

N° d'ordre : 2010-5

N° Série : H-79

ANNÉE 2010



THÈSE / AGROCAMPUS OUEST

sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

pour obtenir le diplôme de :

**DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES,
AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE**

Mention : Halieutique

Ecole doctorale : Vie-Agronomie-Santé

présentée par

Modou THIAW

**Dynamique des ressources halieutiques à
durée de vie courte : cas des stocks de poulpe et de
crevettes exploités au Sénégal**

Thèse soutenue le 08 janvier 2010, devant le jury composé de :

M. Martial LAURANS	<i>Président</i>	Chargé de Recherche, IFREMER, Brest
M. Francis LALOË	<i>Rapporteur</i>	Directeur de Recherche, IRD, Montpellier
M. Raymond LAE	<i>Rapporteur</i>	Directeur de Recherche, IRD, Brest
M. Omar Thiom THIAW	<i>Examineur</i>	Professeur à l'Université de Dakar, Sénégal
M. Didier GASCUEL	<i>Directeur de thèse</i>	Professeur, Agrocampus Ouest, Rennes
M. Didier JOUFFRE	<i>Co-directeur de thèse</i>	Chargé de Recherche, IRD, Montpellier

Thèse préparée à l'UMR Ecologie et Santé des Ecosystèmes, Pôle Halieutique Agrocampus Ouest, France et à l'Institut de Recherche pour le Développement IRD, Sénégal

AVANT-PROPOS

La thèse a été réalisée dans le cadre d'une collaboration entre l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD), Agrocampus Ouest et l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), grâce à un financement du Département Soutien et Formation (DSF) de l'IRD. Cette étude vise à comprendre les dynamiques des populations de poulpes et de crevettes exploitées au Sénégal face à l'accroissement de la pression de pêche et aux modifications de l'environnement, conséquences de la sécheresse chronique qu'a connue la zone sahélienne pendant ces dix dernières décennies.

Depuis sa création en octobre 2003, l'Institut Universitaire de Pêches et d'Aquaculture sous la direction du Professeur Omar Thiom THIAW, a mis en place un cours de Dynamique des Populations. Celui-ci est assuré par des professeurs d'universités françaises et des chercheurs de l'IRD du fait du déficit de spécialistes de ce type au niveau régional, en particulier au niveau de la jeune génération. C'est notamment pour combler ce déficit que l'IUPA souhaite former un spécialiste en la matière en lui faisant passer une thèse de doctorat dans ce domaine.

Par ailleurs, la thèse s'est également inscrite dans un contexte de collaborations scientifiques à l'échelle sous-régionale, dans le cadre du programme ISTAM (Improve Scientific and Technical Advices for fisheries Management) dans lequel étaient impliqués les 3 partenaires directement impliqués dans l'encadrement de cette thèse :

Agrocampus Ouest, Université Européenne de Bretagne, UMR Ecologie et Santé des Ecosystèmes, Laboratoire d'Ecologie Halieutique (LEH), Rennes (France),
IRD : Institut de Recherche pour le Développement (Dakar)
IUPA : Institut Universitaire de Pêche et d'Aquaculture (Sénégal).

Les résultats issus de cette recherche ont été valorisés par deux articles (Thiaw et al., 2009 et Thiaw et al., soumis) et un troisième, en préparation.

Remerciements

Au terme de ces trois années, j'aimerais remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à ce travail et sans qui, il ne serait pas ce qu'il est.

Je tiens à remercier chaleureusement Didier Gascuel avec qui, j'ai eu le grand plaisir de travailler pendant plusieurs années, et qui a suivi avec beaucoup d'attention et d'amitié les débuts mouvementés de ma thèse à l'IRD. Ce travail n'aurait pu se faire sans la volonté et l'efficacité de Gascuel. Didier, vos grandes connaissances, vos suggestions et interventions pertinentes ont été d'une grande utilité pour moi. J'ai toujours tiré de votre sourire force et confiance. Veuillez recevoir alors mes remerciements les plus sincères.

Mes remerciements vont particulièrement à Didier Jouffre, pour m'avoir accepté en tant que doctorant au sein de l'ex-unité de recherche OSIRIS. Didier, généreux de cœur et d'esprit, a toujours accompli de la manière la plus efficace possible son rôle d'encadreur. Merci pour les conseils, la confiance, le suivi, le soutien, et pour la liberté scientifique que vous m'avez toujours accordée, que ce soit dans les directions scientifiques à prendre ou pour la rédaction de ce manuscrit.

J'adresse aussi mes sincères remerciements à Alain Caverivière que je nomme « personne ressource » dans ma thèse. Il m'a permis de mieux comprendre la dynamique des populations de crevettes et a aussi marqué par son empreinte ce mémoire. Alain, merci pour votre hospitalité, votre disponibilité, votre soutien, vos conseils et de m'avoir permis de faire une première synthèse bibliographique sur l'exploitation des crevettes au Sénégal.

Je voudrais également remercier vivement le Professeur Omar Thiom Thiaw, pour avoir accepté de me recruter dans son laboratoire pour ma formation doctorale. Après mon Master, le Professeur Thiaw, a aussi sollicité l'IRD et Agrocampus Ouest pour la formation d'un futur enseignant-chercheur en Dynamique des populations et évaluations des stocks en le faisant passer une thèse de doctorat. Professeur, vous avez aussi suivi avec grand intérêt mes travaux de thèse et accepté de participer à ce jury. Merci pour la confiance et la liberté que vous m'avez toujours accordées.

Je remercie les membres du jury d'avoir accepté d'évaluer ce travail en dépit des différentes responsabilités qui leur incombent et pour l'attention qu'ils ont portée au manuscrit : Je remercie en particulier Raymond Laë et Francis Laloë, de m'avoir fait l'honneur d'accepter d'examiner ce travail. Je tiens également à remercier Laurans Martial de bien vouloir participer au jury de cette thèse.

Je tiens aussi à remercier tous les participants du projet Istam (<http://www.projet.istam.org/>). Ce projet européen portait sur l'étude des facteurs de la qualité des systèmes de suivi comme éléments de base pour les évaluations de stocks et pour la production d'indicateurs de suivi de l'état de santé des écosystèmes à l'échelle sous régionale. Dans ce cadre à la fois scientifique et coopératif (le projet comptait 13 partenaires différents), j'ai réalisé ma thèse en dynamique des populations et ai donc étoffé mes connaissances en halieutique et en statistiques appliquées. J'ai participé à l'ensemble des réunions de projet et ai expérimenté le travail au sien d'un partenariat large et multiple.

