. Navarro-Pérez, J.M. Rodríguez, K. van Lenning, H. Vélez et K. Wild 1998. The coastal transition zone of the Canary Current upwelling region. *Progress in Oceanography* (41) : 455-504.
- Baumgartner, T. I., A. Soutar, et V. Feirreira Bartrina, 1992. Reconstruction of the historic of Pacific sardine and northern anchovy; population over the past tw millennia from sedimentc of the Santa Barbara Basin, California. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep* : 3324-3340.
- Begg G.A. et G.Marteinsdottir, 2000. Spawning origins of pelagic juvenile cod *Gadus morhua* inferred from spatially explicit age distributions: potential influences on year-class strength and recruitment. *Mar.Ecol. Prog. Ser.* 202 : 193-217.
- Belvèze, H., 1984. Biologie et dynamique des populations de sardine (*Sardina pilchardus* Walbum) peuplant les côtes atlantiques marocaines et proposition pour un aménagement des pêcheries. Brest, Université Bretagne Occidentale Brest, France : 532p.
- Berrit G.R. et J.P.Rébert 1977. Océanographie physique et productivité primaire, le milieu marin de la Guinde Bissau et ses ressources vivantes : le point des connaissances. ORSTOM Ministère de la coopération Paris.
- Beverton, R.J.H., 1998. Fish fact and fantasy. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8, 229-249.
- Biais G. 1995. la gestion des pêches par contingentement des captures dans le nord-ouest de l'Europe Premier Forum Halieumétrique, Rennes, 29-06 au 01/07/1993 : 309-317.
- Bianchi G., T.Stromme. O.Alvheim 1998. Review of the pelgic surveys off north-west Africa in the 1990'S: Surveys by the RV Dr.Fridtjof Nansen Morocco, Mauritania, Senegal The Gambia. Working Paper. Manuscrit 29p.
- Binet D., 1982. Influence des variations climatiques sur la pêche de *Sardinella aurita* ivoiro-ghanéennes : relation sécheresse-surpêche. *Oceanol. Acta*, 5 : 443-452.
- Binet D.1988. Rôle possible d'une intensification des alizés sur les changements de répartition des sardines et sardinelles le long de la côte ouest africaine. *Aquat. Living Resour.*, 1 : 115 - 132.
- Binet, D. 1991: Dynamique du plancton dans les eaux côtières ouest- africaines: écosystèmes équilibrés et déséquilibrés. in pêcheries Ouest-Africaine. Variabilité, Instabilité et Changement. Edition ORSTOM Paris : 117-136.
- Binet, D., Samb, B., Taleb Sidi, M., Levenez, J.J., Servain, J., 1998. Sardines and other pelagic fisheries changes associated with trade wind increases in the Canary current upwelling (26°N-14°N), late 1960s-early 1990. In: Durand,M.-H., Mendelssohn, R., Cury, P., Roy, C., Pauly, D. (Eds.), Global versus local changes in upwelling systems.Coll. & Séminaires. Orstom, Paris : 211-233.
- Blackburn, N., et W. Newell, 1976. Distribution and ecology of pelagic fish studied from eggs and larvae in an upwelling area of Spanish Sahara. *NOAA Fish. Bull.* 74 (4) : 885-896.
- Blackburn, M. 1978. Zooplankton in an upwelling area off northwest Africa: composition, distribution and ecology. *Deep Sea. Research* (26) : 41-56.
- Blaxter, J.H.S., et J.R. Hunter, 1982. The biology of clupeoid fishes. *Adv. Mar. Biol.* (20) : 3-223.
- Blaxter, J. H. S., 1986, Development of sense organs and behavior of teleosts larvae with special reference to feeding and predator avoidance. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115: 98-114.
- Boély T et P. Fréon, 1979. Les ressources pélagiques côtières in : J.P. Traodec et S. Garcia (eds). Les ressources halieutiques de l'Atlantique Centre-est. Première partie: les ressources du golf de Guinée, de l'Angola à La Mauritanie. *FAO Doc. Tech.*, 186. 167p.

- Boély T, Fréon P et B. Stequert, 1982. La croissance de *Sardinella aurita* (Val. 1847) au Sénégal. *Océanogr trop.* 17 (2) : 103-119.
- Boély T. 1980. Biologie de deux espèces de sardinelles : *Sardinella aurita* (Valenciennes 1987) et *Sardinella maderensis* (Lowe 1841) des côtes sénégalaises. Thèse doctorat d'état. Université de Paris 6 : 287p.
- Boely T., J. Chabanne, P. Fréon, B. Stéquert, 1982. Cycle sexuel et migrations de *Sardinella aurita* sur le plateau continental ouest-africain, des Iles Bissagos à la Mauritanie. Rapp. P.-v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer., 180 : 350-355.
- Bory, A. Jeandel. C.; N. Leblond, A. Vangriesheim, A. Khripounoff, L. Beaufort, C. Rabouille, E. Nicolas, K. Tachikawa, H. Etcheber et P. Buat-Menard, 2001. Downward particle fluxes within different productivity regimes off the Mauritanian upwelling zone (EUMELI program). *Deep-sea Research I* (48) : 2251-2282.
- Buckley L.J. et R.G., Lough R. G. 1987. Recent growth, biochemical composition, and prey field of larval haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) on Georges Bank. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (44) : 14-25.
- Butler, J. L., 1991. Mortality and recruitment of pacific sardine, *Sardinops sagax caerulea*, larvae in the California Current. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 48, 1713–1723.
- Caddy, J.F., et R. Mahon., 1996. Points de référence en aménagement des pêcheries. FAO Document Technique sur les pêches., 347 : 1-101.
- Cadima, E.L., 2002. Manual of fish stock assessment. FAO Fisheries Technical, 393 : 170p.
- Camarena L. T., 1986.- Les principales espèces de poissons pélagiques côtiers au Sénégal : biologie et évaluation des ressources. Thèse Univ. Bretagne Occidentale. : 187 p.
- Carr, M.-E. et E.J. Kearns, 2003. Production regimes in four Eastern Boundary Current systems. *Deep Sea Research II* (50) : 3199–3221.
- Caverivière, A., 1991. L'explosion démographique du baliste (*Balistes carolinensis*) en Afrique de l'Ouest et son évolution en relation avec les tendances climatiques. in pêcheries Ouest-Africaine. Variabilité, Instabilité et Changement. Edition ORSTOM Paris : 354-367.
- Chavance P., 1988 - Description de l'activité des flottilles pélagiques industrielles en 1987 dans la ZEE mauritanienne. *Bull. Centr. Nat. Rech. Océanogr. et Pêches, Nouadhibou*, (17) : 1–29.
- Chavance P. 1990-Description de l'activité de la flottille pélagique industrielle en 1988 dans la ZEE mauritanienne. *Bull Centr. Rech. Océanogr. et des Pêches, Nouadhibou*, (20) : 66-87
- Chavance P., Ba I. et S. Krivospitchenko, 1991a. Les ressources pélagiques In : L'environnement, les ressources et les pêcheries de la ZEE mauritanienne. *Bull. Cent. Nat. Rech. Océanogr. et des Pêches, Nouadhibou*, 23 : 28-72.
- Chavance P. Y. Loktionov et M. O. Mahfoudh, 1991b. Importance des saisons de transition hydrologiques et impact des anomalies climatiques sur l'activité d'une flottille industrielle pélagique dans la ZEE mauritanienne. In Cury P et C. Roy (eds), 1991-Pêcheries ouest africaines : variabilité, instabilité et changement. ORSTOM éditions : 246-258.
- Chikhi L., 1995.- Differentiation génétique chez *Sardinelle aurita* et *S. maderensis*. Allozymes et DN mitochondrial. Université Paris VI, Paris, 239 p.
- Christensen V., 1992. Ecopath II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Modelling* 61(3/4): 169-185.
- Christensen, V. et D. Pauly (eds), 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26: 390 p.
- Clucas, I. J., 1997. The utilization of bycatch/discards. In Papers Presented at the Technical Consultation on Reduction of Wastage in Fisheries, Tokyo, Japan, 28 October±1 November 1996,. FAO Fisheries Report 547 (Suppl.1) : 25-44.
- Cole J., et J. McGlade, 1998. Clupeoid population variability, the environment and satellite imagery in coastal upwelling systems. *Rev. Fish. Biol. Fish* (8) : 445–471
- Conand F., et E. Fagetti, 1971. Description et distribution saisonnière des larves de sardinelles des côtes du Sénégal et de la Gambie en 1968 et 1969. *Cah. ORSTOM., sér. Océanogr., vol. IX, no 7* : 293-318.

- Conand F. et C. Franqueville, 1973. Identification et distribution saisonnière de larves de Carangidés au large du Sénégal et de la Gambie Bulletin de L'I.F.A.N. T. XXXV : 951-978.
- Conand, F., 1977 Oeufs et larves de la sardinelle ronde (*Sardinella aurita*) au Sénégal : distribution, croissance, mortalité, variations d'abondance de 1971 à 1976. Cah.ORSTOM, sér Océanogr., 15(3):201–214
- Conand, F., 1982. the abundance of larvae of the gilt sardine of the northwest African stock in relation to the fishery Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 178: 161-162. 1981.
- Corten A. 1999a. La pêche des petits pélagiques dans les eaux mauritaniennes par les pays de l'Union Européenne in Evaluation des stocks et des pêcheries mauritaniennes. Voies de développement et d'aménagement. Rapport du quatrième groupe de travail du CNROP. Nouadhibou. Mauritanie du 07-13 décembre 1998. COPACE/PACE SERIES 99/64 : 120-135.
- Corten A., 1999b. The reappearance of spawning Atlantic herring (*Clupea harengus*) on Aberdeen Bank (North Sea) in 1983 and its relationship to environmental conditions Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56 (11): 2051-2061
- Corten, A. 2000. A possible adaptation of herring feeding migrations to a change in timing of the *Calanus finmarchicus* season in the eastern North Sea. ICES J. Mar. Sci. 57 : 1261–1270.
- Corten A., 2001a Northern distribution of North Sea herring as a response high water temperatures and/or low food abundance Fisheries Research 50 189-204
- Corten A., 2001b Changes in the distribution of North Sea herring due to climate fluctuations Rijksuniversiteit Groningen PHD 228 p.
- Cotter A.J.R., Burt L., C.G.M. Paxton, 2004. Are stock assessment methods too complicated ? Fish and Fisheries , (5) 235–254.
- Cowen R.K., Lwiza K.M.M, Sponaugle S, Paris C.B., et D. Olson, 2000. Connectivity of marine populations: Open or closed ? Science 287: 857–859.
- Csirke, J., 1995. Fluctuations in abundance of small and mid-sized pelagics. Scientia Marina 59(3-4):481-490.
- Cubillos L.A et F.A. Dagoberto 2002. Recruitment of common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) off central-south Chile in the 1990s and the impact of the 1997–1998 El Niño Aquat. Living. Resour. 15 : 87–94
- Cury P., et C. Roy., 1987. Upwelling et pêche des espèces pélagiques côtières de Côte d'Ivoire : une approche globale. Oceanol. Acta, 10, 347-357.
- Cury, P. et C. Roy. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46 : 670–680.
- Cury P. et C. Roy (Eds), 1991 - Pêcheries Ouest-Africaines, Variabilité, Instabilité et changement. Editions de l'ORSTOM, Paris: 525p.
- Cury, P. 1994. Obstinate Nature : an ecology of individuals. Thoughts on reproductive behaviour and biodiversity. Can. J. Fish. Aquat. Sci, 51(7): 1664-1673.
- Day J.W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp, et A. Yanez Arancibia, 1989. Estuarine Ecology. John Wiley & Sons. New-York : 558 p.
- Deb, D., 1997. Trophic uncertainty vs parsimony in food web research. Oikos 78 : 191–194.
- DeBruyn A.M.H. et J. J. Meeuwig, 2001. Detecting lunar cycles in marine ecology : periodic regression versus categorical ANOVA Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol. 214 : 307–310,
- Demarcq H. et V.Faure, 2000. Coastal upwelling and associated retention indices derived from satellite SST. Application to *Octopus vulgaris* recruitment Oceanologica Acta Volume 23 : 391-408.
- DeYoung B., et G.A Rose 1993. On recruitment and distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua*) off Newfoundland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. (50) : 2729–2741
- Do Chi T.1994. (ed) Rapport du groupe de travail ad-hoc sur les sardinelles et autres espèces pélagiques côtiers de la région nord du COPACE/PACE/SERIES Rome FAO 91/58 : 295p.
- Dobruvin B. Mahfoud M. et S. Dedah, 1991. La ZEE mauritanienne et son environnement géographique géomorphologique et hydroclimatique. In Chavance, P. et M. Girardin

- (eds.). L'environnement, les ressources et les pêcheries de la ZEE mauritanienne. Bull. Centr. Rech. Océanogr. et des Pêches, Vol.23 :pp :6-27.
- Domain F. 1980. Contribution a la connaissance de l'écologie des poissons démersaux du plateau continental sénégal-mauritanien. Thèse de doctorat d'Etat. Paris VI. : 480 p.
- Doucet, F., Pearse P. H. et J-P. Troadec, 1981. Mauritanie : Politique de développement et d'aménagement des pêches dans la zone économique exclusive'. Rapport FAO FI : TCP/MAU/0001 : 135p.
- Dower J.F. et R. I. Perry, 2001. High abundance of larval rockfish over Cobb Seamount, an isolated seamount in the Northeast Pacific Fisheries Oceanography 10 : 268-274
- Duce R.A. et N.W. Tindale, 1991. Atmospheric transport of iron and its deposition in the ocean . Limnol. Oceanogr., 36 (8) : 1715-1726.
- Ettahiri, O. 1996. Étude de la phase planctonique de la sardine, *Sardina pilchardus*, et de l'anchois, *Engraulis encrasicolus* des côtes atlantiques marocaines. Thèses Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Brest : 262p.
- Ettahiri, O. 1997. Caractéristiques des frayères et nourriceries de la sardine, *Sardina pilchardus*, des côtes Atlantiques Marocaines (stock central). In Lamboeuf (ed) groupe de travail ad hoc sur les sardines et atelier COPACE sur les méthodes avancées pour l'évaluation des stocks. Casablanca 17-28 février 1997. COPACE / PACE SERIES 97/61 Rome FAO.
- Ettahiri O, A. Berraho, G. Vidy, M. Ramdani, et T. Dochi 2003. Observation on the spawning of *Sardina* and *Sardinella* off the south Moroccan Atlantic coast (21–26°N) Fisheries Research 60 : 207–222.
- FAO, 1974. Méthodes de recherches sur les ressources et leur application Manuel de Science Halieutique deuxième partie. FAO Documents techniques sur les pêches - T115 Rev.1 : 255 p.
- FAO, 1979. Rapport de la deuxième réunion du Groupe de travail sur la sardine *Sardina pilchardus*. COPACE/PACE Séries 79/15 (Fr). Dakar et Casablanca.
- FAO, 1980. Rapport de la réunion spéciale sur la mesure de l'effort de pêche appliquées aux petites espèces pélagiques dans la zone nord du COPACE. COPACE/TECH/80/19(Fr).79p.
- FAO, 1983. Rapport du deuxième groupe de travail ad hoc sur les chinchards et les maquereaux de la zone Nord du COPACE. Nouadhibou, Mauritanie, 30 janvier au 4 février 1983 COPACE/PACE/SERIES/83/27 188 p.
- FAO, 1987. Rapport du troisième groupe de travail ad hoc sur les chinchards et les maquereaux de la zone Nord du COPACE. COPACE/PACE/SERIES/87/46 : 190p.
- FAO., 1995. Evaluation des stocks et des pêcheries mauritaniennes : Voies de développement et d'aménagement. Rapport du 3ème groupe de travail CNROP. Nouadhibou, Mauritanie, 20-26 Novembre 1993. COPACE/ PACE/SERIES/95/60 114p.
- FAO, 1999. Evaluation des stocks et des pêcheries mauritaniennes. Voies de développement et d'aménagement. Rapport du quatrième groupe de travail du CNROP, Nouadhibou. Mauritanie, COPACE/ PACE/SERIES 99/64 : 186p.
- FAO. 2001. Report of the FAO Working Group on the assessment of small pelagic fish off Northwest Africa. Nouadhibou, Mauritania, 24-31 March 2001. FAO Fisheries Report. No. 657. Rome, FAO : 133p.
- FAO., 2002. Rapport du Groupe de travail de la FAO sur l'évaluation des petits pélagiques au large de l'Afrique nord-occidentale. Banjul, République de Gambie, 5-12 avril 2002. Rapport sur les pêches. No. 686. Rome, FAO. 2002 : 97p.
- FAO., 2003. Rapport du Groupe de travail de la FAO sur l'évaluation des petits pélagiques au large de l'Afrique nord-occidentale. Agadir, Maroc, 31 mars-10 avril 2003. Rapport de la FAO sur les pêches. No. 723. Rome, FAO. 2003 : 152p.
- FAO.2004. Report of the FAO Working Group on the Assessment of Small Pelagic Fish off Northwest Africa. Saly, Senegal, 17-27 March 2004. FAO Fisheries Report. No762. Rome, FAO. 2004 : 135p.
- Faure, V. Inejih, C.A. H. Demarcq et P. Cury, 2000 The importance of retention processes in upwelling areas for recruitment of *Octopus vulgaris* : the example of the Arguin Bank (Mauritania) Fisheries Oceanography 9 (4) : 343-355

- Fedoseev, A., 1970 Geostrophic circulation of surface waters on the shelf Northwest Africa, Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 159 : 32– 37
- Fisher, W. Bianchi, G. et W.B. Scott (eds), 1981. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Atlantique Centre-est; zone de pêche 34, 47(en partie). Canada Fonds de Dépôt. Ottawa, Ministère des pêcheries et Océans, en accord avec l'organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Vols.1-7: pages variables.
- Fonteneau A., 1988. Modélisation, gestion et aménagement des pêcheries thonières de l'Atlantique Centre-Est. In : Ressources pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique Centre-Est, A. Fonteneau, Marçille éd.,
- Fox, C.J., Dickey-Collas, M., et A.J Winpenny. 1997. Spring plankton surveys of the Irish Sea in 1995: the distribution of fish eggs and larvae. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS), Science Series Tech. Rep. 104, Lowestoft, Suffolk, UK.
- Fox, W. 1970. An exponential surplus yield model for optimizing fish populations. Trans. Am. Fish. Soc. 99: 80-88.
- Fox, W. 1975. Fitting the generalized stock production model by least-squares and equilibrium approximation. Fish. Bull 73: 23-37.
- Fraga R., 1974 - Distribution des masses d'eau dans l'upwelling de Mauritanie. Téthys, 6 : 5-10.
- Fraga, F., E.D. Barton et O. Llinas. 1985. The concentration of nutrients salts in "pure" North and south Atlantic Central Waters. In: C. Bas, R. Margalef et P. Rubies, eds. Simposio Internacional sobre las areas de afloramiento mas importantes del Oeste Africano, Instituto de investigaciones pesqueras, Barcelona, -Vol. 1, p. 25-36. :
- Frank, K.T. et W.C. Leggett, 1983. Multispecies larval fish associations: accident or adaptation?. Can. J. Fish. Aquat. Sci, 40: 754-762.
- Frank, K.T. et W.C. Leggett 1994. Fisheries ecology in the context of ecological and evolutionary theory. Annu. Rev. Ecol. Syst. 25: 401-422.
- Fréon P., B. Stequert et T. Boely, 1978. La pêche des poissons pélagiques côtiers en Afrique de l'Ouest des Iles Bissagos au nord de la Mauritanie: description des types d'exploitation Cah. O.R.S.T.O.M. sér.Océanogr., Vol. XVI, n° 3-4:209-228
- Fréon, P., B. Stéquert et T. Boely 1979, Les pêches sénégalaises: description et analyse des captures et des rendements des principales espèces pélagiques côtières. Rapport du Groupe de travail ad hoc sur les poissons pélagiques côtiers ouest-africains de la Mauritanie au Libéria (26°N à 5°N). COPACE/PACE Sér., (78/10) : 27-62
- Fréon, P., 1984. Des modèles de production appliqués à des fractions de stock dépendants des vents d'upwelling (pêche sardinière au Sénégal). Océanogr. Trop., 19 (1) : 67-94.
- Fréon P. 1988a. Réponses et adaptations des stocks des 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. Edition de l'ORSTOM, Colle. Etudes et Thèses. Paris 287p.
- Fréon P., 1988b. Introduction of environmental variables into global production models. In Int. Symp. Long Term Changes Mar. Fish Pop., Vigo (Spain). T. Wyatt and M.G. Larraneta, eds. Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, 481-528.
- Fréon P. 1991. L'introduction d'une variable climatique dans les modèles globaux de production. In Cury, P. et Roy, C. (Eds). Pêcheries Ouest-Africaines : variabilité, instabilité et changements. ORSTOM Editions, Paris : 395-424.
- Fréon, P., Gerlotto, F. and Mullon, C. 1991. Les changements d'échelle en halieutique : l'exemple des petits pélagiques côtiers. In SEMINFOR 4 : Ecosystèmes et sociétés. ORSTOM Editions : 343-363
- Fréon P., Levenez J.J. et I. Sow 1994. Trois décennies de pêche sardinière semi-industrielle au Sénégal : analyse multivariée de la pêcherie, des puissances de pêche et des rendements. In M. Barry-Gérard, T. Diouf and A. Fonteneau. (Eds). L'Evaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale Sénégalaise. ORSTOM Editions. pp. 265-312.
- Fréon, P., El Khattabi, M., Mendoza, J. et R.Guzmán 1997. Unexpected reproductive strategy of *Sardinella aurita* off the coast of Venezuela. Marine Biology, 128 (3) : 363-372.
- Fréon, P. et O. Misund 1999. Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour: effects on fisheries and stock assessment. Fishing News Books, 348 pp.

- Fréon, P., Mullon, C. et B. Voisin. 2003. Investigating remote synchronous patterns in fisheries. *Fish. Oceanogr.*, 12(4,5) : 443-457.
- Fromentin, J.-M. et B. Planque. 1996. Calanus and environment in the eastern North Atlantic. Role of the North Atlantic Oscillation on *Calanus finmarchicus* and *C. helgolandicus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 134: 111-118
- Gabric, A. J., Garcia, L., Camp, L. V., Nykjaer, L., Eifler, W., et W. Schrimpf, 1993. Offshore export of shelf production in the Cape Blanc (Mauritania) giant filament as derived from coastal zone colour scanner imagery. *Journal of Geophysical Research*, 98 : 4697–4712.
- Garcia, S. 1982. Distribution, migration and Spanning of the main fish resources in the northern CECAF Ana FAO. C. E. S. (En): 9p.11Carte hors format.
- Garcia S.1984. Les problèmes posés par l'aménagement des ressources instables. COPACE/PACE Séries 84/28. 38 p.
- García, F. Alemany et J.M. Rodríguez, 2002. distribution of tuna larvae off the balearic sea: preliminary results of the Tunibal larval survey. *Col.Vol.Sci.Pap.ICCAT*, 54(2): 554-560
- Garrison, L.P., Micheals, W., Link, J.S. et Fogarty, M.J. 2002. Spatial distribution and overlap between ichthyoplankton and pelagic fish and squids on the southern flank of Georges Bank. *Fish. Oceanogr.* 11 : 267–285
- Gascuel D., 1993 - Efforts et puissances de pêche : redefinition des concepts et exemple d'application. in : Les recherches françaises en lanluation et moddisations des ressources et des systèmes halieutiques, Gascuel et al. (éds.), ORSTOM Paris., Collection colloques et seminaire.
- Gascuel D. 1994 Modélisation de la dynamique des stocks exploités par la pêche artisanale sénégalaise : intérêt, limites et contraintes de l'approche structurale. In : L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise, Tome 2. Barry-Gérard M., T. Diouf, A. Fonteneau (éds). Colloques et Séminaires, ORSTOM Edition. Paris,
- Gascuel D. et M. Thiam 1994. Evolution de l'abondance des ressources démersales sénégalaises : estimation par modélisation linéaire des PUE, In : L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise, Tome 2. Barry-Gérard M., T. Diouf, A. Fonteneau éds. Colloques et Séminaires, ORSTOM éds. Paris : 191-214.
- Geider, R. J. et J. La Roche 1994. The role of iron in phytoplankton photosynthesis, and the potential for iron-limitation for primary production in the sea. *Photosynth. Res.* 39 : 275–301.
- Gerlotto, F. et B. Stéquert, 1978. La pêche maritime artisanale en Afrique de l'ouest. Caractéristiques générales. *Pêche Marit.* , 57(1202) : 278-285.
- Gerlotto, F. et P. Fréon. 1988. Influence of the structure and behaviour of fish school on acoustic assessment. *CIEM Statutory Meetings CM 1988/B/53* : 30 p.
- Girardin M., 1987. Estimation par chalutage des ressources démersales du plateau continental mauritanien. Missions du N/O N'Diogo ND 8609D et ND 8703D (septembre-octobre 1986 et mars-avril 1987). *Bull. Centr. Nat. Rech. Océanogr. et Pêches, Nouadhibou*, 15(1) : 31–52.
- Goffinet, T. 1992. Development and Fisheries Management : The Case of Northwest Africa, *Ocean and Coastal Management.* 17 : 105-136.
- Goudie A.S. et N.J. Middleton 2001. Saharan dust storms: nature and consequences *Earth-Science Reviews* (56) : 179–204.
- Guénette, S., et T. Morato, 2001. The Azores Archipelago, 1997. In: Fisheries impacts on North Atlantic Ecosystems: Models and analyses. pp. 241-270, Ed. par S. Guénette, V. Christensen, et D. Pauly, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada, Vol. 9 (4) 344p.
- Guerzoni, S., Molinaroli, E., Chester, R., 1997. Saharan dust inputs to the western Mediterranean Sea: depositional patterns, geochemistry and sedimentological implications. *Deep-Sea Research II* (44) : 631-654.
- Guisan A., C. Thomas, Jr., Edwards et T. Hastie 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* (157) : 89-100.
- Gunderson, D. R., 1993 - Surveys of fisheries ressources. John Wiley and Sons, Inc. Now York, 248p.
- Hagen, E. 2001. Northwest African upwelling scenario. *Oceanologica Acta*, 24(Suppl.): 113–128.

- Hastie T., Tibshirani R, 1990. Generalized additive models. London : Chapman and Hall.335 pages.
- Hatanaka, H., 1979. Studies on the fishery biology of common octopus off the northwest coast of Africa. Bull.Far Seas Res.Lab., (17) : 13–125.
- Hay W.W. et J.C. Brock 1992. Temporal variation in intensity of upwelling off southwest Africa. In Upwelling Systems: Evolution Since the Early Miocene, Summerhayes CP, Prell WL, Emeis KC (eds). Special Publication63, Geological Society Publishing House: Bath : 463–497.
- Herbland, A., Leborgne R. et B. Voiturez 1973. Production primaire, secondaire et régénération des sels nutritifs dans l'upwelling de Mauritanie." Doc.Scienti.Centre Rech.Oceanogr.Abidjan 4 : 1-75.
- Herbland A. et B.Voiturez, 1974. La production primaire dans l'upwelling mauritanien en mars 1973. Cah. O.R.S.T.O.M. ser. Océanogr.J., 12 (3) : 187-201.
- Hernandez-Leon, S., C. Almeida, L. Yebra et J. Aristegui. 2002. Lunar cycle of zooplankton biomass in subtropical waters: biogeochemical implications. Journal of Plankton Research, (24) : 935-939.
- Hilborn, R et C.J. Walters, 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York. 570 p.
- Hjort, J.1913. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe. Rapp.P-V. Réunion. Perm. int. Explo. Mer., 19: 1-228.
- Hunstman, S.A et R.T. Barber. 1977. Primary production of northwest Africa : the relationship to wind and nutrient conditions. Deep-Sea Res. 24:25-33
- Hunter, J.R. et C. Kimbrell, 1980. Early life history of Pacific mackerel, *Scomber japonicus*. Fish. Bull. U.S., 78: 89-101.
- Ihaka, R., et R. Gentelman. 1996. R: a language for data analysis and graphics. J. Comput. Graph. Stat. 5: 299-314.
- IMROP, 2004. Rapport du 5e Groupe de travail IMROP. Evaluation des stocks et aménagement des pêcheries de la ZEE mauritanienne. Nouadhibou, Mauritanie. 7-17 décembre 2002. 205p.
- Jaques G. et P.Tréteur. 1986. Ecosystèmes pélagiques marins. Masson éd : 243.
- Jarre-Teichmann, A., et Pauly, D., 1993. Seasonal changes in the Peruvian upwelling ecosystem. In: Trophic models of aquatic ecosystems, pp. 307-314, Ed. par V. Christensen et D. Pauly, ICLARM Conference Proceedings. Vol. 26, 390 p.
- Jarre-Teichmann, A., et Guénette, S., 1996. Invertebrate benthos. In: Mass-balance models of North-eastern Pacific ecosystems. pp. 38-39, Ed. par D. Pauly et V. Christensen, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC, Vol. 4 (1) 129 pp.
- Jarre-Teichman, A., et Christensen, V., 1998. Comparative modelling of trophic flows in four large ecosystems: Global versus local effects. In: Global versus local changes in upwelling systems, pp. 423-443, Editions ORSTOM, Colloques et Séminaires.
- Jones, R.1983. The decline of herring and mackerel and associated increase in other species in the North sea,. In : G.D. Sharp et J. Csirke, (ed.) Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources, FAO Fish Rep. 291, 3 : 507-520.
- Jones D. 1999. Virtual overpopulation. Nature. Vol. 400
- Josse E., 1986. Analyse des résultats des campagnes d'écho-intégration organisées par le CNROP en 1983 et 1984. In Josse E. et Garcia S. (eds), 1986. Description et évaluation des ressources halieutiques de la ZEE mauritanienne. Rapport du Groupe de travail CNROP/FAO/ ORSTOM, Nouadhibou, Mauritanie, 16–27 septembre 1985 - COPACE/PACE Séries 86/37 : 226–247.
- Josse E. et S.Garcia 1986. Description et évaluation des ressources halieutiques de la ZEE mauritanienne. Rapport du Groupe de travail CNROP/FAO/ORSTOM. Nouadhibou, Mauritanie, 16-27 septembre 1985. FAO, COPACE/PACE SERIES 86/37: 310p.
- Josse E., 1987. La pêche industrielle des espèces pélagiques côtières en Mauritanie de 1979 à 1986. Première partie: La pêche à la senne tournante. Bull.Centr.Nat.Rech.Océanogr. et Pêches, Nouadhibou, 15(1) : 86–111

- Josse E., 1988. La pêche industrielle des espèces pélagiques côtières en Mauritanie de 1979 à 1986. Deuxième partie : La pêche au chalut pélagique. Bull.Centr.Nat.Rech.Océanogr.et Pêches, Nouadhibou, 17: 30– 60.
- Josse E. et P. Chavance, 1988. Evaluation acoustique des ressources en poissons pélagiques et semi-pélagiques de la région du plateau et du talus continental de la ZEE mauritanienne. Résultats de la campagne ND 8802 du N/O N'Diogo du 28 février au 13 mars 1988. Centr. Rech. Océanogr. et des Pêches, Nouadhibou, Archive N°25.
- Josse E. 1989. Les ressources halieutiques de la ZEE mauritanienne: description, évaluation et aménagement. Rapport du deuxième groupe de travail CNROP/FAO/ORSTOM. COPACE/PACE SERIES 89/49 : 237.
- Josse E., 1991- La pêche des petits pélagiques côtiers en Mauritanie. In Roy et Cury (eds) « Pêcheries Ouest Africaines: variabilité, instabilité et changement » : 234-245.
- Katsuragawa M., et W. Ekau, 2003. Distribution, growth and mortality of young rough scad, *Trachurus lathami*, in the south-eastern Brazilian Bight Journal of Applied Ichthyology 2003 19:1 21
- Kostianoy, A.G., 1991. System of filaments in the Canary upwelling region. Sov. J. Remote Sens. (Issled. Zemli Kosmosa), 5: 78-86 (en Russe).
- Kostianoy A.G et A.G. Zatsepin, 1996. The West African coastal upwelling filaments and cross-frontal water exchange conditioned by them Journal of Marine Systems : 349-359.
- Kuipers, B. R., Witte, H. J., et S.R. Gonzalez 1993. Zooplankton distribution in the coastal upwelling system along the Banc d'Arguin, Mauritania. In: Ecological studies in the coastal waters of Mauritania, Leiden, The Netherlands, Ed. par W.J. Wolff, J. Van Der Land, P. H. Nieuhuis, et P. A. W. J. de Wilde, Hydrobiologia, 258 : 133-150.
- Kullengerg, G. 1978. Light-scattering observations in frontal zones. J. Gesophys. Res. 8(C9) : 4863-4690.
- Laloë F., A. Samba, 1991. A simulation model of artisanal fisheries of Senegal. ICES Mar. Symp., 193, 281-286.
- Laloë F.1995a. Efforts effectifs-efforts nominaux, quelques questions de traduction, p. 189-201. In: Les recherches françaises en évaluation quantitatives et modélisation des ressources halieutiques. Premier forum Halieumétrique D. Gascuel, J. L. Durand, A. Fonteneau (éditeurs scientifiques), série Colloques et Séminaires, ORSTOM .
- Laloë F. 1995b. Should surplus production models be fishery description tools rather than biological models ? Aquat. Living Resour: 8, 1-12.
- Laurans M., D. Gascuel, A. Cavarivière et M. Thiam, 2002. Le stock de poulpe au Sénégal : diagnostic par un modèle global avec effet de l'environnement », in Cavarivière (A.), M. Thiam et D. Jouffre, (Eds) : Le poulpe *Octopus vulgaris*, Sénégal et côtes nord-Ouest africaines, Paris, I.R.D., (coll. Colloques et Séminaires). 385 p.
- Laurant J., Cosson, J. F., Cuisin, J., et L.Granjon, 1995. Biodiversité du littoral mauritanien : les mammifères du littoral mauritanien et liste de quelques observations ornithologiques. 77 p. Montpellier: CIRAD.
- Laurec A., 1977. Analyse et estimation des puissances de pêche. J. Cons. Int. ExpIor.Mer, 37, 173-185.
- Laurec A., et J. C. Le Guen, 1981. Dynamique des populations marines exploitées. CNEXO, Rapp. Sci. Techn., 45,117 p.
- Le Borgne R., 1978. Ammonium formation in Cape Timiris (Mauritania) upwelling. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 31 : 253-265.
- Le Borgne R., 1982. Zooplankton production in the eastern tropical Atlantic ocean : net growth efficiency and P:B in terms of carbon, nitrogen and phosphorus. Limno. Oceanogr., 27 (4) : 681- 698.
- Le Borgne R., 1983. Note sur les proliférations de Thaliacés dans le Golfe de Guinée. Océanogr. trop., 18, 49-54.
- Le Fur, J., 1998. Modeling fishery activity facing change : application to the Senegalese artisanal exploitation system In : Durand ; Cury ; Mendelsohn ; Roy (ed.); Bakun, A.); Pauly, (eds) - Global versus local changes in upwelling systems : ORSTOM, Paris (FRA), 1998 : p. 481-502.

- Leggett W.C. 1977. The ecology of fish migrations. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 8 : 285–308
- Leggett, W.C. et E. DeBlois 1994. Recruitment in marine fishes : is it regulated by starvation and predation in the egg and larval stages? *Neth. J. Sea Res.*, 32(2): 119-134.
- Leising A.W. et P.J.S., Franks, 1999. Larval Atlantic cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) growth on Georges Bank : a model with temperature, prey size, and turbulent forcing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56 : 25–36
- Le Page C., 1995. variabilité environnementale et structuration spatiale de la reproduction Application aux espèces de poissons pélagiques des zones d'upwelling Premier Forum Halieumétrique, Rennes, 29/06 au 01/07/1993 : 127-139
- Le Page C., et P.Cury.1996. Structuration spatiale de l'environnement et comportements de recherche d'un site de reproduction Etude des Phénomènes Spatiaux en Agriculture, La Rochelle (France), 6-8 décembre 1995 Paris, INRA Editions Les Colloques (78) :227-238.
- Lepple F. K., 1975 – Eolian dust over the North Atlantic Ocean. Ph. D., Dissertation Univ. of Delaware, Newark: 270
- LLinas, O., F. Fraga et E.D. Barton. 1985. Nutrient distributions in the central water mass front near Cabo Blanco, October 1981. In : C. Bas, R. Margalef et P. Rubies, eds. Simposio Intemacional sobre las areas de afloramiento mas importantes del Oeste Africano, Instituto de investigaciones pesqueras, Barcelona, Vol. (1) : 37-48.
- Lluch-Belda D, Lluch-Cota DB, Hernandez-Vazquez S, Salinas-Zavalas CA et R.A, Schwartzlose 1991. Sardine and anchovy spawning as related to temperature an upwelling in the California Current system. Reports of California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations (CalCOFI), 32 : 105–111.
- Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D.B., Hernández-Vázquez, S., et Salinas-Zavala, C.A. 1992. Sardine population expansion in eastern boundary systems of the Pacific Ocean as related to sea surface temperature. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 12: 147–155.
- Logerwell E.A. et P.E Smith 2001. Mesoscale eddies and survival of late stage Pacific sardine (*Sardinops sagax*) larvae. *Fish Oceanogr* 10:13–25
- Longhurst, A. 1998. Ecological geography of the sea. Academic press. San Diego California, 398 p.
- Longhurst, A. et D. Pauly, 1987. Dynamics of tropical fish populations. p.309-368. In : A. Longhurst and D. Pauly. Ecology of tropical oceans. Academic Press, San Diego.
- Lotktionov Y., 1989 - Analyse des variations de température de l'eau de surface le long des côtes mauritaniennes Annexe C. Groupe de travail 1988. 114-126 p.
- Ludwig D et C.I.,Walters, 1985. Are Age-Structured Models Appropriate For Catch-Effort Data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 42 (6): 1066-1072
- Mace, P.M., 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 110–122.
- Maigret, J., 1972. Campagnes expérimentale de pêche des sardinelles et autres espèces pélagiques (juillet, 1970-octobre 1971). Tome I. Observations concernant l'océanographie et la biologie des espèces. Soc. Centr. Equip. territ. intern.; mars 1972, 148 p.
- Maigret, J. et B.Ly 1986. les poissons de mer de Mauritanie.Ed. Sciences Nat. Compiègne : 85 p.
- Mangel M. et J.H.Beder 1985 Search and stock depletion: theory and applications. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 42, 150–163.
- Marchal E.,1991a (ed)- Rapport du groupe de réflexion sur les campagnes acoustiques d'études des stocks de la sous région Maroc-Mauritanie- Sénégal. Analyses des résultats et perspectives de recherches. Edition de l'ORSTOM, Collection Colloques et Séminaires Paris, 1991: 64 p.
- Marchal, E. 1991b. Location of the main West African pelagic stocks. In Pêcheries Ouest-africaines Variabilite, Instabilite et Changement (Cury, P. et Roy, C., eds), pp. 187–191. Paris: Editions de l'ORSTOM.
- Margalef, R. 1978. Phytoplankton communities in upwelling areas. The example of NW-Africa. *Oecologia Aquatica* 3: 97-132.
- Martin, J.H., R.M. Gordon, and S.E. Fitzwater. 1991. Iron limitation ? The case for iron. *Limnol. Oceanogr.* 36(8): 1793-1802
- Martin, J.H., K.H. Coale, K.S. Johnson, S.E. Fitzwater, R.M. Gordon, S.J. Tanner, C.N. Hunter, V.A. Elrod, J.L. Nowicki, T.L. Coley, R.T. Barber, S. Lindley, A.J. Watson, K. Van Scoy, C.S.

- Law, M.I. Liddicoat, R. Ling, T. Stanton, J. Stockel, C. Collins, A. Anderson, R. Bidigare, M. Ondrusek, M. Latasa, F.J. Millero, K. Lee, W. Yao, J.Z. Zhang, G. Fredrich, C. Sakamoto, F. Chavez, K. Buck, Z. Kolber, R. Green, P.G. Falkowski, S.W. Chisholm, F. Hoge, R. Swift, J. Yungle, S. Turner, Pl Nightingale, A. Hatton, P. Liss et N.W. Tindale, 1994. Testing the iron hypothesis in ecosystems of the equatorial Pacific, *Nature*, 371 : 123-129
- Massé, J. 1988. Utilisation de l'écho-intégration en recherche halieutique. Document IFREMER, DRV 88030 RH, Nantes.
- Matsuura, Y., 1977, A study of the undersampling problem of fish larvae observed at the fixed stations in south Brazil. *Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo*, 26: 273-283
- Matsuura Y. et R. Hewitt 1995. Changes in the spatial patchiness of Pacific mackerel, *Scomber japonicus*, larvae with increasing age and size. *Fish. Bull. U.S.*, 93: 172-178.
- Maus J. W.V. 1997. Sustainable fisheries information management in Mauritania; Implications of institutional linkages and the use of remote sensing for improving the quality and interpretation of fisheries and biophysical data PHD Thesis. 266 p
- Maxim C. et C. Maxim, 1988. Evaluation du stock de la sardinelle ronde (*Sardinella aurita*, Valenciennes 1874) Sénégal-Mauritanienne Cercetari marine IRCM Constata, 20/21: 313-344.
- McCullagh P, Nelder JA, 1989. Generalized Linear Models. 2nd edition, Chapman and Hall, Londres, 511 pages.
- Medina-Gaertner M., 1985. Étude du zooplancton côtier de la baie de Dakar et de son utilisation par les poissons comme source de nourriture. Thèse, Univ. Bret. occident., 141 p.
- Mendoza J.; P. Fréon; R. Gusman et R. Aparicio, 1998. *Sardinella aurita* population dynamics related to environmental parameters in the Southern Caribbean (Venezuela) in Global versus local changes in Upwelling System. Edition de l'ORSTOM, Collec. Colloques et Séminaires. Paris. : 293-309.
- Mesnil, B. 1980. Théorie et pratique de l'analyse de cohortes. *Rev.Trav. Inst. Pêches Marit.* 44: 119–155.
- Miller, T.J., L.B. Crowder, J.A. Rice et F.P. Marshall, 1988. Larval size and recruitment in fishes : toward a conceptual framework. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 1657-1670.
- Milliman, J.D., 1977. Effects of arid climates and upwelling upon the sedimentary regime off southern Spanish Sahara. *Deep Sea Res.* 24 : 95-103.
- Minas, H. J., Codispoti, L.A. et R.C., Dugdale 1982. Nutrients and primary production in the upwelling region off Northwest Africa. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer* 180 : 148-183.
- Misund, O. A., Luyeye, N., Coetzee, J., and Boyer, D. 1999. Trawl sampling of small pelagic fish off Angola: effects of avoidance, towing speed, tow duration, and time of day.—*ICES Journal of Marine Science*, 56: 275–283.
- Mittelstaedt E., 1982. Large-scale circulation along the coast of Northwest Africa. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.*, 180 : 50-57.
- Mittelstaedt E., 1983. The upwelling area off Northwest Africa. A description of phenomena related to coastal upwelling. *Prog. Oceanogr.*, 12, 307-331
- Mittelstaedt, E. 1991. The ocean boundary along the northwest African coast Circulation and oceanographic properties at the sea surface. *Prog. Oceanogr.* 26: 307-355.
- Möllmann C. et F.W.Köster. 2002 Population dynamics of calanoid copepods and the implications of their predation by clupeid fish in the Central Baltic Sea *J. Plankton Res.*; 24: 959-978.
- Moreau, J. 1995. Analysis of species changes in Lake Victoria using ECOPATH, a multispecies trophic model. p. 137-162. In T.J. Pitcher and P.J. B. Hart (editors) *The impact of species changes in African Lakes*. Chapman Hall, London.
- Moulin, C., Lambert, C.E., Dulac, F., et U. Dayan, 1997. Control of atmospheric export of dust from North Africa by the North Atlantic oscillation. *Nature*, Vol.387, No.6634 : 691-694
- Murphy, G.I. 1965. A solution of the catch equation. *J. Fish. Res. Board Can.* 22: 191–202.
- Nelson, D.M. et J.J. Georing. 1977. Near surface silica dissolution in the upwelling region off Northwest Africa. *Deep Sea Res.* 24 : 65-73.