Je remercie l'ensemble du personnel du département halieutique qui m'a offert un environnement de travail de premier ordre, avec une mention spéciale à Catherine Cliquet, responsable de la bibliothèque Linné du Pôle Halieutique, pour son soutien à la recherche d'articles scientifiques. A travers elle, j'adresse mes sincères remerciements à toute l'équipe du Laboratoire d'Ecologie Halieutique, Pôle Halieutique, Agrocampus Ouest (France) pour son accueil et sa sympathie, à savoir Catherine, Béatrice, Hervé Le Bris, Caro, Etienne Rivot, Jérôme Guitton, Sébastien Rochelle, Beyah Ould Meissa, Cheikh BAYE, Guy Fontenelle et Olivier Le Pape. Mon travail a été réalisé dans des conditions parfaites en termes d'ambiance (beaucoup de pots) et d'environnement scientifique (discussions entre chercheurs) et sportif, je veux parler de l'équipe de Babington du labo à qui je remercie au passage pour m'avoir appris à jouer cette discipline.

J'aimerais aussi remercier Djiga Thiao et Modou Thiam, responsables de la base de données du CRODT, et à travers eux toute la direction du centre. Je les ai régulièrement côtoyés tout le long de mes travaux de thèse ; ils ont été vraiment disponibles jusqu'au bout, et pour les derniers détails, me permettant ainsi d'avoir les données nécessaires à la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont conjointement à la direction des entreprises de pêche telles que Sopasen, Amerger Casamance, Ikagel et Sénécrot du Port Autonome de Dakar, pour m'avoir fourni les données de captures par catégorie commerciale de poulpe ou par calibre (pour le cas des crevettes). Je remercie tout particulièrement Jacques Marec, l'ex-directeur de la société Sopasen, pour m'avoir autorisé au sein de sa société de saisir les captures commerciales et les caractéristiques d'exploitation de leurs bateaux. Merci au Dr Adama Abdoulaye Thiam, à Ismaïla Mandiang, à Ibrahima Ndiaye et à Assomption Lopy, pour m'avoir aidé à faire des mensurations sur les crevettes décongelées.

Je remercie également l'ensemble des personnes de la direction des Industries de Transformation de la Pêche, à l'occurrence l'ex-directeur feu Joachim Diatta (Que Dieu l'agrée dans son Paradis) et son adjoint Valy Ndiaye, qui ont contribué à ce travail par leur soutien dans la collecte des données auprès de certaines entreprises de pêche du port autonome de Dakar.

Ces travaux n'auraient pu être menés à bien sans la collaboration et les conseils de nombreux collègues de l'IRD de Bel Air. Ma reconnaissance va donc à Mbaye Tine, Djibril Faye, Georges Pierre Sène, Ndombour Gning et Oumar Sadio.

Je remercie aussi la direction de l'Institut Universitaire de Pêche et d'Aquaculture, Malick Diouf, Daly Sène, Mme Kébé, à tous les enseignants et chercheurs Mamina Daffé, Justin Kantoussan et les autres, à tous les étudiants et à mes compagnons de thèse Mamadou Sène et Abdoulaye Niane, pour leur soutien moral.

Merci également aux actuels et anciens thésards du Laboratoire de Biologie de la Reproduction du département de Biologie animale de la Faculté des Sciences, Mamour Touré, Fawrou Sèye, Raymond Ndione mais aussi à tous mes camarades thésards, Malick Ndiaye, Mansour.

Mes remerciements vont aussi à ma famille et mes amis qui, avec cette question récurrente, « quand est-ce que tu la soutiens cette thèse ? », bien qu'angoissante en période fréquente de doutes, m'ont permis de ne jamais dévier de mon objectif final. Merci à toute la grande famille Mignane Thiaw, pour leur affection maintes fois renouvelée. J'associe à ces remerciements tous mes amis, frères et sœurs qui m'ont soutenu tout au long de la thèse : Sokhna, Midia, Ngawou, Gorgui, Ndiégou, Bakhaw et El Hadji, Ablaye Thiaw, Khady Tine, Awa Diouf, Ibou Thiaw, Assane Guèye, Isai Ndiaye.

J'aimerais aussi remercier le Département Soutien et Formation (DSF) de l'IRD pour le support financier qu'il m'a apporté tout au long de ces trois années.

Merci à la famille Sarr (Ousseynou et Adeline), pour leur accueil régulier à Rennes ; en m'offrant tous deux leur hospitalité chaleureuse. Merci à l'ingénieur Halieute Djiby Camara, pour sa gentillesse, Dr Macoumba Loum, pour son hospitalité, le chimiste Dr Balla Sylla, pour ses plans culinaires, notre ingénieur agronome Baye Madiop Niang, pour ses encouragements (« Yalla bakh na »). Merci à vous tous, pour votre compagnie précieuse pendant mes séjours à Rennes et surtout pendant les moments de détente (Badminton, dîners, soirées et barbecue).

Merci enfin à mes parents et ma chérie, qui m'ont permis de me ressourcer « au vert » pendant les moments de stress, de fatigue. La meilleure pour la fin, merci à ma chérie pour ton amour, ton soutien, ta patience, ton réconfort, de m'avoir permis d'aller au bout de ma passion. Je ne saurai jamais assez te remercier.

Table des matières

Introduction générale	1
Chapitre 1 :	7
Environnement, biologie, écologie et exploitation des poulpes et crevettes au Sénégal	7
Introduction.....	7
1.1. Conditions physiques et hydroclimatiques du milieu.....	8
1.2. Biologie, écologie et exploitation du poulpe au Sénégal.....	13
1.2.1. Généralités	13
1.2.2. Biologie.....	14
1.2.3. Ecologie.....	20
1.2.4. Exploitation.....	22
1.3. Biologie, écologie et exploitation des stocks de crevettes	26
1.3.1. Généralités sur les crevettes.....	26
1.3.2. Biologie et écologie	29
1.3.3. Exploitation.....	43
1.3.4. Recrutement et sélectivité	47
1.3.5. Autres espèces de crevettes exploitées au Sénégal.....	48
1.4. Evolution de la composition du peuplement marin.....	53
1.5. Mesures de gestion des pêches maritimes au Sénégal.....	57
1.6. Conclusions.....	59
Chapitre 2 :	63
Variabilité interannuelle des abondances de céphalopodes et de crevettes	63
Introduction.....	63
2.1. Matériel et Méthodes.....	64
2.1.1. Données	64
2.1.2. Méthodes.....	70
2.1.2. Méthodes.....	70
2.2. Résultats	73
2.2.1. Le poulpe.....	73
2.2.2. Crevettes	82
2.3. Discussion et conclusions	93

Chapitre 3 :	95
Evaluation de l'impact de la pêche sur la dynamique des populations de poulpe et de crevettes par modélisation structurale	95
Introduction.....	95
3.1. Evaluation du stock de poulpe	96
3.1.1. Matériel et Méthodes.....	96
3.1.2. Résultats	104
3.2. Evaluation du stock de crevettes de Roxo-Bijagos	113
3.2.1. Matériel et Méthodes.....	114
3.2.2. Résultats	122
3.3. Discussion et conclusions	134
 Chapitre 4 :	 137
Analyse des relations entre l'abondance du stock de poulpe et les indices climatiques (1996-2005)	137
Introduction.....	137
4.1. Matériel et Méthodes.....	138
4.1.1. Données	138
4.1.2. Méthodes.....	140
4.2. Résultats	140
4.2.1. Variabilité du recrutement	140
4.2.2. Variabilité de l'intensité de l'upwelling côtier	141
4.2.3. Relations upwelling/recrutement	145
4.3. Discussion et conclusions	148
 Chapitre 5 :	 151
Application du modèle global à l'étude des relations ressource/pêche/environnement : cas du poulpe et des crevettes	151
Introduction.....	151
5.1. Impact de la pêche et de l'upwelling sur la dynamique du stock de poulpe.....	152
5.1.1. Modèle global à l'équilibre.....	152
5.1.1.1. Données et méthodes	152
5.1.1.2. Résultats	156
5.1.2. Modèle global dynamique	160
5.1.2.1. Données et méthodes	160
5.1.2.2. Résultats	161
5.2. Dynamique des stocks de crevettes.....	165