- Nokamura, I. et N.V. Parin, 1991. FAO Species Catalogue Vol. 15 Snake mackerels and cutlassfishes on the world (families Gemphylidae and Trichuiridae) FAO, Fisheries Synopsis N°125, Vol 15: 136 p. 200 fig.
- Nykjaer, L., Van Camp, L. et P. Schlittenhardt, 1988. The structure and variability of a filament in the Northwest African upwelling area as observed from AVHRR and CZCS images. Proc. IGARSS 88 Symp., Edinburgh : 1097-1100.
- Nykjaer, L., et L. Van Camp, 1994. Seasonal and interannual variability of coastal upwelling along northwest Africa and Portugal from 1981 to 1991. Journal of Geophysical Research, 99, 14197-14208.
- Olivar M. P., P. Rubiès, J. Salat, 1985. Zooplankton biomass in Upwelling Regions off Northwest and Southwest Africa, Int. Symp. Upw. W. Afr., Inst. Inv. Pesq. Barcelona, 1, 471-477.
- Omori K 1995. The adaptive significance of a lunar or semilunar reproductive cycle in marine animals Ecol. Model. 82 : 41-49
- Ottersen, G., Planque, B., Belgrano, A., Post, E., Reid, P. C. et N.C Stenseth 2001. Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. Oecologia Aquatica 128: 1-14.
- Oudot, C. 1983. La distribution des sels nutritifs (NO₃-NO₂-PO₄-SiO₃) dans l'océan Atlantique intertropical oriental (région du Golfe de Guinée). Océanogr. trop. : 18-2 : 201-222.
- Ould Dedah S. 1995- Modelling a Multispecies Schooling Fishery in an Upwelling Environment, Mauritania, West Africa.. Ph. D. Dissertation, Louisiana State University, Baton Rouge, USA: 178 p.
- Ould Dedah, S., Wiseman, W., et R. Shaw, 1999a. Spatial and temporal trends of sea surface temperature in the northwest African region. Oceanologica Acta Vol 22, No. 3, pp 265 – 279.
- Ould Dedah, S., Shaw, R.F., et P.J. Geaghan 1999b. On the dynamics of the Mauritanian small-pelagic fishery, North-West Africa. S. Afr. J. mar. Sci. 21: 135-144
- Ould El Mahfoudh M, 2000 . Etude et modélisation conceptuelle de la corrélation entre l'oscillation nord atlantique (NOA) et la variabilité du système d'upwelling du Cap Blanc (Mauritanie). Mémoire de DEA. Université de Liège (Belgique) 51p.
- Ould Souelim, M. M. 1992. Contribution to the study of the pelagic fishery in the mauritanian 200 miles EEZ (description, stock assesment, by catch and management). Washington, university of Washington, Seattle, USA: 113p.
- Ould Souelim M.M. et M.M. Taleb Sidi, 1994. Rapport national sur les petits pélagiques côtiers pêchés dans la Zone Economique Exclusive de la Mauritanie in Do Chi, T. (ed.) Groupe de travail ad hoc sur les sardinelles et autres espèces de petits pélagiques côtiers de la zone nord du COPACE. Centre de Recherche de Océanographique de Dakar Thiaroye (Sénégal), 29 novembre – 3 décembre 1993. COPACE / PACE SERIES 91/58 : 63-72.
- Ould Taleb Ould Sidi, M. M., 1988. Etude des rejets de capture de la pêche marocaine en Atlantique marocain d'Assilah à Agadir. Mémoire de Maîtrise, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc, 96 pp.
- Ould Taleb Ould Sidi, M.M. 1996, Description de l'activité de la flottille industrielle pélagique dans la zone économique exclusive mauritanienne en 1990, Bulletin Scientifique du CNROP, 27, p. 28-40.
- Ould Taleb Sidi M. M ; Dedah S. et C.A. Inejih, 1997. Biologie et exploitation de la sardine dans la ZEE mauritanienne. In Lamboeuf (ed) groupe de travail ad hoc sur les sardines et atelier COPACE sur les méthodes avancées pour l'évaluation des stocks. Casablanca 17-28 février 1997. COPACE / PACE SERIES 97/61 Rome FAO.1997: 71-79
- Ould Taleb Sidi M. M 2000. Evolution de l'activité des flottilles industrielles étrangères ciblant les petits pélagiques dans la zone mauritanienne de 1991 à 1999. Analyse spatio-temporelle des captures des sardinelles. Mémoire du diplôme d'Etude Supérieure Approfondie à l'Ecole Nationale Supérieure de Rennes (France). Sept.2000. 55 pages + 35 pages d'annexes.
- Ould Taleb Sidi M. M. 2001a. Evolution des captures et de l'effort de pêche des flottilles industrielles des petits pélagiques dans la Zone Economique Exclusive Mauritanienne (Période:1991-1999) Bull Centr. Rech. Océanogr. et des Pêches 28: 1-30.

- Ould Taleb Sidi M. M. 2001b. Typologie des flottilles industrielles étrangères ciblant les petits pélagiques dans la Zone Economique Exclusive Mauritanienne de 1991 à 1999. Bull Centr. Rech. Océanogr. et des Pêches 28: 31-43.
- Ould Taleb Sidi M. M. 2002. Les petits pélagiques côtiers : physiologie générale des ressources et des pêcheries. Communication au 5ème groupe de travail de l'IMROP. Nouadhibou du 09 au 17 décembre 2002. 14p.
- Overko, S.M. and N.I Mylnikov 1979 : the biology and fishery of horse mackerel (*Trachurus trecae*) in the Eastern Central Atlantic CECAF/ECAF/ Séries 78/10 : 81-85
- Parrish, R. H., C. S. Nelson, and A. Bakun, 1981. Transport mechanisms and reproductive success of fishes in the California Current. Biol. Oceanogr. 1 : 175-203.
- Parrish, R.H., A. Bakun, D.M. Husby et C.S. Nelson. 1983. Comparative climatology of selected environmental processes in relation to Eastern boundary current pelagic fish reproduction. In: G.D. Sharp et J.Csirke, (ed.) Proceedings of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources, FAO Fish Rep. 291, 3, 731-777.
- Pauly D., 1980 - On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. int. Explor. Mer, 39 (2) : 175–192
- Pauly, D. and I. Tsukayama. 1987. On the implementation of management-oriented fishery research: the case of the Peruvian anchoveta In D. Pauly and I. Tsukayama (eds.). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of changes. ICLARM Studies and Reviews 15 : 1-13.
- Pauly, D. et I. Tsukayama (eds.). 1987. The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem : three decades of change. ICLARM studies and Reviews 15, .351p.
- Pauly, D. 1994. Un mécanisme explicatif des migrations des poissons le long des côtes du Nord-Ouest africain, p. 235-244. In: M. Barry-Gérard, T. Diouf and A. Fonteneau (eds.) L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise -Documents scientifiques présentés lors du Symposium, 8-13 février 1993, Dakar, Sénégal. ORSTOM Éditions, Paris. Tome 2.
- Pauly D., 1997- Méthodes pour l'évaluation des ressources halieutiques. Collection Polytech. Cépaduès Editions (Toulouse) : 288 p.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese et Jr.F. Torres 1998. Fishing down the food webs. Science 279 : 860-863. Pimm, S. 1982. Food webs. Chapman and Hall, London and New York.
- Pella, J.J. et P.K. Tomlinson, 1969. A generalized stock production model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 13: 419-496.
- Pepin .P 1989. Effect of temperature and size on development, mortality and survival rates of the pelagic early life history stages of marine fish. Can J Fish Aquat Sci 48: 503–518
- Pepin, P., et R. A. Myers. 1991. Significance of egg and larval size to recruitment variability of temperate marine fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48 : 1820–1828.
- Peters, H., 1976. The spreading of water masses of the Banc d'Arguin in the upwelling area off the northern Mauritanian coast Meteor Forsch. Ergebnisse A 18 :.78-100.
- Pezenec O. et F.-X. Bard, 1992: Importance écologique de la petite saison d'upwelling ivoiro-ghanéenne et changement dans la pêche de *S. aurita*. Aqua. Living Resourc., 1992, 5, 249-259
- Pham Thuoc et J. Szypula 1973. Biological characteristics of gilt sardine, *Sardinella aurita* Cuv. et Val. 1847, from northwest African coast. Act. Ichth. Pisc., 3 (1) : 19–37.
- Piontkovski, S.A. et R. Williams 2001. Zooplankton abundance, species diversity and climate change in the tropical Atlantic Ocean in comparison to northern latitudes. In: The Oceanography Society Biennial Scientific Meeting, Miami. 2–5 April, 2001. Oceanogr. 14:43.
- Polacheck, T., Hilborn, R. et A.E Punt, 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 2597-2607.
- Polovina, J. J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. I. The Ecopath model and its application to French Frigate Shoals." Coral Reefs 3(1): 1-11.

- Pope, J.A. 1979. Stock assessment in multispecies fisheries. South China Sea Fisheries, with special reference to the trawl fishery in the Gulf of Thailand. South China Sea Development and Coordinating Programme. SCS/DEV/79/19. Manila, 109 p.
- Portolano, P. 1981. Contribution a l'étude de l'hydroclimat des côtes sénégalaises Rapp. Centre Rech. Océanogr. Arch. Centre Rech. Océanogr. Dakar- Thiaroye. Vol (1) 68 p.
- Postel. 1985. The pelagic cross-shelf and alongshore boundaries of the North West African upwelling region and their annual variability in terms of zooplankton biomass Int. Symp. Upw.W Afr., Inst. Inv. Pesq., Barcelona 1985, Barcelona 1985, V. 1, pp. 479-487
- Postel, L., E.A., Arndt, et U.Brenning, 1985. The pelagic cross-shelf and alongshore boundaries of the North West African upwelling region and their annual variability in terms of zooplankton biomass Int. Symp. Upw.W Afr., Inst. Inv. Pesq., Barcelona 1985, Barcelona 1: 479-487.
- Prager, M. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model. U.S. National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin 92: 374-389.
- Prager, M. 2002. Comparison of logistic and generalized surplus-production models applied to swordfish, *Xiphias gladius*, in the north Atlantic Ocean. Fisheries Research 58: 41-57.
- Prager, M. H. 2003. Reply to the letter to the editor by Maunder. Fish. Res. 61: 151-154.
- Prager, M.H. 2004. User's manual for ASPIC: a stock production model incorporating covariates (ver.5). Beaufort Lab. Doc. BL-2004-01. 27 p.
- Prospero J.M et P. J. Lamb. 2003. African Droughts and Dust Transport to the Caribbean: Climate Change Implications. VOL 302 SCIENCE. 1024-1027
- Prospero J.M.1999. Long-range transport of mineral dust in the global atmosphere : Impact of African dust on the environment of the southeastern United States Proc. Natl. Acad. Sci. USA Vol. 96, pp. 3396-3403
- Punt, A.E., 1992. Selecting management methodologies for marine resources, with an illustration for southern African hake. S. Afr. J. Mar. Sci. 12, 943-958.
- Punt, A.E., et R., Hilborn, 1996. Biomass Dynamic Models: User's Manual. FAO Computerized Information Series (Fisheries), No. 10. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, 62 pp.
- Raven, J. A. 1998. The twelfth Tansley lecture. Small is beautiful : the picophytoplankton. *Funct.Ecol.* 12:503-513.
- Rébert, J.P., 1978. Un essai d'interprétation de l'influence des conditions de milieu sur les rendements de la pêche industrielle dakaraise de *Sardinella aurita*. In rapport du Groupe de travail ad hoc sur les poissons pélagiques côtiers ouest-africains de la Mauritanie au Libérie (26°N à 5°N). COPACE/PACE SERIES/78/10 : 105-108
- Rébert J. P., 1983. Hydrologie et dynamique des eaux du plateau continental sénégalais. Doc. scient. Cent. Rech.Océanogr. Dakar-Thiaroye, 89, 99 p.
- Reinsel F. Jr., P.; Tankersley, C., Crowder, H. et G. Warlen, 1999 transport of fish larvae through a tidal inlet Fisheries Oceanography 8 : 2, 153
- Reyssac, J. 1975. Evolution quantitative du phytoplancton de la baie du Levrier de septembre à novembre 1973. Bull. Mus. nat. Hist. nat., ser., 3-eme, 328, *Ecologie générale* 26: 68-79.
- Richards L.J. et J. T .Schnute, 1986. An experimental and statistical approach to the question: is CPUE an index of abundance ? , *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43 1214-1227.
- Rickter, V.A. et V.N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. ICNAF Res.Doc., 76/VI/8:12 p.
- Roel, B.A. et D.S Butterworth 2000. Assessment of the South African chokka squid *Loligo vulgaris reynaudii*. Is disturbance of aggregations by the recent jig fishery having a negative impact on recruitment? Fisheries Research 48:213-228
- Rodriguez, F. R.; Hinojosa-Medina, A.; Avendano-Ibarra, R.; Hernandez-Rivas, M.; Saldierna-Martinez, R. et W. Watson, 2001. Spawning of small pelagic fishes in Bahia Magdalena, Baja California Sur, Mexico, at the beginning of the 1997-1998 El Nino event. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 53(5): 653-664
- Romero O. E., Lange C. B. et G. Wefer 2002. Interannual variability (1998-1991) of siliceous phytoplankton fluxes off northwest Africa. *Journal of plankton research*, volume 24, number 10 : 1035- 1046.

- Roy C. 1989. fluctuations des vents et variabilité de l'upwelling devant les côtes du Sénégal. *Oceanologica Acta*, 12(4): 361-369.
- Roy, C., P. Cury, A. Fontana et H. Belvèze. 1989. Stratégies spatio-temporelles de la reproduction des clupéidés des zones d'upwelling d'Afrique de l'ouest. *Aquat. Living Resour.*, 2 : 21-29.
- Roy C., 1991 - Les upwellings : le cadre physique des pêcheries côtières ouest africaines. In: Pêcheries ouest-africaines, variabilité, instabilité et changement. Cury, P. et C.Roy (Eds.) Orstom Editions, 1991: 38-66
- Roy C., 1992 - Réponse des stocks de poissons pélagiques à la dynamique des upwelling en Afrique de l'Ouest :Analyse et modélisation. ORSTOM éditions, Thèse : 146 pages
- Roy C., 1998. An upwelling-induced retention area off Senegal: A mechanism to link upwelling and retention processes. *South African Journal of Marine Science* 19 : 89-98.
- Samb, B. 1994. Historique des campagnes d'évaluation acoustique dans la ZEE du Sénégal. Groupe de travail sur l'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale. Dakar, 8 au 13 Février 1993. In : Barry-Gérard, M. ; Diouf, T. et Fonteneau, Alain (eds.) – L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise. ORSTOM, Paris (FRA), 1994 : 179-189
- Samb, B. et D. Pauly. 2000. On variability as a sampling artefact: the case of *Sardinella* in North-western Africa. *Fish and Fisheries* 1: 206-210.
- Sandon Y., S. Mahévas et A. Biseau, 2001. Flottes de chalutiers de Bretagne Sud pêchant la baudroie : évaluation et caractérisation de l'évolution et des différences de puissance de pêche des navires sur la période 1983-1998. Actes du Cinquième Forum Halieumétrique, Lorient, 26-28 juin 2001, 17-28.
- Sanyo 2002. Etude Pour Le Plan d'Aménagement des Ressources Halieutiques en République Islamique de Mauritanie Techno Marine, Inc Sanyo Overseas Agro-Fisheries Consultants Co. Ltd. Chapitre.1-9 : pages variables.
- Schaefer, M. B. 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellow fin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull* 2: 247-285.
- Schemainda, R., D. Nehring, et S. Schultz, 1975. Ozeanologische Untersuchungen zum Produktionspotential der Nordwestafrikanischen Wasserauftriebsregion 1970-1973 *Geod. Geoph. Veroff. R. IV H.16:85p.*
- Schnute, J. 1985. A general theory for the analysis of catch and effort data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 32: 414-429.
- Schlatter, T., 1995. Long distance dust. *Weatherwise* 48, 38-39.
- Schulz K., 1982. The vertical distribution of calanoid copepods north of Cape Blanc. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.*, 180 : 297-302.
- Sedletskaia V.A., 1978. Aires et périodes de reproduction de la sardinelle (*Sardinella aurita*) et des principales autres espèces de poissons pélagiques côtiers de l'Atlantique centre-est, in : Rapport du groupe de travail ad hoc sur les poissons pélagiques côtiers ouest-africains de la Mauritanie au Libéria (26°N à 5°N). COPACE/PACE Series 78 (10) : 109-118.
- Sedletskaya, V. A. 1983. Fluctuations in abundance of sardine (*Sardina pilchardus* Walb. 1792) eggs and larvae along the Atlantic coast of Morocco, 1983.
- Sedykh, K.A., 1978. The coastal upwelling off the Northwest Africa. ICES CM/C 12 Hydrography Committee
- Sepia, 1997-Etude globale pour la formulation d'une politique optimale d'exploitation des ressources pélagiques et semi-pélagiques, Vol 1-8: pag.var.
- Shanks A.L., McCulloch A. et J. Miller 2003. Topographically generated fronts, very nearshore oceanography and the distribution of larval invertebrates and holoplankters. *Journal of Plankton Research* 25 : 1251-1277
- Shannon, L. J., et Jarre-Teichmann, A. 1999. A model of trophic flows in the northern Benguela upwelling system during the 1980s. *South African Journal of Marine Science*, 21:349-366.
- Shaw E., 1978. Schooling fishes. *American Scientist* 66(1978) 166 – 175.
- Sheldon, R. W., Sutcliffe, W. H., Jr et M.A. Paranajape 1977. Structures of pelagic food chain and relationship between plankton and fish production. *J. Fish. Res. Board Can.* 34,2344 - 2355.

- Sherman, K., Smith, W., Morse, W., Berman, M., Green, J. et L. Ejsymont, 1984. Spawning strategies of fishes in relation to circulation, phytoplankton production, and pulses in zooplankton off the northeast United States. *Mar. Ecol. Prog. Series* 18:1–19.
- Shwartzlose, R.A., Alheit, J., Bakun, A., Baumgartner, T.R., Cloete, R., Crawford, R.J.M., Fletcher, W.J., Green-Ruiz, Y., Hagen, E., Kawasaki, T., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, S.E., MacCall, A.D., Matsuura, Y., Nevarez-Martínez, M.O., Parrish, R.H., Roy, C., Serra, R., Shust, K.V., Ward, M.N., y Zuzunaga, J.Z., 1999. Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 21,289–347.
- Sinclair, M. H., 1988. Marine populations. An Essay on population and Speciation. Washington Sea Grant Program, Univ. Washington Press, Seattle : 252 p.
- Smith, C. R., 1985. Food for the deep sea : utilization, dispersal, and flux of nekton falls at the Santa Catalina Basin floor. *Deep-Sea Research*, 32: 417–442.
- Smith, P. E. et S.L. Richardson 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larvae surveys. *FAO Fish. Tech. Pap.*, (175):1-100.
- Schmidt w., 1972. Observations on deep scattering *Sardinella aurita* from the offshore waters of Mauritania. UNDP/FAO, regional fisheries survey in Africa, report 69/6, 17 p.
- Somarakis S. E. Maraveya et N. Tsimenides, 2000. Multispecies Ichthyoplankton associations in epipelagic species : is there any intrinsic adaptive function ? *Belg. J. Zool.*, 130 (Supplement 1) : 125-129
- Soutar, A, et J. D. Isaac. 1969. History of fish populations inferred from fish scales in anaerobic sediments off Californie. *Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep.* : 1353-70.
- Sparre P. et S.C. Venema 1992. Introduction to Tropical Fish Stock Assessment. Part I Manual. *FAO Fisheries Technical Paper*, Vol. 306/1, 376 pp.
- Speth, P. et H. Detlefsen, 1982 Meteorological influences on upwelling off Northwest Africa. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 180: 29–34
- Staicu L. et C. Maxim 1974. - Observations sur la biologie et la dynamique du maquereau espagnol (*Scomber japonicus colias*). *Cercetari marine, I.R.C.M.* ;no 7 : 113-128.
- Stanford, R., Lunn, K., et Guénette, S., 2001. A preliminary model of the Atlantic coast of Morocco for the mid-1980s. In: *Fisheries impacts on North Atlantic Ecosystems: Models and analyses*. pp. 314-344, Ed. par S. Guénette, V. Christensen, T. Pitcher, et D. Pauly, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada, Vol. 9(4) 344 pp
- Taylor, C.C., 1960. Temperature, growth and mortality, the Pacific cockle. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 26 : 117-124.
- Thangaraja, M. et A. Al Aisry. 2002. On the spawning activities of kingfish, *Scomberomorus commerson*, in Oman waters. *J. Indian. Fish. Assoc.*, 28: 47-52.
- Thorne, M. O. et A. Trumble 1976. Distribution and abundance of pelagic fish off Spanish Sahara during CUEA-Expedition JOINT-1. *Deep Sea Res* 24 : 75-82.
- Toupet C., 1968. Les activités maritimes de port-Étienne. *Les Cahiers d'Outre - Mer Tome XXI* : 32.
- Touré D., 1983. Contribution à l'étude de l'upwelling de la baie de Gorée (Dakar-Sénégal) et de ses conséquences sur le développement de la biomasse phytoplanctonique. *Doc. sci. Centre Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye*, 93, 186 p.
- Troadec. J.-P. et S. Garcia 1979. Les ressources halieutiques de l'Atlantique Centre-Est. Première partie : les ressources du golfe de Guinée de l'Angola à la Mauritanie. *FAO Doc. Tech. Pêches* (186.1) : 167 p.
- Ultang, O. 1980. Factors effecting the reaction of pelagic fish stocks to exploitation and requiring a new approach to assessment and management. *Rapp. P.V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.*, 177: 489-509.
- Valdemarsen J.W. 2001 Technological trends in capture fisheries *Ocean & Coastal Management* 44 635–651
- Van Camp L., Nykjaer, L., Mittelstaedt, E. et Schlittenhardt, P. 1991. Upwelling and boundary circulation off Northwest Africa as depicted by infrared and visible satellite observations. *Progress in Oceanography*, 26 : 357-402.
- Van Der L., 1988. Shipboard Report on the Tyro Mauritania II Expedition 1988. On bord Tyro, Las Palmas de Gran Canaria, 24 june 1988. 36 p + annexes

- Visbeck, M., J. W. Hurrell, L. Polvani, et H. M. Cullen, 2001. The North Atlantic Oscillation: Past, present and future. Proceedings at the 12th Annual Symposium on Frontiers of Science: Vol. 98 : 12876-12877.
- Visser, F., L.J.A. Gerringa, S.J. van der Gaast, H.J.W de Baar et K.R. Timmermans, 2003. The role of reactivity and iron content of aerosol dust on growth rates of two Antarctic diatom species. *J. Phycol.* 39 (6): 1085-1094.
- Voituriez B. et A. Herbland 1982. Comparaison des systèmes productifs de l'Atlantique tropical Est : Les dômes thermiques, upwellings côtiers et upwelling équatorial. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor, Mer*, 180 : 5-6.
- Watanabe Y., H. Zenitani, et R. Kimura 1996. Offshore expansion of spawning of the Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*, and its implication for egg and larval survival *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 : 55–61
- Weichart, G., 1970. Kontinuierliche Registrierung der Temperatur und der Phosphat-Konzentration im Oberflächenwasser des nordwestafrikanischen Auftriebswasser-Gebietes. - *Dt. hydrogr. Z.* 23, 49-60
- Weichart, G., 1974. Meereschemische Untersuchungen im nordwestafrikanischen Auftriebswasser-Gebietes. – *Meteor Forschungsergebnisse (A)* 14 : 33-70
- Weigel J-Y. 1999. Dynamiques d'exploitation et de valorisation des petits pélagiques marins en Afrique de l'Ouest. *FAO Document technique sur les pêches*. N° 390. FAO, Rome. 1999. 59 p.
- Weikert, H. 1977. Copepod Carcasses in the Upwelling Region South of Cap N.W.Africa. *Marine Biology* 42: 351-355.
- Westhaus-Ekau, P., 1988: Verbreitung und Nahrungsökologie der Fischbrut vor Nord-West-Afrika unter besonderer Berücksichtigung der kleinräumigen Variabilität. *Dissertation*. Hamburg: Universität Hamburg.
- Winberg, G.G. 1956. Rate of metabolism and food requirements of fishes. *Transl. Fish. Res. Board Can.* 253.
- Wooster W. S., A. Bakun et D. R. McLain, 1976. The seasonal upwelling cycle along the eastern boundary of the North Atlantic. *J. Mar. Res.*, 34(2): 131 – 141.
- Ye, Y.M. and H.M.A. Mohammed. 1999. An analysis of variation in catchability of green tiger prawn, *Penaeus semisulcatus*, in waters off Kuwait. *Fishery Bulletin*, 97(3): p. 702-712.
- Zatsepin, A.G. and Kostianoy, A.G., 1992. On the intensity of cross-frontal water exchange in the ocean. *Dokl. USSR Acad. Sci.*, 323(5) : 949-952.
- Zenk, W., Klein, B., et M.Schröder, M 1991.n Cape Verde Frontal Zone. *Deep Sea Res.* 38, (Suppl. 1) : 505-530.
- Zhu, X.R., J.M. Prospero, et F.J. Millero. 1997. Diel variability of soluble Fe(II) and soluble total Fe in North African dust in the Trade Winds at Barbados, *J. Geophys. Res.*, 102(DD17) : 297-306

Annexes

Annexes 1

Evolution des captures moyennes saisonnières par espèce ou groupe d'espèces (tonnes) et contribution de chaque saison (%) et de chaque espèce pour la période 1991-1995

		Sardinelles	Sardines	Chinchards	Sabre	Anchois	Maquereau	Autres	Total
Froide	Moyenne	15138	26457	43552	30238	2685	6035	2384	126488
	% par espèce	12	21	34	24	2	5	2	100
	% par saison	27	80	37	40	36	28	40	40
Transition	Moyenne	9555	985	24955	13240	1576	5798	517	56626
	% par espèce	17	2	44	23	3	10	1	100
	% par saison	17	3	21	18	21	26	9	18
Chaude	Moyenne	24418	970	26260	18744	2178	5681	1805	80057
	% par espèce	31	1	33	23	3	7	2	100
	% par saison	43	3	23	25	29	26	31	25
Transition	Moyenne	7751	4796	21611	13280	1029	4400	1198	54064
	% par espèce	14	9	40	25	2	8	2	100
	% par saison	14	14	19	18	14	20	20	17
Total		56862	33207	116378	75502	7468	21915	5904	317236

Evolution des captures moyennes saisonnières par espèce ou groupe d'espèces (tonnes) et contribution de chaque saison (%) et de chaque espèce pour la période 1998-2002

		Sardinelles	Sardines	Chinchards	Sabre	Anchois	Maquereau	Autres	Total
Froide	Moyenne	80255	15129	75658	5671	32085	23779	4846	237424
	% par espèce	34	6	32	2	14	10	2	100
	% par saison	41	74	50	50	35	45	31	44
Transition	Moyenne	50331	1168	32502	2566	20033	11418	3800	121818
	% par espèce	41	1	27	2	16	9	3	100
	% par saison	26	6	22	23	22	21	25	23
Chaude	Moyenne	52348	1143	21542	2232	24635	8786	4871	115559
	% par espèce	45	1	19	2	21	8	4	100
	% par saison	27	6	14	20	27	17	32	22
Transition	Moyenne	11165	3067	20435	905	14549	9226	1871	61218
	% par espèce	18	5	33	1	24	15	3	100
	% par saison	6	15	14	8	16	17	12	11
Total		194099	20507	150138	11375	91302	53209	15389	536018

Evolution des captures moyennes par zone, par espèce ou groupe d'espèces (tonnes) et contribution de chaque espèce (%) et de chaque zone pour la période 1991-1995

		Sardinelles	Sardines	Chinchards	Sabre	Anchois	Maquereau	Autres	Total
Z	Moyenne	28249	28961	35674	34780	4385	13622	3860	149531
	% espèce	19	19	24	23	3	9	3	100
	% Zone	50	87	31	46	61	62	62	47
S	Moyenne	28613	4246	80704	40723	2768	8292	2359	167704
	% espèce	17	3	48	24	2	5	1	100
	% Zone	50	13	69	54	39	38	38	53
Total		56862	33207	116378	75502	7153	21915	6219	317236

Evolution des captures moyennes par zone, par espèce ou groupe d'espèces (tonnes) et contribution de chaque espèce (%) et de chaque zone pour la période 1998-2002

		Sardinelles	Sardines	Chinchards	Sabre	Anchois	Maquereau	Autres	Total
Z	Moyenne	111835	17807	55057	4712	46053	30445	10047	275956
	% espèce	41	6	20	2	17	11	4	100
	% Zone	58	87	37	41	50	57	65	51
S	Moyenne	82263	2700	95081	6663	45249	22763	5342	260061
	% espèce	32	1	37	3	17	9	2	100
	% Zone	42	13	63	59	50	43	35	49
Total		194098	20507	150138	11375	91302	53209	15389	536017

Annexe 2 : Inventaire des campagnes acoustiques effectuées dans la zone nord ouest africaine

Période	Bateau	Extension géographique	Extension bathymétrique	Référence
Janv-74	Capricorne	11°00' - 17°00'N	10 - 200m	Marchal et Boely 1977
mars-74	Capricorne	18°00' - 22°00'N	10 - 200m	Marchal et Boely 1977
oct-74	Capricorne	11°00' - 15°00'N	10 - 200m	Marchal et Boely 1977
oct-74	Capricorne	14°45' - 28°00'N	10 - 200m	Marchal et Boely 1977
avr-75	Capricorne	11°00' - 15°00'N	10 - 200m	Marchal et Boely 1977
janv-76	URSS	Mauritanie	10 - 200m	FAO, 1979
avr-76	Capricorne	Sud-Sénégal	10 - 200m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
janv-77	URSS	Mauritanie	10 - 200m	FAO, 1979
mars-77	URSS	Mauritanie	10-200m	FAO, 1979
avr-77	Capricorne	10°00' - 18°50'N	10 - 200m	Marchal et al. 1981
août-77	URSS	Mauritanie	10 - 200m	FAO, 1979
oct-77	Capricorne	12°20' - 19°20'N	10 - 200m	Marchal et al. 1981
févr-80	Capricorne	12°20' - 20°50'N	10 - 200m	Marchal et al. 1981
juil-80	Ibn Sina	19°23' - 32°33'N	10 - 300m	Marchal 1991a
sept-80	Capricorne	12°20' - 20°50'N	10 - 200m	Marchal et Josse 1981
mai-81	Fridtjof Nansen	9°10' - 20°50'N	20 - 200m	Strømme et al., 1982
mai-81	Capricorne	12°12' - 20°50'N	10 - 200m	Marchal et Josse 1982
sept-81	Fridtjof Nansen	9°10' - 20°50'N	20 - 200m	Strømme et al., 1982
oct-81	Ibn Sina	Sahara	20 - 200m	Marchal 1991a
déc-81	Fridtjof Nansen	15°50' - 20°40'N	20 - 200m	Strømme, T., 1984
janv-82	Evrika	Dakhla-Cap Blanc	40- 500m	FAO, 1987
févr-82	Ibn Sina	Sahara	20 - 200m	Marchal 1991a
mars-82	Fridtjof Nansen	14°45' - 20°40'N	20 - 200m	Strømme, T., 1984
avr-82	Ernst Haeckel	16°00' - 20°50'N	100-1000m	Dietmar et al. 1983
oct-82	Ibn Sina	Sahara	20 - 200m	Marchal, 1994
mars-83	N'diogo	16°04' - 20°36'N	10 - 300m	Josse et al. 1983
mars-83	Laurant-AMARO	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
mars-83	Eisbar	16°04' - 20°36'N	20 - 200m	FAO, 1987
mai-83	Ibn Sina	Sahara	20 - 200m	Marchal 1991a
juin-83	N'diogo	16°04' - 20°36'N	10 - 300m	Josse et al. 1984
sept-83	Ibn Sina	Sahara	20 - 200m	Marchal 1991a
oct-83	N'diogo	16°04' - 20°36'N	10 - 300m	Josse et Sevellec, 1984
mars-84	N'diogo	16°04' - 20°36'N	10 - 300m	Josse et Sevellec, 1984a
mars-84	Laurant-AMARO	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
avr-84	Ibn Sina	Sahara	10 - 200m	Marchal 1991a
juin-84	N'diogo	16°04' - 20°36'N	10 - 300m	Josse et Sevellec, 1984b
oct-84	Ibn Sina	Sahara	10 - 200m	Marchal 1991a
nov-84	Laurant-AMARO	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
avr-85	Laurant-AMARO	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
oct-85	Louis Sauger	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
févr-86	Louis Sauger	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
sept-86	N'diogo	16°04' - 20°36'N	10 - 300m	Josse et Chavance, 1987
sept-86	Fridtjof Nansen	7°30' - 32°30'N	20 - 200m	Marchal 1991a
sept-86	Louis Sauger	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
nov-86	Fridtjof Nansen	12°04' - 32°30'N	20 - 200m	Stromme et Saetersdal, 1987
déc-86	N'diogo	19°47' - 20°36'N	10 - 300m	Josse et Chavance, 1987a
févr-87	Monocrystal	20°15' - 16°10'N	80 - 700m	FAO, 1988
févr-87	Ndiogo	16°04' - 20°36'N	10 - 300m	Josse et Chavance, 1987b

Période	Bateau	Extension géographique	Extension bathymétrique	Référence
mars-87	Louis Sauger	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
mai-87	N'diogo	19°47' – 20°36'N	10 -300m	Josse et Chavance, 1987c
oct-87	N'diogo	16°04' – 20°36'N	10 -300m	Josse et Chavance, 1988
nov-87	Louis Sauger	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
févr-88	Louis Sauger	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
mars-88	N'diogo	16°04' – 20°36'N	10 -300m	Josse et Chavance, 1988a
mars-89	N'diogo	16°04' – 20°36'N	10 -300m	Josse et Chavance, 1989
mars-89	Louis Sauger	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
sept-89	Fridtjof Nansen	Sahara	10-200 m	Marchal, 1991a
févr-92	Louis Sauger	Sud	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
févr-92	Fridtjof Nansen	12°04' - 32°30'N	20 - 200m	Anonyme. 1992. Part I, II, III
mars-93	Louis Sauger	Sénégal	10-200 m	Do Chi, 1994; Samb, 1994
oct-95	Atlantniro	20°36' – 16°10'N	20 - 500m	Anonyme.1995a
nov-95	Fridtjof Nansen	12°04' - 32°30'N	20 - 200m	Anonyme. 1995b. Part I, II, III
nov-96	Fridtjof Nansen	14°04 - 32°30'N	20 - 200m	Anonyme. 1996. Part I, II, III
févr-97	Atlantniro	20°10- 16°05'N	20 - 500m	FAO.2001
juil-97	Atlantniro	20°43 - 17°00N	100-700m	FAO.2001
nov-97	Fridtjof Nansen	14°04 - 32°30'N	20 - 200m	Anonyme. 1997. Part I, II, III
juil-98	Atlantniro	20°10- 16°05'N	20 - 500m	FAO.2001
nov-98	Fridtjof Nansen	14°04 - 32°30'N	20 - 500m	Anonyme. 1998. Part I, II, III
juil-99	Atlantida	20°10- 16°05'N	20 - 500m	FAO.2001
nov-99	Fridtjof Nansen	14°04 - 32°30'N	20 - 500m	Anonyme. 1999. Part I, II, III
juil-00	Atlantida	20°10- 16°05'N	20 - 1000m	FAO.2001
Nov-00	Fridtjof Nansen	14°04 - 32°30'N	20 - 500m	Anonyme. 2000. Part I, II, III
juin-01	Fridtjof Nansen	14°04 - 32°30'N	20 - 500m	Anonyme. 2001a. Part I, II, III
nov-01	Fridtjof Nansen	14°04 - 32°30'N	20 - 500m	Anonyme. 2001b. Part I, II, III

Annexe 3: Approche Ecoystémique

Paramètres de chaque groupe

Le nom des groupes génériques suivront généralement la convention suivante: le premier terme définit l'habitat (ex. démersal, ou bathydemersal, pélagique), le deuxième leur taille (Petit, Moyen ou Grand), et le troisième leur diète (prédateurs ou invertébrés). Les deux premiers termes peuvent être inter-changés pour « satisfaire les besoins de la grammaire

Orque (Groupe 1)

L'orque épaulard, *Orcinus orca*, est assez fréquent dans la partie Nord des eaux mauritaniennes: Baie de Lévrier, Cap Blanc et Banc d'Arguin Maigret (1980; Robineau *et al.*; 1996) Sur la base de la carte de distribution établie par Carwardine (1995) et les travaux de Trites *et al.* (1997) on estime la population de cette espèce dans la zone d'étude à 2772 individus. La détermination de la biomasse totale ($=0.0001 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$) tient compte de la durée de présence dans la zone (Tableau 12.3).

La consommation annuelle a été calculée au moyen de la relation empirique : $R = 0.1 * W^{0.8}$ où W est le poids corporel en kg et R la ration quotidienne en $\text{kg}\cdot\text{jour}^{-1}$. Le poids individuel provient de Trites et Pauly (1998). Ainsi le Q/B a été estimé à 7.58 an^{-1} . La valeur de P/B a été fixée à 0.02 an^{-1} (Trites et Heise, 1996). La composition alimentaire de ce groupe est établie sur la base de l'étude de Pauly *et al.* (1998b).

Dauphins (Groupe 2)

Ce groupe se compose de différentes espèces de mammifères marins et pas uniquement des dauphins. Le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le dauphin à bosse de l'Atlantique (*Sousa teuszii*) et le grand dauphin (*Tursiops truncatus*). Cette dernière est l'espèce la plus fréquente sur les côtes Mauritaniennes (Robineau *et al.*, 1996).

Le phoque moine (*Monachus monachus*), est une espèce menacée d'extinction. L'espèce était répandue en mer Noire, sur l'ensemble du bassin méditerranéen aussi que sur la côte Est de l'Atlantique. La moitié de l'effectif de cette espèce, estimé à 500 individus se trouve en Atlantique à la Côte des Phoques au Sahara Occidental et au niveau de la Réserve Satellite du Cap Blanc (Nieri *et al.*, 1996). En mai 1997 la population du phoque moine dans la zone mauritano-saharienne a subi une mortalité estimée à 47% (Anonyme, 1997). Cette mortalité massive semble être due à un rétrovirus.

Les biomasses sont établies suivant la même procédure que celle utilisée pour le groupe 1 (Tableau 12.3). La valeur de P/B a été fixée à 0.06 an^{-1} (Trites et Heise, 1996). P/B , calculé selon la méthode utilisée pour l'orque, a été estimé à 13.42 an^{-1} . La composition alimentaire de ce groupe est établie sur la base de l'étude de Pauly *et al.* (1998b).

Oiseaux (groupe 3)

Campredon (1988) avait recensé 17 espèces d'oiseaux marins. Quatre espèces composent l'essentiel de ce peuplement : le pétrel océanite, *Oceanites oceanicus*, la guifette noire, *Chlidonias niger*, la sterne pierregarin, *Sterna hirundo*, et le puffin cendré, *Calonectris diomedea*. Le grand cormoran (*Phalacrocorax africanus*) est aussi observé dans la zone ouest africaine (Brown, 1979). Leopold (1993) estime la biomasse des pétrels et des sternes à $0.007 \text{ t}\cdot\text{km}^2$. La faible biomasse d'oiseaux comparés à d'autres régions de résurgences (upwellings) s'explique en partie par l'absence de sites de nidification adéquats dans la région (Brown, 1979). A titre d'évaluation préliminaire, nous avons utilisé la moyenne pondérée par la biomasse des estimés de mortalité naturelle de la sterne caspienne (*Sterna caspia*) et d'un pétrel (*Pagodroma nivea*), respectivement de 0.12 et 0.055, ce qui résulte en une valeur de P/B de 0.055 an^{-1} .

L'équation de Nilsson and Nilsson (1976 in Wada, 1996)) est utilisée pour le calcul de la ration journalière consommée par individu: $\log(R) = -0.293 + 0.85 \log(W)$, où R est la ration journalière et W est le poids individuel, tous les deux en grammes. La valeur de Q/B ainsi estimée s'élève à 89 an^{-1} . Pour la détermination de la composition moyenne du bol alimentaire nous avons utilisé les résultats des travaux présentés dans Cramp et Simmons (1977). La diète est composée principalement de mésopélagiques (50%), de petits démersaux (24%) et de céphalopodes (24%).

Grands sélaciens prédateurs (groupe 4)

Dans ce groupe il y a 54 espèces. Les espèces les mieux représentées de ce groupe sont: la raie guitare *Rhinobatos cemiculus*, le chien rapé *Galeus polli*; l'émissole lisse *Mustelus mustelus*; le petit squale-chagrin *Centrophorus uyato*; la raie-papillon épineuse *Gymnura altevela* et le poisson guitare *Rhinobatos rhinobatos*.

La détermination de la composition alimentaire de ce groupe est basée sur celle des espèces *Galeus polli* (Cortés, 1999), *Prionace glauca* (Cortés, 1999) et *Isurus oxyrinchus* (Stillwell et Kohler, 1982). Le bol alimentaire moyen de ces 3 espèces est composée à 26 % du grand pélagique prédateur (groupe 23). Viennent ensuite les céphalopodes commerciaux (17%), les petits mésopélagiques invertébrés (11.8%) les petits mésopélagiques prédateurs (11.8%) et les thons hauturiers (4.4 %) (Tableau 12.2).

Le Q/B moyen calculé pour ce groupe est de 3.09 an^{-1} . En ne tenant compte que de 11 espèces, la biomasse s'élève à 0.099 et $0.132 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ respectivement en 1987 et 1998. Cet estimé de la biomasse suppose que les autres espèces sont peu abondantes. Les captures s'élevaient à $250 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$ ($0.002 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$) en 1998. La mortalité par pêche, estimée par le ratio captures/biomasse (= 0.01 an^{-1}), a été ajouté à la mortalité naturelle (0.18 an^{-1}) pour obtenir une valeur de P/B de 0.19 an^{-1} .