5.2.1. Données et méthodes	165
5.2.2. Résultats	167
5.3. Discussion et conclusions	172
Conclusion générale	177
Références bibliographiques	183
Annexes	197
Annexe I : Informations relatives à la marée (source : Sopasen).....	198
Annexe II : Informations relatives à l'activité de pêche (source : Sopasen)	199
Annexe III : Evolution de l'abondance annuelle de seiches et calmars.....	200
Annexe IV : Données de captures utilisées pour la VPA poulpe.....	204
Annexe V : Données de captures utilisées pour la VPA des crevettes	209
Annexe VI : Recrutement mensuel du poulpe et données environnementales.....	212
Annexe VII : Captures et indices d'abondance des stocks de poulpe et crevettes	213
Annexe VIII : Données environnementales utilisées dans les modèles globaux.....	215

Introduction générale

Introduction générale : Situation des ressources à vie courte dans un contexte de surexploitation avérée de certaines ressources démersales

Au cours des trois ou quatre dernières décennies, la pêche s'est intensément développée en Afrique de l'Ouest (Laurans et al., 2002 ; Chavance et al., 2004). L'effort de pêche, déjà important au Sénégal au début des années 1980, a été multiplié par 2,5 (Gascuel et al., 2004), entraînant ainsi au cours des trois dernières décennies, des changements écologiques importants dans la composition des peuplements marins.

Beaucoup de stocks de poissons démersaux (Thiof, Pagne, Rouget, Thiékem) se sont effondrés au profit d'autres espèces à durée de vie plus courte, telles que les poulpes et crevettes. Ceci est un des résultats essentiels tirés des travaux menés dans le cadre du projet SIAP, Système d'Information et d'Analyse des Pêches (Chavance et al., 2004). Par exemple, il a été montré que la pêche avait diminué, environ par un facteur de 10, la biomasse d'espèces emblématiques comme le Thiof et le Pageot au Sénégal (Gascuel et al., 2004).

Dans ce contexte de surexploitation avancée de beaucoup d'espèces démersales, l'exploitation des ressources halieutiques à durée de vie courte a connu un développement considérable au cours des trois dernières décennies en Afrique de l'Ouest, et notamment au Sénégal. En effet, le développement des pêcheries de poulpe et de crevettes, constaté, semble être dû à un accroissement de la biomasse de ces espèces. Par exemple, Domain et al. (2002) ont montré, lors de campagnes d'évaluation des stocks

halieutiques en Guinée, que les rendements de *Farfantepenaeus notialis*, principale espèce de Penaeidae exploitée dans la sous région, sont passés de 0,25 en 1998 à 0,52 Kg/30 mn en 2002.

Ces stocks (de poulpe et de crevettes) présentent cependant des dynamiques plus rapides et plus instables, leur potentiel de production varie fortement d'une année à une autre. Leur exploitation durable implique donc un aménagement des pêches adapté, tenant compte de ces dynamiques particulières. La présente étude a pour objectif principal de consolider les bases scientifiques d'un tel aménagement.

1. Contexte général

❖ La pêche, un enjeu majeur en Afrique de l'Ouest, en particulier au Sénégal

Les côtes ouest africaines sont connues par leurs eaux très productives sur le plan biologique (Roy, 1992 ; Caverivière 1994a ; Chavance et al. 2004). Les conditions hydroclimatiques favorables du milieu marin sont dues à la présence de l'upwelling côtier qui s'étend du Maroc au Sénégal (Faure, 2000). Cette forte productivité fait de l'Afrique de l'Ouest, une région halieutique majeure sur le plan mondial. Sa production halieutique moyenne (zone statistique FAO 34) atteint 3,5 millions de tonnes par an (Chavance et al. 2004). Les Zones Economiques Exclusives (ZEE, 200 miles marins) des six pays de la Commission sous régionale des pêches (CSRP), qui s'étend de la Mauritanie à la Sierra Léone, en assurent, à elles seules, près du tiers.

A l'intérieur de cette zone, le poids halieutique du Sénégal est très significatif puisqu'il atteint une production moyenne annuelle d'environ 400 000 tonnes. Avec de tels volumes de captures, il est évident que la pêche joue un rôle stratégique dans l'économie du pays. Elle le fait à travers sa forte contribution au produit intérieur brut national (4,88% du PIB), son apport en devises et le nombre d'emplois générés (environ 600 000 emplois). C'est ainsi que, selon les chiffres du Ministère de l'Economie Maritime du Sénégal (<http://ecomaritime.gouv.sn>):

- ✓ la pêche occupe le premier poste du secteur primaire devant les produits comme le phosphate et l'arachide ;
- ✓ on estime que 15% de la population active du territoire est salariée du secteur ;
- ✓ au moins jusqu'à une période récente, le secteur était pourvoyeur de devises par le biais de licences de pêches accordées aux sociétés étrangères. De plus, la filière pêche contribuait aussi aux recettes de l'Etat à travers les divers accords de pêche. A titre indicatif, les compensations financières accordées par l'Union Européenne se sont élevées à près de 43 milliards de Franc CFA sur la période 1994-2001 ;
- ✓ les produits de la pêche constituent la première source nationale d'exportation. Ainsi, les recettes d'exportation des produits halieutiques ont été estimées à plus de 155 milliards de francs CFA en 2007.
- ✓ en plus de cela, la pêche et les activités de transformation sont des activités anciennes et traditionnelles au Sénégal qui expliquent que ce secteur a une grande importance sur les plans culturel et social et jouent un rôle primordial dans l'alimentation des populations.

❖ Un développement du secteur qui semble avoir atteint ses limites

Les volumes de captures enregistrés aujourd'hui au Sénégal et dans les autres pays de la sous région, résultent d'une constante intensification de la pression de pêche depuis une cinquantaine d'année (Gascuel et Ménard, 1997; Gascuel et al., 2004; Sidibé et al., 2004). Cette situation atteint néanmoins

aujourd'hui ses limites. En effet, il semble que, les débarquements totaux ont atteint un plateau depuis environ une décennie (Thibaut et al., 2003). Pourtant l'effort de pêche n'a pas cessé d'augmenter, de même que le nombre d'espèces ciblées. Mais dans plusieurs zones de production, et pour de nombreuses pêcheries, les débarquements sont désormais décroissants, et parfois de manière forte (Chavance et al., 2004). La FAO estime ainsi que 34% des pêcheries sont actuellement en phase mature et 33% en phase sénescence, dans la zone statistique FAO 34 (Chavance et Chavance, 2002).