Grands sélaciens invertébrés (groupe 5)

Ce groupe est constitué de 11 espèces dont les plus importantes sont : pastenague marguerite (*Dasyatis margarita*), chien espagnol (*Galeus melastomus*), raie bouclée (*Raja clavata*), requin baleine (*Rhincodon typus*), et *Rhinobatos blochii* et *Rhinobatos irvinei*. Il y a peu d'informations disponibles pour ce groupe.

Aucun débarquement n'est déclaré pour ce groupe. Les paramètres P/B (=M) et Q/B s'élèvent respectivement à 0.14 et 2.4 an^{-1} . Ces valeurs ont été utilisées pour les 2 modèles, 1987 et 1998. On dispose uniquement d'une estimation peu fiable de la biomasse pour *Dasyatis margarita*. Nous avons donc laissé la biomasse de ce groupe à être estimée par le modèle.

La composition alimentaire est établie sur la base d'une moyenne de la diète de 4 espèces : *Rhincodon typus* (Cortés, 1999), *Manta birostris* (Froese et Pauly, 2000), *Dasyatis margarita* (Diouf, 1996) et *Galeus melastomus* (Cortés, 1999). Ce groupe se nourrit principalement de macrobenthos (22%), crustacés (16%), zooplancton (34%) et poissons divers (19%).

Petites raies (Groupe 6)

Ce groupe se compose principalement de la raie miroir, *Raja miraletus* ; la raie tachetée, *Raja straeleni*, et la torpille ocellée *Torpedo torpedo*. La mortalité par la pêche a été fixée à la moitié de M ($F=0.34/2$). Les ratios P/B et Q/B utilisés sont de 0.51 et 6.3 an^{-1} . Ces mêmes valeurs ont été retenues pour le modèle de 1987. Les captures sont restées les mêmes pour les deux périodes, soit $0.005 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$. La diète a été établie sur la base de celle de *Raja miraletus* (Diatta et al., 2001), *Raja montagui* (Ajayi, 1982) et *Leucoraja naevus* (Ellis et al., 1996). Elle est composée de poissons divers (26%), céphalopodes (36%), crustacés (20%) et macrobenthos (13%).

Thons hauturiers (groupe 7)

Les espèces les plus importantes de ce groupe sont: le listao *Katsuwonus pelamis*, l'albacore *Thunnus albacares* et le patudo *Thunnus obesus*. Ces espèces sont exploitées par une flottille de canneurs et de senneurs de l'Union Européenne basée à Dakar. La saison de pêche débute en mai-juin et se termine en novembre-décembre. Les captures annuelles varient entre 5 000 et 10 000 t·an⁻¹ (IMROP, 2004).

Les biomasses calculées par le CNROP pour ce groupe s'élèvent respectivement à 0.602 et 0.427 t·km⁻² pour 1987 et 1998 (CNROP, 1999). La mortalité par pêche ($F = C/B = 0.11 \text{ an}^{-1}$) semble très peu élevé comparé à la valeur tirée des rapports d'évaluation de stocks de l'ICCAT (Tableau 12.4). Nous avons utilisé une valeur moyenne de la mortalité naturelle estimée à 0.4 an⁻¹. Les paramètres P/B et Q/B utilisés pour les deux modèles sont de 0.72 et 3.56 an⁻¹ respectivement. Les captures ont relativement peu variées entre les deux périodes et atteignent 0.073 t·km⁻² et 0.066 t·km⁻² en 1987 et 1998 respectivement.

La diète moyenne a été tirée des travaux portant sur *T. alalunga* (Ortiz de Zarate et Cort, 1986), *T. thynnus* (Pinkas, 1962; Ortiz de Zarate et Cort, 1986), *T. obesus* (Fuentes *et al.*, 1988) et *K. pelamis* (Sierra *et al.*, 1994). La diète est principalement composée de poissons pélagiques (54%), mésopélagiques (17%) et poissons démersaux (14%).

Thons côtiers (groupe 8)

Les espèces dominantes pour ce groupe sont : la palomette *Orcynopsis unicolor*, la thonine commune, *Euthynnus alletteratus*, la bonite à dos rayé, *Sarda sarda*; l'auxide *Auxis thazard thazard*, et le bonitou *Auxis rochei rochei*.

Nous avons supposé que la biomasse est deux fois plus élevée que le potentiel de capture (= 10 000 t) avancé au milieu des années 1980 (CNROP, 1986). La biomasse s'élève donc à 0.117 t·km⁻² en 1998 et 0.165 t·km⁻² en 1987. Aucune flottille ne cible ce groupe d'espèces mais ils constituent des prises accessoires de la flottille industrielle pélagique. Les captures sont proches pour les années 1987 et 1998 (0.012 et 0.014 t·km⁻²·an⁻¹ respectivement). La valeur de F, estimée par le ratio captures/biomasse, s'élève à 0.023 an⁻¹ et la mortalité naturelle à 0.72, soit un P/B de 0.74 an⁻¹ en 1998. Q/B est estimé à 4.3 an⁻¹.

Le régime alimentaire moyen utilisé pour ce groupe est celui d'*Auxis thazard* (Blaber *et al.*, 1990) et de *Euthynnus alletteratus* (Randall, 1967). Ce groupe se nourrit principalement de céphalopodes (29%), petits pélagiques (25%) et démersaux (27%).

Mésopélagique prédateurs (groupe 9)

Ce groupe comprend les espèces mésopélagiques piscivores telles que *Rhadinesthes decimus*, *Photonektes margarita*, *Leptostomias gladiator*, *Borostomias elucens*, *Stomias boa boa*, *Diplospinus multistriatus*, *Cyttopsis rosea*, *Nealotus tripes*, *Evermannella balbo*, *Astronesthes niger*, et *Chauliodus danae*.

En l'absence des données sur les biomasses plus récentes, nous nous sommes basés sur les résultats avancés par Gjøsæter et Kawaguchi (1982). Ces auteurs estiment que l'ensemble des mésopélagiques représentent une biomasse de 15 g·m⁻² au large de la Mauritanie. Cet estimé a été multiplié par la proportion de la surface des eaux de profondeur de plus de 200 m (leur habitat) par rapport à l'ensemble de la région à l'étude et en supposant que la zone profonde (plus de 500 m) contient 50% de la biomasse attribuée à strate 200-500m. Puisque les myctophides (groupe 10) représentent souvent 88% des espèces collectées dans les échantillons (Gjøsæter et Kawaguchi, 1980), le présent groupe s'est vu attribué 12% (0.8 t·km⁻² de l'estimé) et le reste (88%) aux mésopélagiques du groupe 10. Ces espèces ne sont pas pêchées.

La mortalité naturelle (=P/B) est évaluée à 0.53 an⁻¹ (Stanford *et al.*, 2001) et Q/B à 8.75 an⁻¹. La diète est établie sur la base des informations obtenues de Fishbase (Froese et Pauly, 2000)

pour les espèces *Stomias boa boa*, *Diplospinus multistriatus* et *Chauliodus danae*. Elle est composée principalement de poissons de grandes profondeurs (50%; groupes 10-12) et de mésozooplancton (50%).

Le PB a été augmenté à 1.3 pour s'approcher de celui du groupe 10 et la biomasse diminuée à 0.35 en 1998 et à 0.6 en 1987 afin d'équilibrer le modèle.

Mesopélagique invertébrés (groupe 10)

Les principales espèces de ce groupe sont *Benthoosema glaciale*, *Maurolicus muelleri*, *Myctophum asperum*, *Myctophum nitidulum*, *Myctophum punctatum*, et *Xenodermichthys copei*. La biomasse a été estimée à 5.9 t·km⁻² d'après la procédure décrite pour le compartiment précédent. La mortalité naturelle moyenne (=P/B) est évaluée à 2.69 an⁻¹ et Q/B à 20 an⁻¹. Ces espèces ne sont pas exploitées. Le régime alimentaire, basé sur *Maurolicus muelleri* (Gorelova et Krasil'nikova, 1990), est composé à 97% de microzooplancton et 3% de mésozooplancton. La biomasse a été diminuée à 5 t·km⁻² et pourrait encore être trop élevée.

Bathydémersaux prédateurs (groupe 11)

Les bathydémersaux prédateurs sont représentés par une seule espèce: *Helicolenus dactylopterus dactylopterus*. Sur la base des campagnes de chalutage effectuées par le CNROP, la biomasse de cette espèce serait de 0.126 t·km⁻² en 1987 et en 1998. Ce groupe ne fait pas l'objet d'exploitation en Mauritanie. La mortalité naturelle est évaluée à 0.32 an⁻¹. Le bol alimentaire est composé de macrobenthos (55%), clupéidés (11%) et poissons de grandes profondeurs (18%) (Meyer et Smale, 1991). La biomasse a été augmentée à 0.126 t·km⁻² pour équilibrer le modèle de 1998.

Bathydémersaux invertébrés (groupe 12)

Ce groupe se compose d'espèces telles que *Caelorinchus caelorhincus caelorhincus*, *Pterothrissus belloci*, *Nezumia sclerorhynchus* et *Coryphaenoides zaniophorus*. Les biomasses sont basées sur les deux premières espèces qu'on croit être les plus abondantes du groupe. La série temporelle obtenue des campagnes d'échantillonnage semble montrer une forte augmentation de biomasse entre 1987 (0.018 t·km⁻²) et 1998 (0.079 t·km⁻²). Ce groupe ne fait pas l'objet de pêche. La mortalité naturelle (M=P/B) s'élève à 1 an⁻¹.

Le ratio Q/B moyen a été obtenu de Fishbase (Froese et Pauly, 2000) pour trois espèces *Caelorinchus caelorhincus caelorhincus*, *Nezumia sclerorhynchus* et *Coryphaenoides zaniophorus*. La composition du bol alimentaire est déterminée sur la base des espèces *Alepocephalus rostratus* (Carrasson et Matallanas, 1998) et *Nezumia sclerorhynchus* (Fishbase, 2000 ; Froese et Pauly, 2000). Ce groupe se nourrit principalement de macrobenthos (33%) et de crustacés (42%). Pour le modèle 1998, le P/B a été augmenté à 1.6 an⁻¹ et la biomasse augmentée à 0.2 t·km⁻².

Merlus (groupe 13)

Trois espèces sont rencontrées dans la ZEE mauritanienne. Il s'agit des merlus européen, *Merluccius merluccius*, du Sénégal, *M. senegalensis*, et d'Afrique, *M. polli*. Ces deux dernières espèces sont souvent groupées sous l'appellation merlus noirs et sont les plus abondantes en Mauritanie. Les merlus sont présents sur la partie du talus continental jusqu'à 800 m mais les plus fortes concentrations sont observées entre 150-300m (CNROP, 1991).

Les débarquements sont passés de 3 400 t en 1983 (Overko *et al.*, 1986) à 10 581 t en 1988 et à 8 469 t en 1998. Le potentiel capturable pour ces espèces est estimé à environ 14 000 tonnes (CNROP, 1999). Nous supposons que ce potentiel représente 50% de la biomasse totale présente dans la zone, soit 0.196 t·km⁻² en 1998. En 1987 elle s'élève à 0.213 t·km⁻². En 1983, la biomasse totale de merlus étant évaluée entre 13 et 24 milliers de tonnes (Overko *et al.*,

1986), la valeur de F se situerait entre 0.14 et 0.26 an⁻¹ pour cette période. En 1998, F serait estimé à 0.3 an⁻¹. La mortalité naturelle (0.44 an⁻¹) ajoutée à la mortalité par la pêche donne un P/B de 0.74 an⁻¹.

Le Q/B s'élève 5.4 an⁻¹. Le bol alimentaire retenu provient de travaux soviétiques dans la région (Anonyme, 1981). Les principaux organismes rencontrés dans l'estomac de ces espèces appartiennent aux groupe des maquereaux (50%) des chinchards (25%), des clupéidés (13%) et du groupe des démersaux moyens invertébrés (5%).

Sparidés commerciaux (groupe 14)

Le pagre à points bleus, *Pagrus caeruleostictus*, le denté à tache rouge, *Dentex canariensis*; le denté commun, *Dentex dentex* et le gros denté rose, *Dentex gibbosus*, sont les espèces les plus abondantes de ce groupe.

Les données disponibles montrent des biomasses qui atteignent 0.061 et 0.066 t·km⁻² en 1987 et 1998 respectivement. Cette augmentation est due principalement à *Dentex canariensis* qui augmente brusquement de 948 t en 1996 à 3026 t en 1998. Les captures de ce groupe n'ont cessé de diminuer passant de 8 200 tonnes en 1987 à 4 500 tonnes 10 années plus tard. La mortalité par la pêche étant égale à 0.44 an⁻¹ (=C/B) et M à 0.41 an⁻¹, P/B est égal à 0.85 an⁻¹. Nous avons gardé cette valeur pour 1987.

Le Q/B moyen, obtenu pour les espèces *Pagrus pagrus*, *Pagrus caeruleostictus* et *Pagellus bogaraveo* dans la zone marocaine, s'élève à 5.16 an⁻¹. Leur régime alimentaire est représenté par celui de *Pagrus caeruleostictus* (Dia *et al.*, 2000). Il est composé principalement d'invertébrés: 41% de macrobenthos et 59% de crustacés.

La biomasse a dû être augmentée à 0.1 t·km⁻² en 1987 et 0.07 t·km⁻² en 1998 afin d'équilibrer les modèles.

Grands démersaux prédateurs (courbine, mérus et bars) (groupe 15)

Les principaux représentants de ce groupe sont la courbine, *Argyrosomus regius*, le thiof, *Epinephelus aeneus*, le bar, *Pseudotolithus senegalensis* et *Pseudotolithus typus*, la brotule, *Brotula barbata* et le mâchoiron, *Arius heudelotii*.

La biomasse obtenue pour ces espèces est 0.173 t·km⁻² en 1987 et 0.135 t·km⁻², tandis que les captures sont passées de 0.007 à 0.034 t·km⁻². Du ratio C/B résulte une valeur annuelle de F de 0.04 an⁻¹ en 1987 et 0.25 an⁻¹ en 1998. La mortalité naturelle étant égale à 0.39 an⁻¹, P/B est estimé à 0.64 an⁻¹ en 1998. Le Q/B, 4.6 an⁻¹, est celui obtenu pour la zone marocaine (Stanford *et al.*, 2001). La composition du bol alimentaire est une moyenne calculée pour les espèces *Lophius piscatorius* (Velasco *et al.*, 1996) *Conger conger* (Olaso et Rodriguez-Marin, 1995) et *Epinephelus aenus* (Froese et Pauly, 2000). Ce groupe se nourrit de poissons démersaux divers (66%) et petits pélagiques (8%).

Grands démersaux invertébrés (groupe 16)

Les principaux représentants de ce groupe sont le petit capitaine, *Galeoides decadactylus*, la sole-langue sénégalaise, *Cynoglossus senegalensis*, la sole du Sénégal, *Solea senegalensis*; le rombou podas, *Bothus podas*, et la sole commune, *Solea solea*.

Les biomasses de 0.02 t·km⁻² en 1987 et 0.048 t·km⁻² en 1998. Les captures atteignent 0.012 et 0.014 t·km⁻² respectivement. La biomasse en 1987 semble être sous-estimée quand on la compare aux captures déclarées. En effet, F (=C/B) atteindrait 0.61 an⁻¹ en 1987 et 0.26 an⁻¹ en 1998. Le Q/B moyen s'élève à 6.5 an⁻¹. La diète est basée sur *Arnoglossus laterna* (Gibson et Ezzi, 1987) et *Solea solea* (Froese et Pauly, 2000). Le macrobenthos (55%) et les crustacés (30%) constituent l'essentiel du bol alimentaire de ce groupe.

La biomasse a été augmentée à 0.048 t·km⁻² en 1998 et 0.042 t·km⁻² en 1987 afin d'équilibrer le modèle.

Démersaux moyens prédateurs (groupe 17)

Les espèces les plus abondantes sont la liche lirieo, *Campogramma glaycos*; le grondeur métis, *Pomadasy incisus*; le corb commun *Sciaena umbra* et le crapaud, *Halobatrachus didactylus*. Les biomasses pour 1987 et 1998 sont respectivement de 0.078 et 0.067 t·km⁻². La mortalité naturelle est de 0.5 an⁻¹. On considère que les captures de ce groupe sont négligeables. Le Q/B, évalué à 7.48 an⁻¹, est basé sur deux espèces *Chelidonichthys cuculus* et *Scorpaena scrofa*. Le bol alimentaire est basé sur la diète de la rascasse rouge, *Scorpaena scrofa* (Harmelin-Vivien *et al.*, 1989) et du béryx long, *Beryx splendens* (Dubochkin et Kotlyar, 1989). Leur diète est dominée par les poissons démersaux (79%; groupes 18 et 20). La biomasse a du être augmentée à 0.11 t·km⁻² pour équilibrer le modèle 1987.

Démersaux moyens invertébrés (groupe 18)

Ce groupe est composé essentiellement du diagramme gris, *Plectorhinchus mediterraneus*, de l'ombrine bronzé, *Umbrina canariensis*, l'ombrine côtelée, *Umbrina cirrosa*, du grondeur nez de cochon, *Pomadasy rogerii*, le rouget du Sénégal, *Pseudupeneus prayensis*, le forgeron ailé (disque), *Drepane africana*, la dorade royale, *Sparus auratus* et le denté à gros yeux *Dentex macrophthalmus*.

Les biomasses s'élèvent à 0.178 et 0.183 t·km⁻² pour les années 1987 et 1998 respectivement. La mortalité naturelle, estimée à 0.7 an⁻¹, est une moyenne de la mortalité de 22 espèces de ce groupe. Le Q/B a été calculé à partir du Q/B de 8 espèces et s'élève à 7.48 an⁻¹. La diète est basée sur les travaux portant sur la baliste *Balistes carolinensis* (Froese et Pauly, 2000) et le sar à tête noire, *Diplodus vulgaris* (Sala et Ballesteros, 1997). Ce groupe se nourrit de macrobenthos (97%).

La biomasse du modèle 1998 a été augmentée sensiblement (0.45 t·km⁻²), ce qui se justifie en raison du nombre d'espèces qui n'ont pas pu être incluses dans l'estimation de la biomasse. Le P/B a été augmenté à 0.45 an⁻¹ pour le modèle 1998 et 0.71 an⁻¹ pour 1987.

Petits prédateurs démersaux (groupe 19)

Ce groupe est principalement composé de la rascasse du large, *Pontinus kuhlii*; du musso africain, *Selene dorsalis*; du verdoci nez court, *Chlorophthalmus agassiz*; du papillon à quatre bandes, *Chaetodon hoefleri* et du barbier-hirondelle, *Anthias anthias*.

Les biomasses établies pour ces espèces sont de 0.106 t·km⁻² et 0.032 t·km⁻² pour les années 1987 et 1998 respectivement. Nous considérons que ce groupe ne fait pas l'objet de pêche. La mortalité naturelle (=P/B), basée sur *Selene dorsalis*, *Serranus cabrilla*, *Serranus scriba*, et *Apogon imberbis*, s'élève à 0.94 an⁻¹ tandis que le Q/B retenu est 7.1 an⁻¹, est la moyenne des valeurs obtenues pour *Serranus cabrilla*, *Serranus scriba*. La composition du bol alimentaire est déterminée à partir de la diète du serran chèvre, *Serranus cabrilla* (Labropoulou et Eleftheriou, 1997). Les clupéidés (16%), les petits démersaux-invertébrés (58%) et le macrobenthos (11%) constituent l'essentiel du bol alimentaire.

La biomasse a été augmentée à 0.18 t·km⁻² en 1998, ce qui se justifie en raison du nombre d'espèces qui n'ont pas pu être incluses dans l'estimation préliminaire de la biomasse.

Petits démersaux (groupe 20)

Ce groupe est représenté par le lippu pelon, *Brachydeuterus auritus*, le sanglier, *Capros aper*, le rouget de vase, *Mullus barbatus*, le rouget de roche *Mullus surmuletus*, la maconde lèvres minces, *Synagrops microlepis*, la sole-ruardon commune, *Synaptura lusitanica nigromaculata* et la sole velue, *Monochirus hispidus*.

La biomasse moyenne évaluée pour ce groupe atteint respectivement 1.09 et 1.109 t·km⁻² pour les deux périodes concernées. Ces valeurs sont probablement des sous-estimations car 40

espèces n'ont pas été prises en considérations dans ce groupe. Jusqu'à présent les espèces de ce groupe ne font pas l'objet d'exploitation ciblée mais les captures accessoires atteignent 0.007 et 0.002 t·an⁻¹. La mortalité naturelle, calculée pour 15 espèces de ce groupe, s'élève à 0.89 an⁻¹. Le Q/B, estimé à 9.1 an⁻¹, est une moyenne pour *Scorpaena notata* et *Mullus surmuletus*. La diète est basée sur *Mullus barbatus* (Labropoulou et Eleftheriou, 1997) et *Scorpaena notata* (Harmelin-Vivien *et al.*, 1989). Le macrobenthos (51%) et les crustacés (45%) constituent l'essentiel de la diète de ce groupe.

La biomasse a été augmentée à 1.5 en 1998 et 2.7 en 1987, ce qui se justifie en raison du nombre d'espèces qui n'ont pas pu être incluses dans l'estimation préliminaire de la biomasse. Le PB a été augmenté à 1 an⁻¹.

Mugilidés (groupe 21)

Les mullets sont constitués d'espèces eurythermes et euryhalines. Ils effectuent généralement de longues migrations entre les eaux douces et océaniques. En Mauritanie les mugilidés sont représentés par les mullets jaune (*Mugil cephalus*), noir (*M. capurrii*), écailleux, (*Liza grandisquamis*), doré (*L. aurata*), à grandes nageoires (*L. falcipinnis*) et bouri (*L. dumerili*). En tenant compte du régime alimentaire et la distribution très côtière nous avons rajouté à ce groupe *Stephanolepis hispidus*.

Mugil cephalus et *M. capurrii* font l'objet d'une importante activité de pêche entre octobre et janvier. En dehors de cette saison de pêche, leur distribution n'est pas connue. En 1998, les exportations de la poutargue (caviar de mullet) s'élèvent à 11 tonnes. En supposant que les gonades représentent 1% du poids total de la carcasse, et un sexe ratio de 1:1, les captures seraient de l'ordre de 2200 tonnes (1100 tonnes de femelles*2) en 1998, soit 0.015 t·km⁻². Cette valeur ne tient pas compte de la quantité de poutargue, non négligeable mais difficilement quantifiable, qui passe dans des circuits parallèles vers le Sénégal. En 1987, les captures sont estimées à 0.01 t·km⁻².

La mortalité naturelle retenue est de 0.46 an⁻¹. La mortalité par la pêche ayant été supposée égale à M, PB s'élève à 0.92 an⁻¹ en 1998. La filière de la poutargue s'est développée au cours de la période à l'étude, la mortalité par la pêche a été fixée à un dixième de la mortalité naturelle plus faible en 1987 (F=0.04, PB=0.5 an⁻¹). Le Q/B, calculé pour *Liza grandisquamis*, *Liza aurata* et *Mugil cephalus*, atteint 8.7 an⁻¹. La composition alimentaire est basée sur le mullet jaune, espèce principalement herbivore (83%) (Wells, 1984).

Sabres (groupe 22)

Le poisson sabre commun, *Trichiurus lepturus*, le sabre argenté, *Lepidopus caudatus* et le poisson sabre tachuo, *Aphanopus intermedius* sont les espèces rencontrées dans la zone. Ce groupe est largement dominé par *T. lepturus*, rencontrée sur l'ensemble du plateau continental sur les fonds de 5-10 m à 300-400 m. Au nord du cap Blanc on ne capture que les adultes mais en faible quantité.

La biomasse de 1987, évaluée par les campagnes acoustiques de N/O N'Diogo, atteint 1.805 t·km⁻². L'évaluation retenue pour 1998 est basée sur une approximation grossière des résultats des pêches du navire N/O Fridjof Nansen, atteignant seulement 0.139 t·km⁻². Les captures de ce groupe fluctuent fortement de 63909 t en 1987, 126000 t en 1996, à moins de 5000 t en 1999, en fonction de son abondance et de l'intérêt manifesté pour sa pêche. La mortalité naturelle atteint 0.32 an⁻¹. La mortalité par la pêche est estimée à 0.25 an⁻¹ (= C/B).

Le Q/B (= 6.3 an⁻¹) est basé sur les deux espèces principales: *Trichiurus lepturus* et *Lepidopus caudatus*. La diète est basée sur *Trichiurus lepturus* qui se nourrit principalement des carangidés (58%), des maquereaux et des clupéidés (10% chacun), des crustacés (7%) et des céphalopodes (5%) (Nokamura et Parin, 1993).

La biomasse de 1987 a été diminuée à 0.85 pour équilibrer le modèle.

Grands pélagiques prédateurs (groupe 23)

Les principales espèces de ce groupe sont: le tassergal, *Pomatomus saltatrix*; le bar tacheté, *Dicentrarchus punctatus*; le thazard blanc, *Scomberomorus tritor*; laliche *Lichia amia*; le barracuda, *sphyraena barracuda*, et la palomine, *Trachinotus ovatus*.

La biomasse, estimable seulement pour 4 des 19 espèces, s'élève à 0.092 t·km⁻² en 1987 et à 0.14 t·km⁻² en 1998 tandis que les débarquements atteignent 0.002 et 0.005 t respectivement pour les quatre premières espèces du groupe. La mortalité naturelle est de 0.44 an⁻¹ et, à défaut de meilleur estimé, F est fixé à la moitié de M. Ce qui donne une valeur de P/B de 0.66 an⁻¹. La composition du bol alimentaire est déterminée à partir du tassergal (Buckel et Conover, 1997) et de la palomine (Froese et Pauly, 2000). Le Q/B atteint 3.9 an⁻¹.

Grands pélagiques invertébrés (groupe 24)

Deux espèces composent ce groupe. Il s'agit du roi des harengs *Regalecus glesne* et le cordonnier bossu *Alectis alexandrinus*. Nous ne disposons pas de biomasse ou de capture pour ce groupe. P/B et Q/B ont été estimés à 0.32 et 6.5 an⁻¹ respectivement. Nous avons supposé que les poissons de ce groupe se nourrissent de petits pélagiques (35%) de céphalopodes non-commerciaux (30%) et de crustacés (35%).

Pélagiques moyens planctonophages (groupe 25)

Les athérines (*Atherina presbyter*) sont des petits poissons qui se trouvent dans les zones côtières marines et estuariennes. La taille des individus observés au Banc d'Arguin varie entre 33mm et 81mm (Anonyme, 2001). D'autres espèces moins abondantes sont aussi incluses: l'exocet-bouledouge, *Exocoetus obtusirostris*, l'exocet de Bennett, *Cheilopogon heterurus* et le balaou atlantique, *Scomberesox saurus saurus*.

Les biomasses attribuées à ce groupe s'élèvent respectivement à 0.042 t·km⁻² en 1987 et 0.075 t·km⁻² en 1998. P/B et Q/B ont été estimés à 1 et 10 an⁻¹ respectivement. Nous avons supposé que les poissons de ce groupe ne nourrissent de microzooplancton (75%) et de mésozooplancton (25%).

Maquereau (groupe 26)

Le maquereau espagnol (*Scomber japonicus*) est distribué sur l'ensemble de la ZEE mauritanienne des profondeurs de 15-30m à 350-400m. En 1987, la biomasse déterminée par le N/O N'Diago atteint 1.94 t·km⁻². La biomasse estimée par le N/O AtlantNIRO en juin - juillet 1998 s'élève à 2.42 t·km⁻². En supposant que cette espèce ne présente pas de saisonnalité marquée, ces estimations peuvent être considérées comme une biomasse annuelle. La valeur de M ainsi calculé s'élève à 0.32 an⁻¹. La mortalité par la pêche (F=C/B) s'élève à 0.32 an⁻¹ en 1987 et 0.34 an⁻¹ en 1998. P/B est donc égal à 0.66 an⁻¹ en 1998. Cette valeur a été augmentée légèrement (0.7 an⁻¹ en 1998) pour équilibrer le modèle.

Le Q/B s'élève à 6.4 an⁻¹. La composition alimentaire provient des travaux effectués dans la zone à deux périodes de l'année (Anonyme, 1984a). Les euphausiacés constituent la nourriture de base de cette espèce, tandis que les petits organismes planctoniques (copépodes et cladocères) sont de moindre importance. Les céphalopodes non commerciaux, les crustacés benthiques et les polychètes constituent l'essentiel des proies secondaires.

Clupéidés (groupe 27)

Les clupéidés sont composés de *Sardinella maderensis*, *Sardinella aurita*, *Sardinella maderensis* auxquels on a rajouté l'anchois, *Engraulis encrasicolus*.

La biomasse de 1987 s'élève à 6.5 t·km⁻², celle de 1998 a été à 13.9 t·km⁻². Les captures rapportées pour ce groupe atteignent 99873 t en 1987 et 353302 tonnes en 1998 (0.699 et 2.47

t·km⁻²). La mortalité naturelle moyenne est estimée à 0.80 an⁻¹. F (=C/B) est donc évalué à 0.11 et 0.18 an⁻¹ respectivement pour 1987 et 1998, ce qui mène à des P/B de 0.9 et 0.97 an⁻¹ ce qui semble très peu élevé pour ce type d'espèce.

Le Q/B calculé s'élève à 9.01 an⁻¹. Nieland (1982) donne une composition semi-quantitative du régime alimentaire des deux espèces de sardinelles (*S. maderensis*, *S. aurita*). Ces espèces sont essentiellement planctonophages. La valeur de P/B a été augmentée à 1.3 an⁻¹ pour équilibrer le modèle.

Chinchards (groupe 28)

Ce groupe est principalement composé de *Trachurus trachurus* (chinchard d'Europe), *Trachurus trecae* (chinchard cunène), *Caranx rhonchus* (chinchard jaune). On trouve aussi *Caranx hippos*, *Caranx senegallus*, *Trachurus picturatus*, *Trachurus mediterraneus*, et *Decapterus punctatus*.

L'estimé de la biomasse est de 4.871 t·km⁻² en 1987 et 5.54 t·km⁻² en 1998. Les captures s'élèvent à 1.31 et 0.796 t·km⁻² respectivement pour 1987 et 1998. La valeur de P/B est la somme des mortalités naturelle (0.73 an⁻¹) et par la pêche (F=C/B = 0.14 an⁻¹), soit 0.87 an⁻¹ en 1998. En 1987, F est plus élevé (= 0.27 an⁻¹), PB s'élève à 1 an⁻¹. Le coefficient Q/B moyen est estimé à 7.95 an⁻¹. La composition alimentaire retenue est celle de *Trachurus trecae* qui est l'espèce dominante dans la zone. Nous avons utilisé la moyenne des études de janvier-février et en juillet (Anonyme, 1984). La diète est dominée par mesozooplancton (69 %), les céphalopodes non commerciaux (15 %), le microzooplancton (4,3%) et plusieurs autres groupes (mésopélagique moyen, merlu etc.). P/B augmenté à 1.2 an⁻¹ et la biomasse à 5.5 t·km⁻² (en 1987) pour équilibrer le modèle.

Céphalopodes commerciaux (groupe 29)

En Mauritanie, les céphalopodes constituent les principales espèces cibles de la pêche démersale au chalut. Il s'agit du poulpe, *Octopus vulgaris*, les seiches *Sepia spp* et le calmar *Loligo spp*. Le poulpe, constitue l'espèce dominante des captures (90%).

La biomasse de ce groupe est passée de 0.56 t·km⁻² en 1987, à 0.338 t·km⁻² en 1998 tandis que les captures passaient de 0.374 à 0.156 t·km⁻². Le ratio C/B atteint 0.67 et 0.46 an⁻¹ respectivement. Utilisant une valeur de 0.62 an⁻¹ pour la mortalité naturelle pour le poulpe (Gonçalves, 1993), P/B passe de 1.29 à 1.08 an⁻¹ entre 1987 et 1998. La valeur de Q/B a été fixée à 11.7 an⁻¹ (Opitz, 1996).

Les poulpes continuent de se nourrir d'invertébrés à l'âge adulte (Gonçalves, 1991). Seules des fréquences d'occurrence des proies trouvées dans les estomacs de poulpe sont disponibles. En absence d'information sur la taille de ces proies, nous avons alloué les pourcentages de la façon suivante: 11.5% répartis également entre les céphalopodes commerciaux et non-commerciaux, 48.5% répartis également entre les crustacés commerciaux et non-commerciaux et 40% au macrobenthos. La diète des calamars est une adaptation de la description de Coelho *et al.* (1997) pour le Sahara occidental et celle des Sepioidae, une adaptation de la description qualitative de Caddy (1983). En raison de leur abondance, nous avons donné un poids de 80% à la diète des poulpes comparés à ceux des seiches et des calamars qui comptent pour 10% chacun. La valeur de P/B a dû être augmentée à 1.5 pour équilibrer le modèle.

Céphalopodes non commercialisés (groupe 30)

Les espèces les plus importantes de ce groupe sont *Todarodes sagittatus* (toutenon commun), *Alloteuthis subulata* et *Illex coinditi*. La première est assez abondante. Une campagne du N/O AtlantNiro orientée vers cette espèce en 1997 en avait estimée la biomasse à 30,000 tonnes (données non publiées). Nous considérons que toutes les autres espèces, pour lesquelles nous

ne disposons pas de biomasses, ont ensemble une valeur équivalente à celle du toutenon soit une biomasse totale de $1.5 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$. Ces espèces ne font pas l'objet de capture pour le moment. Étant donné que la durée de vie de l'espèce la plus abondante est relativement courte (de 12 à 24 mois), nous avons estimé la mortalité naturelle à 2.5 an^{-1} .

En Norvège, *Todarodes sagittatus*, se nourrit de divers petits poissons (*Ammodytes*, *Leptoclinus*, *Mallotus*, *Maurolicus*, *Micromesistius*, *Trisopterus*, *Gadus*, *Sebastes*) et d'invertébrés (copépodes, polychaetes, molluscs, crevettes, chaetognates) et d'autres céphalopodes (cannibalisme) (<http://cephbase.nrc.utmb.edu>). La diète finale a donc été allouée comme suit: 30% au zooplancton (mésos et micro), 15% chacun pour les crustacés non-commerciaux et le macrobenthos, 3% pour le cannibalisme. Le 30% restant a été divisé à part égale quatre groupes de poissons: clupéidés, petits démersaux-invertébrés et –prédateurs, et démersaux moyens-invertébrés. La biomasse de 1998 a dû être augmentée à $0.7 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ en 1998 et $1 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ en 1987.

Macrobenthos (groupe 31)

Les principales espèces composant ce groupe sont: les praires, *Venus verrucosa* et *Venus rosalina*; *Cymbium* spp., Naticidae, Conidae, *Glycymeris* spp.; les crépidules *Crepidula porcellana*, *Chama crenulata*, Anthozoa, Epizoanthus, Porifera et *Pyura dura*, les moules et les palourdes.

Mika (1988) estime la biomasse totale de praires entre 1 million et 2.3 million de tonnes. Nous avons retenu la première valeur ($=42.7 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$). La biomasse avancée pour le reste du groupe par Duineveld et al. (1993) est au minimum de $11.39 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ pour le plateau (Tableau 12.5). La biomasse globale s'élève à $24 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ pour la fin des années 1980 (Tableau 12.1). En l'absence de données pour la période récente, nous avons retenu la même biomasse pour 1998. La mortalité naturelle obtenue par Mika (1988) pour l'espèce la plus abondante *V. rosalina* est de 0.7 an^{-1} . L'auteur note en outre une forte mortalité saisonnière et la probabilité d'une mortalité accrue due au chalutage intensif qui a lieu dans cette zone. La mortalité de ce groupe a été fixée à 2 an^{-1} pour tenir compte des espèces à vie plus courte comme les polychaetes et petits mollusques. Le coefficient de conversion brute (GE) a été fixé à 0.12 (Jarre-Teichmann et Guénette, 1996). Les spécimens de ce groupe se nourrissent de détritus (40%), de producteurs primaires (30%), de méso et micro zooplancton (20%) et se livre à un peu de cannibalisme (1%).

Crustacés commerciaux (groupe 32)

Les espèces les mieux représentées de ce groupe sont: les crevettes, *Penaeus kerathurus*, *Penaeus notialis*, *Parapenaeus longirostris*, *Aristeus variden*; le crabe *Geryon maritae* et les langoustes *Palinurus mauritanicus* et *Palinurus regius*.

Une seule campagne de chalutage utilisant un chalut à crevettes, réalisée en août-septembre 1988 par le N/O Atlantida (CNROP, 1990), a permis une estimation de $0.23 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$. Le groupe de travail de 1998 (CNROP, 1999) estime le potentiel de capture de ces espèces à 5,420 tonnes. On suppose que celui-ci représenté 50 % des biomasses disponibles soit $0.164 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ ce qui constitue probablement une sous-estimation. Les captures sont passées de 0.02 à $0.026 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ au cours de la décennie.

Le coefficient de conversion brute (GE) a été fixé à 0.12 (Jarre-Teichmann et Guénette, 1996) et le P/B à 1.4 an^{-1} (Guénette et Morato, 2001). On suppose que ce groupe se nourrit de macrobenthos (30%), méso et microzooplancton (10% chacun), détritus (40%) et crustacés (10%) (Guénette et Morato, 2001).

La biomasse a été augmentée à $0.8 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ en 1998 et $0.92 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ en 1987. P/B a été augmenté à 1.8 an^{-1} .

Crustacés non commerciaux (groupe 33)

Ce groupe est représenté par les espèces ou groupes d'espèces suivants: *Plesionika heterocarpus*, Munidae, Inachinae, Paguridae, Portunidae, Parthenopidae, *Pontocaris* sp., Leucosiidae, Pisinae, Dorippiidae, *Scyllarus* spp., *Syciona carinata*, *Penaeopsis* spp.

Une biomasse moyenne de 0.23 t·km⁻² en poids frais est rapporté pour l'année 1987 par (Duineveld *et al.*, 1993). Nous avons également utilisé cette estimation pour le modèle 1998. Puisque ce groupe est constitué d'espèces plus petites que le précédent, le P/B a été augmenté à 2 an⁻¹. Ce groupe se nourrit de détritus, de macrobenthos et de zooplancton. La biomasse a été laissée à estimer par le modèle et le PB augmenté à 2.5 an⁻¹.

Macrozooplancton (groupe 34)

Ce groupe comprend essentiellement les hydrozoaires et les scyphozoaires. La biomasse moyenne pour 66 m de profondeur a été estimée à 0.6 mg·m⁻³ AFDW (poids sec sans cendres) (Kuipers *et al.*, 1993), soit 0.042 t·km⁻². Cette valeur a été transformée en poids frais en utilisant les facteurs de conversion poids sec : AFDW égal à 1:0.362 et poids sec : poids frais 1:0.041 (Brey, 2002), pour un total de 2.86 t·km⁻² pour le plateau. La biomasse extrapolée s'élève à 1 t·km⁻² (tableau 12.1). Les ratios P/B et Q/B ont été fixés à 3 et 23 an⁻¹ (Arai, 1996). Nous avons supposé que la diète est constituée de 80% microzooplancton, 10 % de producteurs primaires et 10 % de détritus.

Meso-zooplancton (groupe 35)

Ce groupe comprend, les polychètes, le méroplankton (larves des poissons), les chaetognathes et les salpes. La biomasse moyenne pour une colonne d'eau de 66 m a été estimée à 72.3 mg/m³ AFDW (poids sec sans cendres) (Kuipers *et al.*, 1993) soit 4.77 t·km⁻². Cette valeur a été transformée en poids frais en utilisant les facteurs de conversion de 1 poids sec: 0.6115 AFDW et 1 poids sec:0.089 poids frais (Brey, 2002), pour un total de 87.65 t·km⁻². John (1986) note une densité moyenne de 285 larves de poissons par m³ sur une colonne d'eau de 90 m. En fixant un poids moyen de 50 mg par larve, on obtient une biomasse de 1.28 t·km⁻². La biomasse totale pour ce groupe est donc de 88.94 t·km⁻² pour le plateau et 31.48 t·km⁻² pour la ZEE (Tableau 12.1).

Les valeurs de P/B et Q/B ont été évaluées à 5 et 32 an⁻¹ respectivement suivant la procédure décrite par Guénette et Morato (2001). Nous avons supposé que ce groupe se nourrit principalement de microzooplancton.

Microzooplancton (groupe 36)

Ce groupe est composé principalement de copépodes, mais inclut aussi les cladocères, *Noctiluca* sp., les Balanidae et les larves de gastéropodes et de Lamellibranches. La biomasse avancée par Kuipers *et al.* (1993) pour ce groupe s'élève à 9.57 t·km⁻² AFDW (poids sec sans cendres). Cette valeur a été transformée en poids frais en utilisant les facteurs de conversion de 1 poids sec:AFDW de 1:0.904 et poids sec:poids frais de 1:0.186 (Brey, 2002), pour un total de 56.94 t·km⁻² pour le plateau et 20.16 pour la ZEE (Tableau, 12.1). Les valeurs de P/B et Q/B ont été évaluées à 60 et 0.3 an⁻¹ respectivement (Guénette et Morato, 2001). Le régime alimentaire des copépodes est constitué de 90% phytoplancton et 10% détritus.

Producteurs primaires (groupe 37)

La productivité primaire provient de la banque de données SeaWIFS (European Commission's Joint Research Centre in Ispra, Italy) incorporée dans Ecopath. La productivité primaire pour la zone à l'étude est évaluée à 902.6 gC·m⁻²·an⁻¹ ou 8124 g·m⁻²·an⁻¹ poids frais en utilisant un

facteur de conversion de $1\text{gC} = 9\text{g}$ poids frais (Pauly et Christensen, 1995). La biomasse, $81.23\text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$, a été obtenue en divisant la production primaire par le P/B, fixé à 100 an^{-1} .

Détritus (groupe 38)

La biomasse des détritits a été calculée d'après l'équation de Pauly *et al.* (1993):

$$\log D = 0.954 \log PP + 0.863 \log E - 2.41$$

où \log est en base 10, D est la biomasse de détritits en $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$; PP est la production primaire égale à $863.56\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$, E est la profondeur euphotique évalués à 40m (Longhurst, 1983). La biomasse des détritits qui en résulte atteint $56\text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}$, soit $560\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ en poids frais.

TABLEAU 12. COMPOSITION ALIMENTAIRE du modèle équilibré de 1998. Les valeurs originales se trouvent sur la deuxième ligne d'une cellule en italiques.