❖ **Surexploitation avérée de beaucoup d'espèces démersales**

Les ressources démersales sont principalement ciblées par la pêche et globalement surexploitées, parfois de manière très importante (Barry et al., 2004 ; Gascuel, 2004 ; Gascuel et al., 2004; Sidibé et al., 2004 ; Laurans, 2005). C'est ce qui ressort en particulier des travaux menés dans le cadre du projet SIAP qui regroupe l'essentiel des évaluations menées sur les stocks de poissons démersaux de l'Afrique de l'Ouest, au cours des 10 ou 15 dernières années.

Si l'état global très dégradé de ces ressources démersales ne fait guère de doute, la situation d'exploitation est cependant contrastée selon les espèces. Il semble en effet que certaines d'entre elles, et en particulier les espèces à vie courte, n'ont pas subi de diminution de leur abondance mais au contraire une tendance à la hausse sur les trois dernières décennies. En effet, la pêche, en entraînant la déplétion de certains stocks de poissons parmi les plus abondants et les plus recherchés dans la phase initiale d'exploitation, aurait ainsi modifié les équilibres écologiques. Certaines espèces se trouvent logiquement favorisées par la baisse de leurs prédateurs et/ou de leurs concurrents. Cet impact indirect de la pêche, de nature écosystémique, constitue ainsi une des hypothèses les plus généralement admises pour expliquer certains changements observés dans la composition des peuplements (Jouffre, 1998 ; Caverivière et al., 2002 ; Chavance et al., 2004). Cette hypothèse nécessite certainement des recherches approfondies, notamment l'analyse historique des abondances des espèces prédatrices et concurrentes et des ressources à vie courte, pour être totalement confirmée. Mais déjà, certains faits avérés, comme par exemple le fait que le poulpe a connu récemment, durant l'été 1999, un niveau d'abondance jamais enregistré auparavant au Sénégal (Diallo et al., 2002), s'inscrivent parfaitement dans cette logique d'évolution des peuplements marins.

❖ **Développement des ressources à vie courte**

Dans un tel contexte de changement de la composition des peuplements marins, l'exploitation des espèces à vie courte, soient principalement des céphalopodes (poulpe, seiche, calmar) et crustacés (en particulier les crevettes côtières) s'est considérablement développée au cours des dernières années dans les différents pays de la sous région (données StatBase, Thibaut et al., 2003). L'exploitation croissante de ces ressources semble donc concomitante à un accroissement des biomasses des espèces concernées. Par exemple, des évaluations menées en Mauritanie en décembre 2004, montrent que le stock de crevettes côtières a vu son potentiel de production (MSY) passer de 1 000 à 2 000 tonnes au cours des 10 ou 15 dernières années, en liaison avec une forte baisse de l'abondance des poissons démersaux (WG IMROP, 2007). Une synthèse sur les productions maximales de stocks de crevettes ouest africains explique aussi une augmentation de la production de la crevette blanche au cours des deux dernières décennies (Caverivière, 2002a).

❖ **Besoins de recherche identifiés pour les ressources à vie courte**

L'évaluation des stocks de poulpe et crevettes constitue donc un challenge en raison de leur poids économique élevé et leur rôle révélateur des changements écosystémiques. L'évaluation de ces

ressources aux dynamiques rapides et instables est cependant rendue difficile par leurs propres caractéristiques biologiques. En effet, leur faible longévité rend impossible l'utilisation des méthodes usuelles d'analyse des cohortes, sur la base de données annuelles. Quant à leur instabilité, elle rend problématique l'utilisation des modèles globaux de production. Leurs évaluations doivent donc s'appuyer sur des procédures spécifiques, permettant la prise en compte de la variabilité du recrutement.

Une caractéristique majeure des ressources à vie courte est leur très grande sensibilité à la variabilité de l'environnement (Dia et al., 1996 ; Agnew et al., 2000 ; Faure, 2000), notamment aux fluctuations interannuelles de l'intensité de l'upwelling qui ont lieu au cœur des zones de reproduction. On sait par exemple que l'intensité de l'upwelling influe fortement sur le recrutement du stock de poulpe au Sénégal (Faure, 2000 ; Caverivière et al., 2002 ; Diallo et al., 2002), entraînant ainsi d'une année à une autre, des variations de captures de 5 000 à 50 000 tonnes.

La problématique posée par ces espèces à vie courte traduit un besoin de compréhension de leurs dynamiques et de développement de méthodes d'évaluation adaptées à leurs caractéristiques biologiques.

❖ **Mise en place de nouveaux plans d'aménagement**

Les évolutions récentes affichées au niveau régional en termes de gestion des pêches (IDDRA, 2006) constituent, elles aussi un élément important du contexte général de ce travail, de son utilité et donc de sa justification. En effet, les pays ouest africains se tournent de plus en plus vers la mise en place de plans d'aménagement pluriannuels des pêches. Ils fixent, sur une base concertée entre différents acteurs de la pêche, des objectifs à moyen terme pour les pêcheries et en définissent les mécanismes de gestion. A ce sujet, l'exploitation des ressources à vie courte est particulièrement concernée dans cette volonté manifeste de gestion des ressources marines. Par exemple, la Mauritanie a mis en place actuellement un plan d'aménagement pour le poulpe et conçoit un plan pour les crevettes (IDDRA, 2004, 2006). Le Sénégal a commencé également l'étude de deux plans d'aménagement pour les stocks de crevettes présents dans sa Zone Economique Exclusive (ZEE), l'un concerne la pêche de crevettes côtières (plan crevettes côtières et Cymbium) et l'autre concerne, celle exploitant les crevettes profondes (plan pêcheries profondes : crevettes et merlus).

Au de-là de ce contexte géographique immédiat, l'exploitation accrue des espèces à vie courte (céphalopodes et crevettes en particulier) est un phénomène généralisé sur le plan mondial (Agnew et al., 1998 ; Pauly et al., 1998 ; Semmens et al. 2004). Cette situation confère à l'étude une portée générale et un intérêt potentiel qui dépassent largement le cadre de l'Afrique de l'Ouest, que ce soit en termes de résultats « méthodologiques » ou « appliqués » (procédures d'évaluation de ces stocks) ou en termes de recherche dite « fondamentale » (compréhension des phénomènes observés pour une approche écosystémique des pêches).

2. Problématique

Les stocks de céphalopodes et crevettes sont devenus aujourd'hui les enjeux majeurs de la filière aussi bien au Sénégal que dans les autres pays de la sous région. La présente étude a pour objectif principal de consolider les bases scientifiques d'un tel aménagement de ces ressources à vie courte. Elle propose une recherche orientée selon deux axes principaux : (1) une analyse des dynamiques observées

(historiques et actuelles) en vue d'une meilleure compréhension de leurs déterminismes et (2) la prise en compte de ces connaissances nouvelles dans des modèles de dynamiques des populations.