Proies \ Préd.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1 Orque																				
2 Dauphins	0.001	0.001		0.001		0.001														
	<i>0.4</i>	<i>0.01</i>		<i>0.002</i>		<i>0.042</i>														
3 Oiseaux				0																
				<i>0.001</i>																
4 G sélaciens préd															0.031					
5 G sélaciens inv						0.009														
6 Raies M				0.001																
				<i>0</i>																
7 Thons hauturier				0.044		0.073														
8 Thons côtiers				0.01																
9 Mésopél préd		0.034	0.2	0.119	0.01	0.16	0.04	0.03			0.016									
		<i>0.03</i>					<i>0.083</i>	<i>0</i>			<i>0</i>									
10 Mésopél inv		0.065	0.3	0.119	0.019	0.037	0.148	0.098	0.4		0.11	0.006	0.09							
		<i>0.06</i>				<i>0</i>	<i>0.085</i>	<i>0.088</i>	<i>0.3</i>				<i>0.004</i>							
11 Bathydém préd									0.002											
									<i>0.1</i>											
12 Bathydém inv				0.1	0.019				0.02		0.1		0.056							
				<i>0.119</i>					<i>0.1</i>		<i>0.073</i>									
13 Merlu	0.032										0.03		0.011		0.023					
	<i>0.01</i>										<i>0.073</i>				<i>0.007</i>					
14 sparidés comm	0.072	0.02											0.01							
	<i>0.01</i>												<i>0</i>							
15 G dém préd				0.007									0.002	0.005						
													<i>0</i>							
16 G dém inv				0.02	0.017								0.01							
				<i>0</i>									<i>0</i>							
17 Dém M préd	0.058	0.01		0.03		0.01									0.006					
	<i>0.04</i>	<i>0.03</i>		<i>0</i>		<i>0</i>														
18 Dém M inv	0.058	0.03		0.008	0.038		0.01	0.07					0.03		0.01		0.15		0.03	
	<i>0.04</i>			<i>0</i>			<i>0.072</i>	<i>0.198</i>					<i>0.052</i>		<i>0.36</i>		<i>0.395</i>		<i>0.074</i>	
19 P dém préd	0.117	0.06	0.08	0.02									0.008							
	<i>0.08</i>			<i>0</i>									<i>0</i>							
20 P dém inv	0.175	0.1	0.08	0.017	0.038		0.067	0.073					0.08		0.241	0.114	0.394		0.1	
	<i>0.12</i>												<i>0.047</i>				<i>0.395</i>		<i>0.575</i>	
21 Mugilidés	0.131	0.08	0.08	0.01			0.01	0.02					0.02		0.05					
	<i>0.09</i>			<i>0</i>			<i>0</i>	<i>0</i>					<i>0</i>		<i>0</i>					
22 Sabres	0.015			0.002	0.017		0.004						0.001		0.048					
	<i>0.01</i>																			
23 G pél préd				0.166																
				<i>0.266</i>																
24 G pél inv				0.01																
				<i>0</i>																
25 Pél M planc	0.015	0.01		0.01	0.01		0.01	0.02												
	<i>0.01</i>			<i>0.008</i>			<i>0.073</i>	<i>0.058</i>												
26 Maquereau	0.015	0.01		0.014	0.003		0.033	0.01					0.05		0.05					
	<i>0.01</i>						<i>0.023</i>						<i>0.503</i>		<i>0</i>					
27 Clupéidés	0.111	0.33	0.02	0.046	0.022		0.261	0.241		0.11			0.278		0.12				0.3	
	<i>0.05</i>	<i>0.06</i>		<i>0.026</i>			<i>0.186</i>	<i>0.18</i>					<i>0.128</i>		<i>0.048</i>				<i>0.157</i>	
28 Chinchards	0.043	0.04		0.026		0.016	0.28	0.108					0.351		0.033					
	<i>0.03</i>						<i>0.261</i>	<i>0</i>					<i>0.251</i>							
29 Céphalopodes comm	0.029	0.09	0.02	0.171	0.046		0.02	0.05			0.02				0.045		0.036			0.001
	<i>0.02</i>						<i>0.041</i>	<i>0.1455</i>												<i>0.01</i>
30 Céphalopodes non-comm	0.117	0.1	0.22			0.362	0.01	0.145												0.001
	<i>0.08</i>	<i>0.35</i>					<i>0</i>	<i>0.1455</i>												<i>0</i>
31 Macrobenthos		0.01		0.004	0.223	0.135	0.039	0.043			0.351	0.333		0.406	0.11	0.545	0.323	0.969	0.443	0.7
					<i>0.224</i>					<i>0.551</i>				<i>0.037</i>		<i>0.079</i>			<i>0.111</i>	<i>0.506</i>
32 Crustacés comm		0.005		0.003	0.016	0.163	0.004				0.063	0.042	0.003	0.043	0.007	0.031	0	0.001	0.008	0.034
																	<i>0.004</i>			
33 Crustacés non-comm		0.005		0.026	0.139	0.037	0.032	0.022	0.01			0.377		0.546	0.134	0.278	0.064	0.008	0.075	0.103
					<i>0.14</i>				<i>0</i>					<i>0.545</i>						<i>0.444</i>
34 Macrozooplancton							0.01	0.028											0.01	0.01
							<i>0</i>	<i>0</i>											<i>0</i>	<i>0</i>
35 Méso zooplancton				0.016	0.231	0.003	0.032	0.05	0.5	0.03			0.159		0.001	0.032	0.033		0.034	0.03
					<i>0.232</i>			<i>0.047</i>									<i>0.029</i>		<i>0</i>	<i>0.006</i>
36 Micro zooplancton					0.113				0.01	0.97		0.083								0.111
									<i>0</i>											<i>0</i>
37 Producteurs primaires					0.04														0.022	
38 Détritrus									0.03		0.2									0.01
									<i>0</i>		<i>0</i>									<i>0</i>
39 Import																				

Tableau 12.2. suite

Proies \ Prédát.	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
1 Orque																		
2 Dauphins																		
3 Oiseaux																		
4 G sélaciens préd																		
5 G sélaciens inv																		
6 Raies M																		
7 Thons hauturier			0.02															
8 Thons côtiers			0.08															
9 Mésopel préd										0.008								
										0.0175								
10 Mésopél inv			0.07					0.003	0.012	0.053								
			0							0.0175								
11 Bathydém préd										0.001								
										0.0175								
12 Bathydém inv		0.005								0.008								
		0								0.0175								
13 Merlu						0.007												
14 sparidés comm								0		0.002								
										0.006								
15 G dém préd						0.002												
16 G dém inv																		
17 Dém M préd		0.005																
		0.1																
18 Dém M inv		0.01	0.02						0.006	0.001								
		0								0.075								
19 P dém préd		0.03	0.03							0.005								
		0								0.075								
20 P dém inv		0.05	0.06			0.018		0.005	0.025	0.01								
		0	0.03					0.026	0.039	0.075								
21 Mugilidés																		
22 Sabres																		
23 G pél préd			0.04															
24 G pél inv			0.1															
			0.2															
25 Pél M planc			0.01	0.002														
			0.2	0														
26 Maquereau		0.1	0.1															
			0.23															
27 Clupéidés		0.1	0.25	0.21		0.1		0.023	0.003	0.2								
			0.05	0.2		0.046		0.002		0.075								
28 Chinchards		0.58	0.07	0.15		0.03		0.002	0.015	0.04								
			0			0.02				0								
29 Céphalopodes comm		0.02				0			0.005									
						0.02			0.0535									
30 Céphalopodes non-comm		0.03		0.15		0.073		0	0.054	0.01								
				0.3		0.117		0.149	0.0535	0.03								
31 Macrobenthos	0.092					0.003		0.051	0.35	0.214	0.01	0.3	0.15					
								0.001	0	0.15								
32 Crustacés comm		0.03		0.15		0	0		0.05	0.01		0.01						
						0	0.024		0.241	0								
33 Crustacés non-comm		0.04		0.25		0.015	0.01	0.02	0.1	0.1	0.002	0.01						
				0.2			0.071	0.065	0.241	0.15	0.09	0.05						
34 Macrozooplancton				0.001				0.01										
				0				0										
35 Méso zooplancton			0.05	0.05	0.25	0.213	0.35	0.71	0.33	0.15	0.05	0.15	0.2				0.01	
			0	0			0.333	0.689			0.1	0.1						
36 Micro zooplancton			0.1	0.029	0.75	0.24	0.42	0.157	0.048	0.19	0.1	0.13	0.15	0.8			0.25	
				0			0.429	0.043	0	0.15		0.1	0.2				0.79	
37 Producteurs primaires	0.829						0.156				0.297					0.1	0.45	0.9
							0.095				0.3						0.1	
38 Détritit	0.079					0.299	0.06	0.019			0.541	0.4	0.5	0.1		0.29	0.1	
							0.048				0.4					0.1		
39 Import																		

Tableau 12.3. Biomasse et temps de résidence des mammifères marins. La biomasse tient compte des temps de résidence.

Nom français	Nom latin	Résidence (jours)	Biomasse (t·km ⁻²)
Marsouin commun	<i>Phocoena phocoena</i>	90	0.00002
Dauphin à bosse de l'Atlantique	<i>Sousa teuszii</i>	365	0.00002
Dauphin de Risso	<i>Grampus griseus</i>	365	0.00080
Grand dauphin	<i>Tursiops truncatus</i>	182	0.00036
Dauphin tacheté de l'Atlantique	<i>Stenella frontalis</i>	90	0.00000
Dauphin tacheté tropical	<i>Stenella attenuata</i>	90	0.00011
Dauphin à long bec	<i>Stenella longirostris</i>	90	0.00000
Dauphin bleu et blanc	<i>Stenella coeruleoalba</i>	90	0.00086
Dauphin clymène	<i>Stenella clymene</i>	20	0.00000
Dauphin commun	<i>Delphinus delphis</i>	274	0.00051
Globicéphale noir	<i>Globicephala melas</i>	90	0.01456
Globicéphale tropical	<i>Globicephala macrorhincus</i>	90	0.00048
Grand cachalot	<i>Physeter macrocephalus</i>	60	0.01275
Cachalot pygmé	<i>Kogia breviceps</i>	60	0.000002
Phoque moine	<i>Monachus monachus</i>	365	0.00092
Somme du groupe dauphins			0.0314
Orque épaulard	<i>Orcinus orca</i>	180	0.0001

Tableau 12.4. Calcul de la mortalité annuelle par la pêche (F) des thons hauturiers pour la fin des années 1990 selon les estimations de l'ICCAT.

Espèce	F an ⁻¹	Source
<i>Thunnus thynnus</i>	0.32	(Anonymous, 1998b)
<i>Thunnus obesus</i>	0.35	(Anonymous, 1999a)
<i>Thunnus albacares</i>	0.6	(Anonymous, 1999b)
<i>Thunnus alalunga</i>	0.44	(Anonymous, 1998a)
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.75	(Anonymous, 1999b)
Moyenne	0.49	

Tableau 12.5. Biomasse par groupe d'invertébrés composant le macrobenthos du plateau continental de Mauritanie

Groupe	Biomasse (t·km ⁻²)	
Echinoderme	3.87	*
Mollusque	2.02	*
Anthozoaire	2.33	*
Divers	3.18	*
Bivalves (praires)	42.74	**
TOTAL	54.13	*

* (Duineveld *et al.*, 1993);

** (Mika, 1988)

REFERENCES

- Ajayi, T. O. 1982. Food and feeding habits of *Raja* species (Batoidei) in Carmarthen Bay, Bristol Channel. *Journal of Marine Biology Association U.K.*, 62:215-223.
- Anonyme, 1981. Contributions soviétiques à l'évaluation des ressources halieutiques dans la région du COPACE. FAO, COPACE/TECH/81/31 (Fr). 75 pp.
- Anonyme, 1984. Recherches soviétiques sur les chinchards et maquereaux de la zone Nord du COPACE. FAO, COPACE/TECH/84/59 (Fr.), 111 pp.
- Anonyme, 1997. Memorandum on the mass die-off of monk seals on the Cap Blanc peninsula. CNROP/SRRC, Décembre 1997.
- Anonyme, 2001. Restitution des résultats du projet AGGEB. Nouadhibou Septembre, 2001, 65 pp.
- Anonymous, 1998a. Albacore 1998 detailed report. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), Madrid, Spain, 49 pp. <http://www.iccat.es/>.
- Anonymous, 1998b. Report of the ICCAT SCRS Bluefin Tuna Assessment session, detailed report. Genoa, Italy, SCRS/98/22.
- Anonymous, 1999a. Bigeye tuna (*Thunnus obesus*), Executive summary. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), Madrid, Spain, Report of the Standing Committee on research and statistics, Executive summary, 7 pp.
- Anonymous, 1999b. Report of the ICCAT SCRS skipjack stock assessment session. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), Funchal, Madeira, Portugal, SCRS/99/21. 47 pp.
- Arai, M., 1996. Carnivorous jellies. In: Mass-balance models of North-eastern Pacific ecosystems. pp. 39-40, Ed. par D. Pauly et V. Christensen, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC, Vol. 4 (1) 129 pp.
- Bakun, A., et Parrish, R. H. 1990. Comparative studies of coastal pelagic fish reproductive habitats: the brazilian sardine (*Sardinella aurita*). *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 46:269-283.
- Binet, D. 1988. Rôle possible d'une intensification des alizés sur les changements de répartition des sardines et sardinelles le long de la côte ouest africaine. *Aquatic Living Resources*, 1:115-132.
- Blaber, S. J. M., Milton, D. A., Rawlinson, N. J. F., Tiroba, G., et Nichols, P. V. 1990. Diets of lagoon fishes of the Solomon Islands: Predators of tuna baitfish and trophic effects of baitfishing on the subsistence fishery. *Fisheries Research*, 8:263-286.
- Brey, T. 2002. Population dynamics in benthic invertebrate, a virtual handbook.
- Brown, R. G. B. 1979. Seabirds of the senegal upwelling and adjacent waters. *Ibis*, 121:283-292.
- Buckel, J. A., et Conover, D. O. 1997. Movements, feeding periods, and daily ration of piscivorous young-of-the-year bluefish, *Pomatomus saltatrix*, in the Hudson River estuary. *Fishery Bulletin*, 95:665-679.
- Caddy, J., ed. 1983. Advances in assessment of world cephalopod resources. FAO, Rome, Fisheries Technical Paper, Vol. 231, 452 pp.
- Campredon, P. 1988. Observations des oiseaux marins au large de la Mauritanie. *Bulletin du Centre de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou*, 17:148-155.
- Carrasson, M., et Matallanas, J. 1998. Feeding habits of *Alepocephalus rostratus* (Pisces: Alepocephalidae) in the Western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Biology Association U.K.*, 78:1295-1306.
- Cawardine, M., 1995. Whales, dolphins and porpoises. The visual guide to all the cetaceans. Stoddart Publishing, Toronto, Canada. 256 pp.
- CNROP, 1986. Description et évaluation des ressources halieutiques de la ZEE mauritanienne. Rapport du Groupe de travail CNROP/FAO/ORSTOM, Nouadhibou, Mauritanie, 16-27 septembre 1986. FAO, Rome, COPACE/ PACE/SERIES 86/37. 310 pp.
- CNROP, 1989. Les ressources halieutiques de la ZEE mauritanienne. Description, évaluation et aménagement. Rapport du deuxième groupe de travail CNROP/FAO/ORSTOM (11-22 Novembre 1988). p. 222, Ed. par E. Josse, FAO COPACE/ PACE/SERIES/89/49,
- CNROP, 1990. Rapport des groupes de travail *ad hoc* sur la sardine sur les chinchards et les maquereaux dans la région Nord du COPACE. FAO, COPACE/ PACE/SERIES/90/50. 372 pp.
- CNROP, 1991. La pêche industrielle des espèces démersales. In: L'environnement, les ressources et les pêcheries de la ZEE mauritanienne. pp. 138-140, Ed. par P. Chavance et M. Girardin, Bulletin du Centre National de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou, Mauritanie, Vol. 23.
- CNROP, 1999. Evaluation des stocks et des pêcheries mauritaniennes. Voies de développement et d'aménagement. Rapport du quatrième groupe de travail du CNROP, Nouadhibou. Mauritanie, COPACE/ PACE/SERIES 99/64. 186 pp.
- Coelho, M., Domingues, P., Balguerías, E., Fernandez, M., et Andrade, J. P. 1997. A comparative study of the diet of *Loligo vulgaris* (Lamarck, 1799) (Mollusca: Cephalopoda) from the south coast of Portugal and the Saharan Bank (Central-East Atlantic). *Fisheries Research*, 29:245-255.
- Cortés, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science*, 56:707-717.

- Cramp, S., et Simmons, K. E. L., 1977. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Oxford University Press, Oxford. Vol. 1. Ostrich to Ducks, 732 pp.
- Dia, M., Ghorbel, M., Bouain, A., et Kone, Y. 2000. Régime alimentaire de *Pagrus caeruleostictus* (Sparidae) des côtes de Nouakchott (Mauritanie). *Cybium*, 24:81-88.
- Diatta, Y., Clotilde Ba, F. L., et Capapé, C. 2001. Rôle trophique du poulpe commun, *Octopus vulgaris*, chez les Elasmobranches de la côte du Sénégal (Atlantique oriental tropical). Comparaison avec les espèces des côtes tunisiennes (Méditerranée centrale). *Acta Adriatica*, 42(1):77-88.
- Diop, M. 1988. La praire (*Venus rosalina*) à l'Ouest du Banc d'Arguin (Mauritanie): évaluation des stocks et dynamique des populations. *Bulletin du Centre de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou*, 17(1):84-133.
- Diouf, P. S., 1996. Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest: L'exemple de l'estuaire hyperhalin du Sine-Saloum. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II, Paris.
- Diouf T.; B. Samb. et A. Mendy (à paraître) :modélisation trophique du système de l'upwelling séné-gambien. Communication au symposium international sur les pêcheries Ouest Africaines. Dakar du 24 au 28 juillet 2002.
- Dobrovine, B., Mahfoud, M., et Dedah, S., 1991. La ZEE mauritanienne et son environnement géographique, géomorphologique et hydroclimatique. In: L'environnement, les ressources et les pêcheries de la ZEE mauritanienne. pp. 6-27, Ed. par P. Chavance et M. Girardin, *Bulletin du Centre de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou*, Vol. 23.
- Dubochkin, A. S., et Kotlyar, A. N. 1989. On the feeding of Alfonsino (*Beryx splendens*). *Journal of Ichthyology*, 29(5):1-8.
- Duineveld, G. C. A., Lavalaye, M. S. S., et Van Noort, G. J. 1993. The trawl fauna of the mauritanian shelf (Northwest Africa): density, species composition, biomass. In: Ecological studies in the coastal waters of Mauritania, Leiden, The Netherlands, Ed. par W.J. Wolff, J. Van Der Land, P. H. Nieuhuis, et P. A. W. J. de Wilde, *Hydrobiologia*, 258:165-174.
- Ellis, J., Pawson, R., G., M., et Shackley, S. E. 1996. The comparative feeding ecology of six species of shark and four species of ray (Elasmobranchii) in the north-east Atlantic. *Journal of Marine Biology Association U.K.*, 76:89-106.
- Fréon, P., 1988. Réponses et adaptations des stocks des 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. Edition de l'ORSTOM, Coll. Etudes et Thèses, Paris. 287 pp.
- Froese, R., et Pauly, D., eds., 2000. FishBase 2000: concepts, design and data sources. ICLARM, Los Baños, Laguna, Philippines, Vol. 76, 344 pp. <http://www.fishbase.org>,
- Fuentes, H., Antonietti, E., et Alano, A. 1988. Espectro alimentario del patudo (*Thunnus obesus*) en la primavera austral de 1986 en el Pacífico sur oriental. Ed. par H. S. a. A. Landa, *Boletín del Instituto del Mar del Peru*, Volumen extraordinario.
- Gaudechaux, J. P., et Richer de Forges, B., 1983. Inventaires ichtyologiques des eaux mauritaniennes. Nouadhibou, Mauritanie, Documentation du Centre National de Recherches Océanographiques et des Pêches (3), 22 pp.
- Gibson, R. N., et Ezzi, I. A. 1987. Feeding relationships of a demersal fish assemblage on the west coast of Scotland. *Journal of Fish Biology*, 31:55-69.
- Gjøsaeter, J. 1982. Observations on mesopelagic fish off Northwest Africa between 16° and 27°N. In: The Canary Current: Studies of an Upwelling System. A Symposium., Las Palmas (Spain), Ed. par G. Hempel, *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 180:391-398.
- Gjøsaeter, J., et Kawaguchi, K., 1980. A review of the world resources of mesopelagic fish. Rome, FAO Fisheries Technical Paper, 193. 151 pp.
- Gonçalves, J. M. 1991. The octopoda (Mollusca: Cephalopoda) of the Azores. *Arquipélago. Life and Marine Sciences.*, 9:75-81.
- Gonçalves, J. M., 1993. *Octopus vulgaris* Cuvier 1797 (polvo-comum): Sinopse da biologia e exploração. MSc thesis, University of the Azores, Horta, Portugal, 470 pp.
- Gorelova, T. A., et Krasil'nikova, N. A. 1990. On the diet of Maurolicus muelleri in the vicinity of Seamounts Discovery, Nasca, and Mt. Africana. *Journal of Ichthyology*, 30(7):42-52.
- Guénette, S., et Morato, T., 2001. The Azores Archipelago, 1997. In: Fisheries impacts on North Atlantic Ecosystems: Models and analyses. pp. 241-270, Ed. par S. Guénette, V. Christensen, et D. Pauly, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada, Vol. 9 (4) 344 pp.
- Harmelin-Vivien, M. L., Kaim-Malka, R. A., Ledoyer, M., et Jacob-Abraham, S. S. 1989. Food partitioning among scorpaenid fishes in Mediterranean seagrass beds. *Journal of Fish Biology*, 34:715-734.