Les résultats obtenus correspondent aux deux objectifs identifiés, soient (1) des résultats qu'on peut qualifier de biologiques ou fondamentaux : c'est la production de connaissances biologiques et écologiques sur ces ressources à vie courte, en particulier sur la compréhension des déterminismes de leurs fluctuations, (2) des résultats qu'on peut qualifier de plus méthodologiques ou appliqués : c'est la mise au point d'une batterie de méthodes ou de modèles originaux adaptés à leur évaluation et directement applicables dans le cadre de la mise en œuvre des plans d'aménagement ciblant ces types de ressources.

Le présent travail s'appuie sur l'état des connaissances acquises sur les ressources démersales du Sénégal et de l'Afrique de l'Ouest. Beaucoup de travaux déjà menés dans la sous région ont abouti à la production de ces connaissances sur les ressources régionales, soient en termes d'évaluations de stocks (Gascuel et Ménard, 1997 ; Barry et al., 2004 ; Gascuel, 2004 ; Gascuel et al., 2004 ; Sidibé et al., 2004 ; Laurans, 2005), ou de description et compréhension de leurs dynamiques (Caverivière, 1994a ; Caverivière et Rabarison, 1997 ; Jouffre, 1998 ; Faure, 2000 ; Diallo et al., 2002) et de leur exploitation (Dia et al., 1996), ou encore de l'évaluation des changements écosystémiques qui les affectent (Jouffre et al., 2004a, 2004b ; Inejih et al., 2004 ; Laloë, 2004 ; Samb et Mendy, 2004 ; Jouffre et Inejih, 2005).

Ce travail s'appuie donc sur un important background et s'inscrit dans la continuité des recherches menées sur la problématique des ressources à courte durée de vie, et plus particulièrement les nombreuses études qui se sont intéressées aux stocks de poulpes (*Octopus vulgaris*) exploités dans cette région.

3. Plan de la thèse

La démarche adoptée consiste à suivre la progression logique des traitements possibles tout en analysant les relations ressources/pêche/environnement, pour apporter des réponses aux questions suivantes :

- Quelles sont les dynamiques des populations de poulpe et de crevettes exploités au Sénégal ?
- Quels sont les effets de l'environnement sur la variabilité interannuelle de l'abondance de ces espèces ?
- Quel est le diagnostic sur l'état actuel des stocks de poulpe et de crevettes exploités au Sénégal ?

Le document se compose de cinq chapitres :

- Le premier chapitre constitue une sorte d'état des lieux, et donc de synthèse sur les aspects liés à l'environnement, à la biologie, à l'écologie et à l'exploitation des poulpes et crevettes. Il résume l'information scientifique tirée d'une bibliographie mondiale sur le sujet. Trois points importants sont mis ici en exergue : (1) les informations biologiques et écologiques indispensables dans l'établissement de modèles de dynamiques des populations adaptés, (2) l'importance des espèces à vie courte dans la production nationale et mondiale depuis le début de l'exploitation jusqu'à la période récente et (3) leur rôle dans le fonctionnement de l'écosystème sénégalais.

- Le deuxième chapitre analyse les évolutions des abondances des stocks de poulpes, seiches, calmars et crevettes exploitées au Sénégal, depuis le début de leur exploitation jusqu'à la période récente ou du moins pour la période où les données sont disponibles. Dans ce chapitre, les indices d'abondance sont estimés par modélisation linéaire de type modèles linéaires généralisés (GLM), à partir de données commerciales, de données de certaines entreprises de traitement des produits halieutiques, de données de campagnes scientifiques et de certains indices d'abondance tirés de la littérature. Ces indices permettent de montrer la variabilité saisonnière et interannuelle de l'abondance des espèces. L'analyse des abondances et répartitions spatio-temporelles des espèces est réalisée en parallèle avec celle de l'évolution des captures commerciales et efforts de pêche.
- Le troisième chapitre est consacré à l'évaluation de l'impact de la pêche sur la dynamique des populations de poulpes et crevettes. Le poulpe, *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797), et la crevette blanche, *Farfantepenaeus notialis* (Pérez-Farfante, 1967) sont des espèces à courte durée de vie, dont l'abondance et la production sont très variables d'une année à l'autre, en liaison notamment avec l'influence du climat sur le recrutement. Dans ce chapitre, une analyse des cohortes sur un pas de temps mensuel est d'abord conduite afin d'estimer le recrutement et d'analyser la dynamique des stocks et des pêcheries au cours de la période 1996 à 2005. Ensuite, on simule les captures et biomasses par recrue qui auraient été obtenues au cours de cette période pour différents niveaux d'effort de pêche, en comparant notamment la situation actuelle à une situation de non pêche. Cette étape de l'étude permet de répondre à des interrogations concrètes et d'intérêt majeur pour les acteurs chargés de l'aménagement, concernant en particulier le diagramme d'exploitation de ces stocks.
- Le quatrième chapitre concerne l'étude du déterminisme des dynamiques mises en évidence au deuxième chapitre. En plus des données biologiques, des données environnementales sont utilisées. Cette partie fait appel à des méthodes relevant de la modélisation, en particulier les séries chronologiques et les corrélations statistiques. D'abord, une analyse de la décomposition saisonnière est faite sur les recrutements mensuels de poulpes et crevettes estimées dans le chapitre précédent, mais aussi sur les facteurs environnementaux en vue de les subdiviser en composantes saisonnière, tendancielle et résiduelle. Ensuite, les corrélations statistiques entre recrutement et variables environnementales sont calculées et permettent d'explorer le rôle des fluctuations de l'environnement physique sur la variabilité interannuelle et saisonnière des populations de poulpe.
- Dans le cinquième chapitre, des modèles de production de biomasse (MPB) tenant compte de l'effet de l'environnement dans la dynamique des populations de poulpe et de crevettes sont appliqués. Ces modèles permettent de distinguer les effets directs de la mortalité par pêche de ceux induits par d'autres causes telles que les conditions d'upwelling. En effet, les modèles utilisés font référence à celui proposé par Fréon (1991) qui intègre l'effet de l'environnement dans un MPB sous l'hypothèse d'équilibre (cas des stocks de poulpe et de crevettes) et dynamique dans le cadre des statistiques bayésiennes (cas du stock de poulpe). Ces modèles aboutissent à un diagnostic de l'état des stocks et une quantification des relations entre l'abondance des espèces et l'environnement et la pression de pêche.

Enfin, la conclusion générale propose un bilan des principaux résultats obtenus mais également des perspectives qui s'ouvrent à l'issue de ce travail.

Chapitre 1 :

Environnement, biologie, écologie et exploitation des poulpes et crevettes au Sénégal

Introduction

La pêche constitue une activité économique primordiale pour la plupart des pays du sud situés le long des zones d'upwelling. En Afrique de l'Ouest, l'exploitation des espèces à vie courte, en particulier les poulpes et crevettes, est devenue prépondérante ces dernières années. Elle a ainsi remplacé certaines pêcheries démersales en déclin, en particulier celles des Sparidae. En effet, les pêcheries de céphalopodes se sont développées au large des côtes nord-ouest africaines vers les années 1960, et plus récemment à partir de 1986 au Sénégal où on a constaté une forte hausse de l'abondance des poulpes et un contexte économique favorable. L'Atlantique Centre-Est supporte ainsi les pêcheries mondiales de poulpes les plus actives.

Le poulpe commun (*Octopus vulgaris*) est abondant sur les côtes nord-ouest africaines. Au Sénégal, il est intensément exploité, en raison de sa valeur commerciale élevée (forte rentabilité économique), par les pêcheries artisanale et industrielle. Il constitue la principale espèce de céphalopodes capturés avec 80% des débarquements de céphalopodes.

L'exploitation des crevettes côtières le long de la côte ouest africaine est quant à elle une activité très ancienne. Traditionnellement exploitées par une pêche artisanale dans de très nombreux pays, les crevettes ont dû supporter, depuis le début des années 1950, un accroissement très important de l'exploitation à travers le développement d'une pêche industrielle de plus en plus perfectionnée et spécialisée. Les crevettes soulèvent ainsi, au Sénégal un intérêt considérable en raison de leur très haute valeur marchande liée à une forte demande du marché.

Ce chapitre synthétise les informations portant sur l'environnement du plateau continental sénégalais, la biologie, l'écologie et l'exploitation des poulpes et crevettes, les mesures de gestion mises en place ainsi que l'évolution de la biodiversité. Il comprend cinq parties :

La première partie présente les particularités environnementales des milieux marins abritant les stocks de poulpes et crevettes. Elle décrit les conditions climatiques et physiques dans lesquelles se trouvent les stocks.

Les deuxième et troisième parties résument les informations biologiques et écologiques concernant le poulpe, *O. vulgaris* et la crevette blanche, *F. notialis*. D'autres informations renseignent sur l'exploitation et les variations interannuelles de captures de poulpes et crevettes. L'essentiel des informations sur la crevette blanche ont été tirées d'une étude de monographie sur l'espèce faite par Thiaw (2007).

La quatrième partie décrit un aspect des changements survenus au cours des trois dernières décennies dans la composition spécifique des peuplements marins ouest africains. Elle montre les tendances actuelles quant aux biomasses des principales ressources exploitées (crevettes, céphalopodes, pélagiques et les poissons démersaux).

Enfin, la cinquième partie constitue une revue globale des mesures de gestion des pêches maritimes appliquées dans la sous région, et en particulier au Sénégal. C'est en fait une synthèse des mesures récentes mises en œuvre pour la gestion des principaux stocks exploités.

1.1. Conditions physiques et hydroclimatiques du milieu

1.1.1. Milieu physique

❖ Topographie et bathymétrie

Le plateau sénégalais présente une façade maritime de 240 miles nautiques et est orienté Nord-Sud, entre les latitudes 12°20' et 16°03'N (Rébert, 1983). Il présente une superficie d'environ 28700 km² répartis comme suit : 4700 km² de fonds de 0 à 10 m, 14200 km² de 10 à 50 m et 9800 km² de fonds de 50 à 200 m (Chavance et al., 2004). Sa géomorphologie est hétérogène. Sa largeur est très variable (Figure 1.1) : au large de Saint-Louis (16°20'N), l'isobathe 200 m limitant le plateau, se situe à 27 miles ; à la hauteur du Cap-Vert (Dakar), le plateau se réduit fortement et l'isobathe 200 m ne se situe plus qu'à 5 miles de la côte et au sud du pays (12°45'N), le plateau est en revanche très large, l'isobathe 100 m atteint 54 miles. La presqu'île du Cap-Vert, située à la latitude 14°40'N, sépare donc le domaine maritime sénégalais en deux régions aux caractéristiques topographiques distinctes (Roy, 1989 ; Dème-Gning et al., 1990).

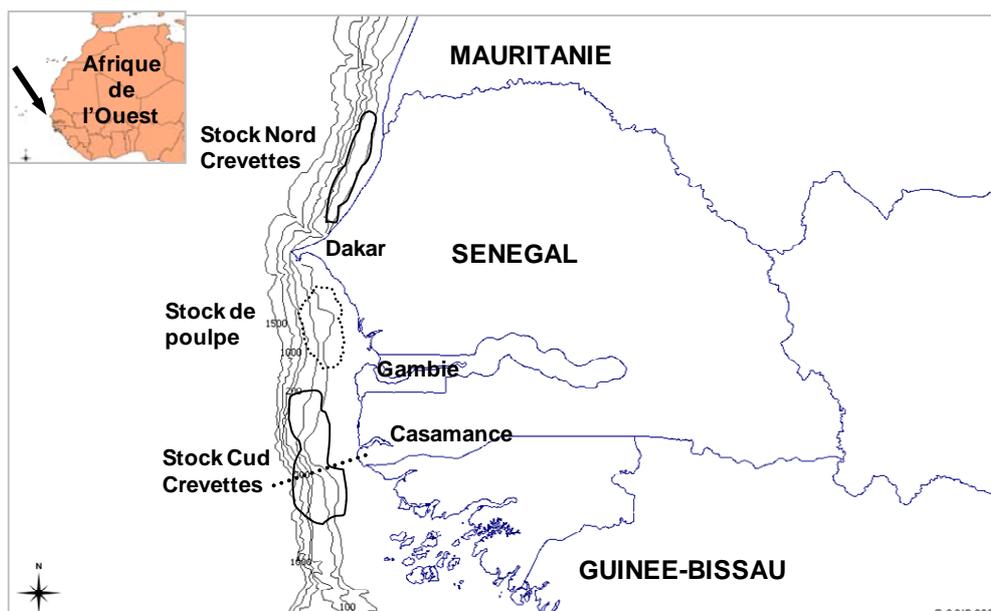


Figure 1.1. Localisation géographique des stocks de poulpe (en tirets) et de crevettes (en traits pleins) exploités au Sénégal

❖ Nature des fonds

La sédimentologie des fonds sénégalais a été décrite en détail par Domain (1977). Des fonds meubles constitués de vases sont observés au niveau des embouchures des fleuves Sénégal et de la Casamance. Ils correspondent à deux zones vaseuses encadrées de fonds plus durs, plus ou moins rocheux juste au sud du Cap-Vert ou constituées de sables purs, au large de la Casamance (Lhomme et Garcia, 1984). Ces deux zones sont le siège d'une intense exploitation crevetteuse depuis 1966, date d'une profonde reconversion de la pêche chalutière sénégalaise (Lhomme et Garcia, 1984). Le reste du plateau est occupé par des fonds de sable, des fonds durs souvent constitués de plaques rocheuses continues et/ou discontinues. Généralement les fonds sont peu accidentés, ce qui permet une exploitation chalutière sur la plus grande étendue du plateau continental (Domain, 1980). Le seul accident géographique remarquable est l'ensemble de la fosse Kayar-presqu'île du Cap-Vert qui coupe la région en deux. Cette particularité géographique joue un rôle important dans la limitation des migrations saisonnières des espèces démersales vers le sud (Champagnat et Domain, 1978).