- IMR (1987). CECAF cooperative surveys 1986. Interim Cruise Report DR. FRIDTJOF NANSEN. Surveys of the shelf between Agadir and Cape Juby, September-November 1986. Bergen, Bergen, Norway, Institute of Marine Research: 18.
- IMR (1987). CECAF cooperative surveys 1986. Preliminary cruise reports. (1) Cruise No. 1, First part, August 17-28, 1986, Sherbro-Bijagos Islands. (2) Cruise No. 1, Second part, August 28 - September 5 1986, Intercalibration trials and acoustic survey work, Senegambia. (3) Cruise No. 2, Guinea Bissau, The Gambia, Senegal and Mauritania, 21 November - 12 December 1986., Bergen, Norway, Institute of Marine Research: 63.
- IMR (1992). , Survey of the pelagic fish resources off North West Africa, Part 3. N. Bergen, Institute of Marine Research, Cruise reports DR. Fridtjof Nansen. Senegal - The Gambia: 51.
- IMR (1992). Survey of the pelagic fish resources off North West Africa, Part 4. N. Bergen, Institute of Marine Research, Cruise reports DR. Fridtjof Nansen. Guinea Bissau, 5 - 11 March 1992: 31.
- IMR (1992). Survey of the pelagic fish resources off North West Africa, Part 2: Mauritania, 11 - 19 February 1992. N. Bergen, Institute of Marine Research, Cruise reports DR. FRIDTJOF NANSEN., Institute of Marine Research: 24.
- IMR (1992). Survey of the pelagic fish resources off North West Africa, Part 1: Morocco, 16 January - 10 February 1992. Bergen, Norway, Institute of Marine Research: 40.
- Jarre-Teichman, A., et Christensen, V., 1998. Comparative modelling of trophic flows in four large ecosystems: Global versus local effects. In: Global versus local changes in upwelling systems, pp. 423-443, Editions ORSTOM, Colloques et Séminaires.
- Jarre-Teichmann, A., et Guénette, S., 1996. Invertebrate benthos. In: Mass-balance models of North-eastern Pacific ecosystems. pp. 38-39, Ed. par D. Pauly et V. Christensen, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC, Vol. 4 (1) 129 pp.
- Jarre-Teichmann, A., et Pauly, D., 1993. Seasonal changes in the Peruvian upwelling ecosystem. In: Trophic models of aquatic ecosystems, pp. 307-314, Ed. par V. Christensen et D. Pauly, ICLARM Conference Proceedings. Vol. 26, 390 p.
- John, H. C. 1986. On currents off north-west Africa as revealed by fish larvae distributions. UNESCO Technical Papers in Marine Science, 49:149-155.
- Kuipers, B. R., Witte, H. J., et Gonzalez, S. R. 1993. Zooplankton distribution in the coastal upwelling system along the Banc d'Arguin, Mauritania. In: Ecological studies in the coastal waters of Mauritania, Leiden, The Netherlands, Ed. par W.J. Wolff, J. Van Der Land, P. H. Nieuhuis, et P. A. W. J. de Wilde, Hydrobiologia, 258:133-150.
- Labropoulou, M., et Eleftheriou, A. 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. Journal of Fish Biology, 50:324-340.
- Leopold, M. F. 1993. Seabirds in the shelf edge waters bordering the Banc d'Arguin, Mauritania. In: Ecological studies in the coastal waters of Mauritania, Leiden, The Netherlands, Ed. par W.J. Wolff, J. Van Der Land, P. H. Nieuhuis, et P. A. W. J. de Wilde, Hydrobiologia, 258:197-210.
- Longhurst, A. R. 1983. Benthic-pelagic coupling and export of organic carbon from a tropical Atlantic continental shelf - Sierra Leone. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 17:261-285.
- Maigret, J. 1980. Les mammifères marins des côtes de Mauritanie. Etat des observations en 1980. Bulletin du Centre de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou, 9(1):130-152.
- Marchal, E. and E. Josse (1980). Evaluation acoustique des ressources en poissons du plateau continental Sénégal- mauritanien ; campagne ECHOSAR II. In : Preliminary reports of the Cooperative Acoustic Survey. CECAF/TECH/81/30: 30-87.
- Marchal, E., E. Josse, et al. (1982). "Résultats des campagnes ECHOSARI(février 1980) et ECHOSAR II(septembre 1980). Prospection des stocks pélagiques le long des côtes du Sénégal , de la Gambie et de la Mauritanie." Centre rech. Oceanogr . Dakar-Tharoye, Arch. N°114.
- Marchal, E. et E. Josse (1982). "Résultats préliminaire de la campagne Echolar III. Du N/O " CAPRICORNE " (Mai 1981) presented to sixth Working Party Resource Evaluation FAO, Rome, 1981, FAO Fisheries Report N°244." 107-125.
- Meyer, M., et Smale, M. J. 1991. Predation patterns of demersal teleosts from the Cape south and west coasts of South Africa. 2. Benthic and epibenthic predators. South African Journal of Marine Sciences, 11:409-442.
- Moreau, J., Christensen, V., et Pauly, D., 1993. A Trophic Ecosystem model of Lake Georges. In: Trophic Models of Aquatic Ecosystems Ed. par D. Pauly et V. Christensen, ICLARM Conference Proceedings. Vol. 26, ICES/ICLARM.
- Nieland, H. 1982. The food of *Sardinella aurita* (Val.) and *Sardinella eba* (Val.) off the coast of Senegal. In: The Canary Current: Studies of an Upwelling System. A Symposium., Las Palmas (Spain), Ed. par G.

- Hempel, Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, 180:369-373.
- Nieri, M., Lamarche, B., et Sakho, A. C., 1996. Note complémentaire sur les échouages survenus en décembre 1995 entre cap Timiris et Chott Boul (République Islamique de Mauritanie). Parc National du Banc d'Arguin, Bul. II, 1:1-8, 5 photos, 3 cartes, 1 Fiche.
- Nokamura, I., et Parin, N. V., 1993. FAO Species Catalogue Vol. 15 Snake mackerels and cutlassfishes of the world (families Gemphylidae and Trichuiridae). FAO, Fisheries Synopsis N°125, 136 pp.
- Olaso, I., et Rodriguez-Marin, E., 1995. Alimentación de veinte especies de peces demersales pertenecientes a la división VIIIc del ICES. Informes Técnicos, Centro Oceanográfico de Santander, Instituto Español de Oceanografía, 56 pp.
- Opitz, S., 1996. Trophic interactions in Caribbean coral reefs. ICLARM, Manila, Philippines, ICLARM Technical Report, 43. 341 pp.
- Ortiz de Zarate, V., et Cort, J. L. 1986. Stomach contents study of immature bluefin tuna in the Bay of Biscay (Region 3 of EEC). Collective volume of scientific papers. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, SCRS/86/33:243-247.
- Ould Taleb Ould Sidi, M., 1988. Etude des rejets de capture de la pêche marocaine en Atlantique marocain d'Assilah à Agadir. Mémoire de Maîtrise, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc, 96 pp.
- Overko, S., Boukaline, P., et Ly, B., 1986. Quelques données sur les merlus de la zone économique mauritanienne. In: Rapport du 1er groupe de travail spécial sur les pêcheries de merlus et de crevettes profondes dans la zone nord du COPACE. pp. 187-201, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), Instituto Espanol de Oceanografia, Santa-Cruz de Tenerife, Canary Islands, Spain, Vol. 86/33, 295 pp.
- Palomares, M. L., et Pauly, D. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 40:259-273.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, 39:175-192.
- Pauly, D., et Christensen, V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature, 374:255-257.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., et Torres, F. J. 1998a. Fishing down the food web. Science, 279:860-863.
- Pauly, D., Soriano-Bartz, M. L., et Palomares, M. L. D., 1993. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: Trophic models of aquatic ecosystems. pp. 1-13, Ed. par V. Christensen et D. Pauly, ICLARM Conference Proceeding, 390 pp., Vol. 26.
- Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E., et Christensen, V. 1998b. Diet composition and trophic levels of marine mammals. ICES Journal of Marine Science, 55:467-481.
- Pinkas, L. 1962. Bluefin tuna food habits. Ed. par L. Pinkas, M. S. Oliphant, et I. L. K. Iverson, Fisheries Bulletin, 152:47-163.
- Randall, J. E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. Stud. Trop. Ocean. Miami, 5:665-847.
- Robineau, D., Ould Mohamed, A., et Niang, A., 1996. Compte-rendu de mission en Mauritanie (novembre 1994) et premières données sur les mammifères marins des côtes de Mauritanie (grande plage et baie du Lévrier). Rapport CIRAD-EMVT, 11. 52 pp.
- Sala, E., et Ballesteros, E. 1997. Partitioning of space and food resources by three fish genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. Marine Ecology Progress Series, 152:273-283.
- Sanyo, 2002 - Etude pour le plan d'aménagement des ressources halieutiques en République Islamique de Mauritanie. JICA/MPEM/CNROP, Sanyo Techno Marine, Inc. Overseas Agro-fisheries Consultants Co. Ltd.
- Sevrin Reyssac, J. 1983. Quelques particularités de la chaîne alimentaire marine dans la région des îles du Banc d'Arguin. Bulletin du Centre de Recherches Océanographiques et des Pêches, Nouadhibou, 11(1):41-52.
- Shannon, L. J., et Jarre-Teichmann, A. 1999. A model of trophic flows in the northern Benguela upwelling system during the 1980s. South African Journal of Marine Science, 21:349-366.
- Sierra, L. M., Claro, R., et Popova, O. A., 1994. Alimentación y relaciones tróficas. In: Ecología de los Peces Marinos de Cuba. pp. p. 263-284, Ed. par R. Claro, Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexico,
- Stanford, R., Lunn, K., et Guénette, S., 2001. A preliminary model of the Atlantic coast of Morocco for the mid-1980s. In: Fisheries impacts on North Atlantic Ecosystems: Models and analyses. pp. 314-344, Ed. par S. Guénette, V. Christensen, T. Pitcher, et D. Pauly, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada, Vol. 9(4) 344 pp.

- Stillwell, C. E., et Kohler, N. E. 1982. Food, feeding habits, and estimates of daily ration of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39:407-414.
- Stromme, T., G. Sætersdal, et al. (1982). Preliminary report on surveys with the R/V DR. FRIDTJOF NANSEN in West African waters, 1981; Mauritania to Guinea Bissau, May 1981; Guinea to Ghana, June 1981 and Mauritania to Guinea-Bissau, September 1981 [Mauritania December 1981], Bergen, Norway, Institute of Marine Research,: 109.
- Stromme, T., Sundby, S. and Sætersdal, G (1982). A survey of the fish resources in the coastal waters of the Republic of Cape Verde, November 1981. Bergen, Bergen, Norway, Institute of Marine Research: 32.
- Stromme, T. (1984). A survey of the fish resources in the coastal waters of the Republic of Cape Verde, November 1981: Report on the R/V DR. FRIDTJOF NANSEN Fish Resource Surveys: 157-187.
- Trites, A., et Heise, K., 1996. Marine mammals. In: *Mass-Balance Models of North-eastern Pacific ecosystems* Ed. par D. Pauly, V. Christensen, et N. Haggan, University of British Columbia, Fisheries Centre. Vol. 4 (1) 129 pp.
- Touré D., 1983. Contribution à l'étude de l'upwelling de la baie de Gorée (Dakar-Sénégal) et de ses conséquences sur le développement de la biomasse phytoplanctonique. *Doc. sci. Centre Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye*, 93, 186 p.
- Trites, A., et Pauly, D. 1998. Estimating mean body masses of marine mammals from maximum body lengths. *Canadian Journal of Zoology*, 76:886-896.
- Trites, A. W., Christensen, V., et Pauly, D. 1997. Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22:173-187.
- Velasco, F., Olaso, I., et de la Gándara, F., 1996. Alimentación de veintidós especies de peces demersales de la División VIIIc de la ICES. Otoños de 1992 y 1993. *Informes Técnicos*, Instituto Español de Oceanografía, 164. 62 pp.
- Vély, M., Dia, A. T., et N'Diaye, R., 1996. Premières données concernant l'inventaire des mammifères marins du banc d'Arguin. *Compte - rendu de mission en Mauritanie (16 janvier au 15 février 1995) Rapport CIRAD - EMVT N° 015*, 118 pp.
- Wada, Y., 1996. Marine mammals and birds. In: *Mass-Balance Models of North-eastern Pacific Ecosystems*. p. 71, Ed. par D. Pauly, V. Christensen, et N. Haggan, Fisheries Centre of the University of British Columbia, Vancouver, BC, 129 pp., Vol. 4(1).
- Wells, R. 1984. The food of the grey mullet (*Mugil cephalus* L.) in Lake Waahi and the Waikato River at Huntly. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18(1):13-19

Sommaire

INTRODUCTION GENERALE	1
PARTIE I - CONTEXTE PHYSIQUE, BIOLOGIQUE ET HALIEUTIQUE	7
Chapitre 1. Milieu physique et environnement.....	11
1.1. Contexte physique et météorologique	11
1.1.1. Le plateau continental : zone à largeur variable	11
1.1.2. Les sédiments : apports éoliens exceptionnels	12
1.1.3. Oscillation Nord Atlantique (NAO) et champs de pressions : un effet possible de la NAO sur la zone	15
1.1.4. Les vents : moteur de l'upwelling	17
1.1.5. Les pluies : zone à pluvisioté médiocre à nulle.....	18
1.2. Répartition, déplacement et caractéristique des masses d'eau	19
1.2.1. Les masses d'eau : une source supplémentaire de productivité	19
1.2.2. Les courants : un facteur de richesse de la zone	21
1.2.3. Les fronts.....	23
1.3. Température de surface, saisons hydrologiques et salinité	24
1.3.1. Température de surface.....	24
1.3.2. Saisons hydrologiques	25
1.3.3. Salinité.....	26
1.4. Upwelling : nature, origine et échelle de variabilité	27
1.4.1. Upwelling : définition	27
1.4.2. Variabilité spatiale	28
1.4.3. Saisonnalité de l'upwelling	30
1.4.4. Fluctuations de l'upwelling à court terme.....	31
1.4.5. Upwelling et turbulence	32
1.4.6. Variabilités inter-annuelles	32
1.4.6. Upwelling, filaments, tourbillons.....	33
1.5. Contexte chimique et productivité du milieu	35
1.5.1. Les sels nutritifs.....	35
1.5.2. Production primaire	37
1.5.3. Productivité secondaire.....	39
1.5.4. Couplage phytoplancton et zooplancton.....	40
1.6. Conclusion du chapitre	41
Chapitre 2. Biologie des principales espèces de petits pélagiques et exploitation.....	43
2.1. Les clupéidés.....	43
2.1.1. La sardine (<i>Sardina pilchardus</i>)	43
2.1.2. La sardinelle ronde (<i>Sardinella aurita</i>)	44
2.1.3. La sardinelle plate (<i>Sardinella maderensis</i>).....	47

2.2.	Les carangidés	48
2.2.1.	Le chinchard noir européen (<i>Trachurus trachurus</i>).....	48
2.2.2	Le chinchard noir africain (<i>Trachurus trecae</i>)	48
2.2.3.	Le chinchard jaune : (<i>Caranx rhonchus</i>).....	49
2.3.	Autres familles.....	49
2.3.1.	Scombridés	49
2.3.2.	Engraulidés	50
2.4.	Le Nord de la Mauritanie : un carrefour biogéographique.....	50
2.5.	Contexte halieutique et réglementaire : une histoire mouvementée ...	51
2.5.1.	La Mauritanie : un pays sans tradition maritime	51
2.5.2.	Réglementation et conditions d'accès à la ressource dans la zone mauritanienne	51
2.5.3.	Les accords de pêche : un éternel recommencement	52
2.5.4.	Flottes industrielles dans la zone nord ouest africaine : un avenir incertain ?	53
2.5.5.	Pêche illégale : un fléau en voie de disparition ?	57
2.5.6.	Historique des captures de petits pélagiques : une évolution erratique	58
2.6.	Conclusion du chapitre	61
PARTIE II - DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DE LA RESSOURCE ET DE L'EXPLOITATION.....		63
Chapitre 3. Variabilité spatiale et inter-annuelle des densités de larves du chinchard noir africain et de la sardinelle ronde dans la zone mauritanienne		67
3.1.	Matériel et Méthodes.....	68
3.1.1	Matériel.....	68
3.1.2.	Méthodes.....	69
3.2.	Résultats	71
3.2.1	Conditions météorologiques et hydrologiques	71
3.2.2.	Distribution des larves	74
3.2.3	Modèle de répartition de sardinelle (GLM et GAM)	76
3.2.4.	Modèles de répartition des larves du chinchard noir africain	83
3.3.	Discussion	85
Chapitre 4. Exploitation des petits pélagiques dans la zone nord ouest africaine		101
4.1	Evolution de l'exploitation au niveau régional : capture par zones et espèce d'après les statistiques de la FAO.....	101
4.1.1.	Captures globales (Zone FAO : 34.1.3 et 34.3.1)	101
4.1.2.	Sénégal (Rapports des groupes de travail FAO)	102
4.1.3	Mauritanie.....	103
4.1.4.	Sahara.....	103

4.2.	Evolution de l'exploitation industrielle dans la zone mauritanienne : analyse des données disponibles à l'IMROP.....	104
4.2.1.	Données et méthodes	104
4.2.2.	Effort nominal	107
4.2.3.	Composition spatiale et saisonnières des captures.....	112
4.2.4.	Captures annuelles par espèces ou groupes d'espèces :	116
4.2.5.	Evolution des captures des trois principales flottilles.....	117
4.2.6.	Captures accessoires, sous déclarations et rejets.....	119
4.3.	Discussion	123
4.3.1.	Evolution des captures	123
4.3.2.	La diminution du sabre	124
4.3.3.	Accroissement des sardinelles.....	125
4.3.4.	D'une stratégie chinchard à une stratégie sardinelle	126
4.3.5.	Quelques conséquences pour la gestion	127
4.4.	Conclusion du chapitre	128
Chapitre 5. Les petits pélagiques dans la zone nord ouest africaine : trente ans de suivi par acoustique		131
5.1.	Historique, données et méthodes.....	131
5.1.1.	Calendrier général et caractéristique des campagnes acoustiques dans la zone nord ouest africaine	131
5.1.2.	Les campagnes nationales	132
5.1.3.	Les campagnes internationales	124
5.2	Données	125
5.3	Méthodes	127
5.3.1.	Modèles Linéaires Généralisés (Generalized Linear Models : GLM)	127
5.3.2.	Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) :.....	128
5.4.	Evolution inter-annuelle de la biomasse totale de 1974 à 2001	128
5.4.1.	Région Nord Ouest Africaine (données campagnes internationales).....	128
5.4.2.	Mauritanie.....	130
5.5.	Evolution inter-annuelle de la biomasse spécifique (en Mauritanie et au Sénégal)	133
5.5.1.	Variation d'abondance des sardinelles	134
5.5.2.	Structures démographiques	137
5.5.3.	Chinchards	139
5.6	Répartition spatiale et variabilité nyctémérale des sardinelles et chinchards	140
5.6.1.	sur la base de l'AFC	140
5.6.2.	sur la base de GLM	141
5.6.	Discussion	143
5.7.	Conclusion du chapitre	145

Chapitre 6. Evolution inter-annuelle et saisonnière des indices d'abondances d'après les données commerciales 147

6.1.	Données et Méthodes	147
6.1.1	Origine des données et rappel sur les concepts de base	147
6.1.2	Calcul d'un effort spécifique	149
6.1.2.	Modèles GLM	149
6.2.	Résultats	150
6.2.1	Effort ciblé	150
6.2.2.	Indice d'abondance des chinchards.....	151
6.2.3.	Indice d'abondance des sardinelles	155
6.3.	Discussions	159
6.4.	Conclusion de chapitre	162

PARTIE III - MODELISATION MONOSPECIFIQUE ,
PLURISPECIFIQUE ET ECOYSTEMIQUE 165

Chapitre 7 . Modèles globaux..... 167

7.1.	Propriétés et Hypothèses	168
7.1.1.	propriétés et processus de base	168
7.1.2.	Hypothèses	169
7.2.	Choix des modèles et méthodes d'ajustements	170
7.2.1	Choix des modèles	170
7.2.2.	Méthodes d'ajustement	171
7.2.3.	Modèles avec effet de l'environnement.....	173
7.3.	Données utilisées, calcul de l'effort théorique total	174
7.4.	Résultats de l'ajustement par la méthode de pseudo-équilibre de Fox	176
7.4.1.	Cas des sardinelles	176
7.4.2.	Cas des chinchards.....	180
7.5.	Résultat de l'ajustement du modèle dynamique	183
7.5.1	Ajustement sous Excel : cas des sardinelles	183
7.5.2	Cas des Chinchards	185
7.5.2	Ajustement par le modèle ASPIC.....	187
7.6.	Discussion	188
7.7.	Conclusion du chapitre	192

Chapitre 8. Modèles Analytiques..... 193

8.1.	Principes de base de l'approche structurale	194
8.1.1	Analyse des cohortes (VPA)	194
8.1.2.	Calcul du rendement de biomasse et de biomasse féconde par recrue.....	198

8.2.	Données utilisées	199
8.3.	Résultats	202
8.3.1.	Estimation de la Mortalité naturelle et des captures par âge.....	202
8.3.2.	Résultats de la VPA.....	203
8.3.2.	Diagnostic de rendements et de biomasse par recrue.....	207
8.3.3.	Approche de précaution.....	208
8.4.	Discussion	209
8.5.	Conclusion du chapitre	212
Chapitre 9. Une première tentative de modélisation de l'Ecosystème (ECOPATH) de la ZEE mauritanienne : comparaison des deux périodes (1987 et 1998).....		
		215
9.1.	Donnees et Méthodes	215
9.1.1.	Principe du modèle.....	215
9.1.2.	Données générales.....	217
9.1.3.	Équilibrage du modèle.....	218
9.2.	Premiers résultats, discussion	220
9.3.	Conclusion du chapitre	223
CONCLUSION GENERALE.....		225
Bibliographie.....		231
Annexes.....		249