1.1.2. Hydroclimat

La zone côtière sénégalaise se situe en dessous du tropique du Cancer. Elle est le siège de fortes variations saisonnières de température, environ 12°C d'amplitude. Le climat est ainsi de type tempéré. Les fleuves sont en revanche de type nettement tropical avec une saison de crue très marquée et très courte, et des apports d'eaux douces plutôt limités (Lhomme et Garcia, 1984). Au Sénégal, il existe quatre estuaires qui peuvent modifier les conditions hydroclimatiques des eaux côtières. Il s'agit, suivant la direction nord-sud, du fleuve Sénégal, du complexe Sine-Saloum, du fleuve Gambie et du fleuve Casamance. Si le fleuve Sénégal mérite son nom de fleuve, les autres affluents continentaux situés au sud, Sine-Saloum, Gambie et Casamance, sont en réalité des rias submergées, avec un bassin versant réduit, des apports d'eau douce faibles et des périodes de sursalure saisonnières (Lhomme et Garcia, 1984). Les conditions hydroclimatiques ont une grande influence sur les écophases des crevettes, notamment sur leur distribution géographique et bathymétrique.

❖ Conditions climatiques

Au Sénégal, il existe deux principales saisons climatiques : la saison froide, de novembre à mai et la saison chaude et pluvieuse, de juillet à octobre. La saison froide correspond à la période des vents alizés, responsables de l'upwelling côtier avec une forte variabilité spatio-temporelle du signal thermique. La saison chaude est caractérisée par des amplitudes thermiques faibles (Dème-Gning et al., 1990). Toutefois, des différences climatiques sont notées suivant les façades maritimes (Figure 1.2). La côte sud est caractérisée par des amplitudes thermiques peu marquées ; les températures sont élevées comparées au nord. On distingue bien les deux saisons froide et chaude. La saison des pluies est comprise entre les mois de juin et novembre. La côte sud présente des températures parfois élevées. La saison chaude est un peu plus longue et l'amplitude thermique est beaucoup plus forte avec une importante différenciation saisonnière (saison chaude très marquée). Le climat est pratiquement chaud et humide presque toute l'année.

Ainsi, on peut distinguer suivant la température de l'eau, deux saisons séparées par deux périodes de transition où la température de l'eau change très rapidement. En effet, les auteurs ont fixé à 18 et 24°C les limites de la période de transition sur le fond de 29 m. Ainsi, ils distinguent : la saison froide, de décembre à avril pour Saint-Louis et de janvier à avril pour Roxo-Bijagos ; la saison chaude, de juillet à septembre pour Saint-Louis et de juillet à octobre pour Roxo-Bijagos et enfin les périodes de transition qui sont mai-juin et octobre-novembre pour Saint-Louis et mai-juin et novembre-décembre pour Roxo-Bijagos.

De plus une différence importante relative à la salinité existe entre les deux zones de pêche de crevettes (Lhomme, 1981). En effet, la salinité varie peu en profondeur à Saint-Louis. Les apports du fleuve Sénégal constituent des limites pour une courte période et forment ainsi une mince couche superficielle dessalée n'atteignant pas le fond. Alors qu'une dessalure très importante peut être observée en fin de saison chaude à Roxo jusque sur les fonds de 50 m. Ceci est lié à l'action, sur le plateau continental étendu et peu profond, d'une pluviométrie plus forte en Casamance que dans la région de Saint-Louis. Les précipitations agissent sur la salinité soit directement (pluies en mer), soit indirectement (eaux continentales des fleuves Casamance, Cacheu, etc.).

La température et les précipitations n'ont pas une influence directe sur les activités de pêche. Par contre, le régime saisonnier des vents régit dans une certaine mesure, la possibilité de chalutage et de sortie en mer des piroguiers.

❖ Conditions hydrologiques et océanographiques

L'hydrologie du plateau continental sénégalais a été décrite par Rossignol et Abousouan (1965) et Rossignol (1973), par la suite une synthèse a été faite par Lhomme (1981) dont l'essentiel est ainsi résumé:

La circulation générale des courants dans la région ouest africaine est aujourd'hui assez bien connue (Domain, 1980). Les eaux de surface sont sous influence de deux principaux courants océaniques dont les effets sur le plateau continental sont variables. De janvier à avril, les vents alizés donnent naissance à un phénomène d'upwelling qui s'accompagne d'une remontée d'eaux profondes riches en sels nutritifs, froides (16 à 18°C) et salées. Ensuite en mai-juin, les vents alizés et l'upwelling diminuent. Les mois de juillet et août correspondent à l'extension maximale des eaux tropicales chaudes (28°C) et salées venant du nord. Puis de septembre à novembre, se produit une invasion d'eaux libériennes

chaudes et dessalées venant du sud. Et enfin en novembre-décembre, les vents alizés reprennent d'abord dans le nord et les upwellings repoussent vers le large, les eaux libériennes.

La rétention côtière est également un processus local lié à la topographie du plateau continental ouest africain. Elle est directement induite par la topographie au niveau du Banc d'Arguin alors qu'au niveau de la Petite Côte du Sénégal, c'est un processus saisonnier lié à l'upwelling (Demarcq et Faure, 2000). D'après Demarcq et Faure (2000), ces zones de forte rétention côtière correspondraient à des régions potentielles de nurseries et de fort recrutement de poulpes.

1.1.3. Mangroves et productivité

Une forte productivité est constatée particulièrement dans les milieux estuariens. On rencontre le long des estuaires, à l'exception du fleuve Saint-Louis, des mangroves à Rhizophora qui présentent une importance halieutique et écologique bien reconnue. La mangrove remplit dans l'écosystème estuarien plusieurs fonctions, de rétention de sédiments, de refuge aux alevins et aux larves de crevettes, d'atténuation des crues, de nurseries et de stabilisation du littoral (Thiaw, 2005).

Les abondances du zooplancton et du phytoplancton varient de façon similaire (Lhomme, 1981). Sur le fond de pêche de Saint-Louis, leurs biomasses sont sous la dépendance étroite des apports nutritifs dus au phénomène d'upwelling. Un pic net est observé en mars pour le phytoplancton et en mai pour le zooplancton (Lhomme, 1981). Les abondances faibles sont observées en milieu et fin de saison chaude. Sur le fond de pêche de Roxo-Bijagos, l'abondance du phytoplancton et du zooplancton est moins étroitement liée au phénomène d'upwelling en raison des importants apports continentaux. La biomasse planctonique moyenne est plus élevée que sur le fond de Saint-Louis. Des pics de production peuvent être observés en mai, juillet et décembre, donc à plusieurs reprises du cycle annuel (Lhomme, 1981), expliquant ainsi la production importante de crevettes au Sud. Ce phénomène est similaire à ce qui est observé dans d'autres régions du monde, comme par exemple à Madagascar (Lhomme, 2001).

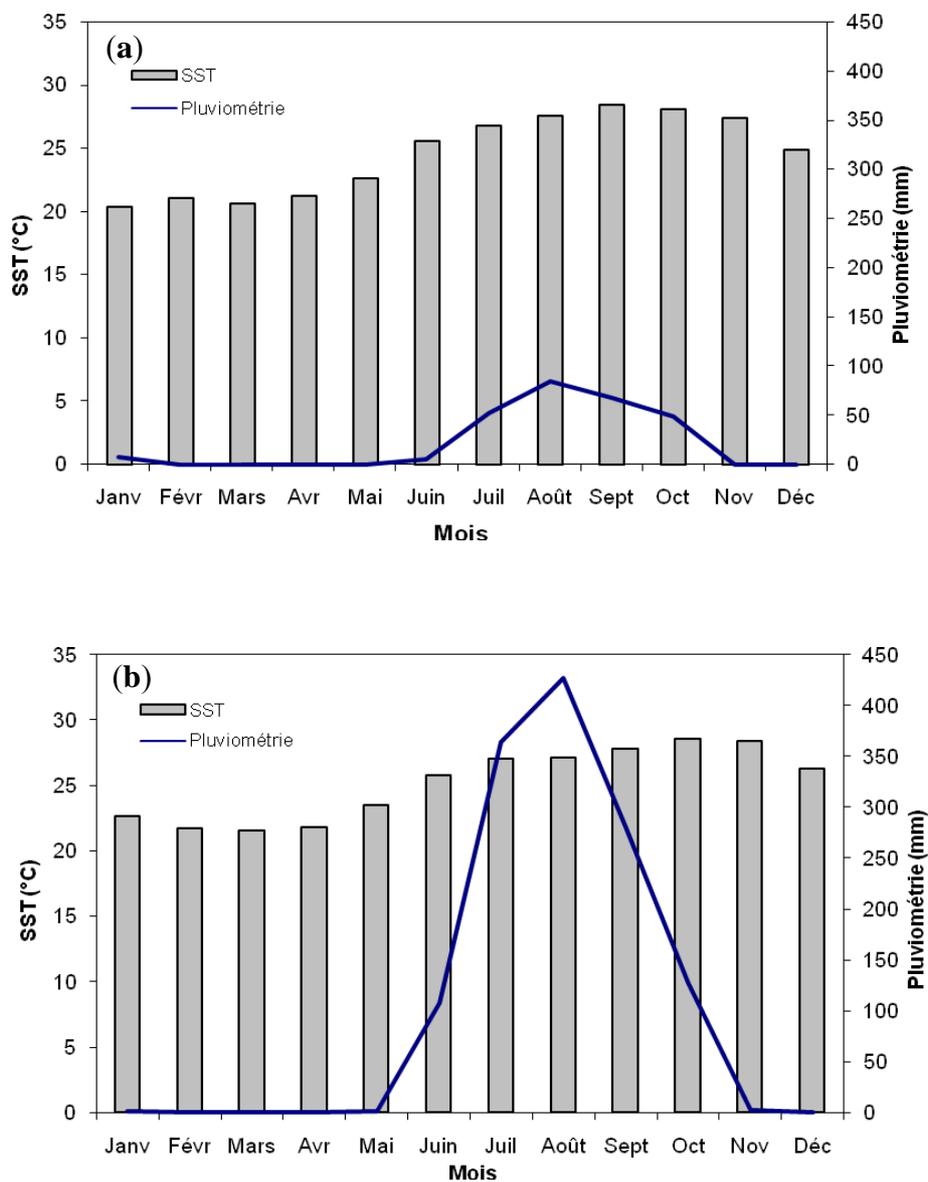


Figure 1.2. Température à la surface de la mer et pluviométrie moyenne mensuelle (1997-2005) au nord (a) et au sud (b) du Sénégal (Source : Service de la météorologie nationale et site NOAA)

1.2. Biologie, écologie et exploitation du poulpe au Sénégal

1.2.1. Généralités

Le poulpe est une espèce côtière (Guerra, 1981) vivant dans les eaux tropicales (Figure 1.4), subtropicales et tempérées (Mangold, 1983). Il est rencontré en forte abondance en Méditerranée, en Atlantique Est et dans les eaux japonaises, à des températures comprises entre 6 et 33°C et des salinités variant entre 32 et 40 PSU (Mangold, 1983 ; Lanco, 1999 ; Idrissi et al., 2006). Sur les côtes ouest africaines, il est rencontré dans une vaste zone qui s'étend du sud du Maroc à la Guinée (Caverivière et al., 2002). Pour les seuls pays Maroc et Mauritanie, les prises représentent environ la moitié des captures annuelles mondiales de cette espèce de poulpes. Au Sénégal, *O. vulgaris* est particulièrement abondant dans la région sud du Cap-Vert, précisément à la hauteur de Mbour où l'essentiel des captures de poulpes du pays se font dans cette partie de la zone économique exclusive (Figure 1.1, Caverivière et al., 2002). Dans certaines régions de son aire de distribution, et notamment en Méditerranée, le poulpe est susceptible d'effectuer des migrations saisonnières significatives à l'échelle du plateau continental, et en particulier de passer l'hiver dans des eaux plus profondes (Mangold, 1983). Si elles existent au Sénégal, ces migrations bathymétriques sont certainement d'ampleur limitées. D'après certaines observations en plongée, elles pourraient exister dans la région proche de Dakar (Presqu'île du Cap-Vert) mais elles seraient que de courtes distances. En effet, il n'a pas été possible de les mettre en évidence lors des opérations de marquages in situ qui ont été effectués dans la zone (Domain et al., 2000 ; Caverivière et al., 202), et donc on peut les considérer comme non significatives à l'échelle du plateau. De même, il n'existe pas de migrations chez les juvéniles et adultes, entre le nord et le sud (Domain et al., 2002).

Le poulpe commun est apparu en grand nombre à la fin des années 1960 dans les prises des chalutiers opérant devant les côtes Ouest Africaines (Hatanaka, 1979), et plus précisément au niveau des côtes sahariennes et mauritaniennes (région de Dakhla et de Nouadhibou). Plus tard, le phénomène s'est propagé vers le sud, et une première explosion démographique du poulpe a été observée au Sénégal durant l'été 1986. Dans ce pays, les quantités annuelles débarquées ont par la suite fortement varié d'une année à l'autre, de moins de 5 000 à plus de 15 000 tonnes voire 40 000 tonnes en 1999, année d'abondance record et de densités exceptionnelles de cette espèce au niveau de la majeure partie des côtes sénégalaises (Caverivière et al., 2002 ; Diallo et al., 2002). En terme de captures, *O. vulgaris* est l'espèce de céphalopodes la plus importante, 80% des captures de céphalopodes. Elle est suivie respectivement par la seiche, *Sepia officinalis* et le calmar, *Loligo vulgaris*. Le poulpe est pêché par les chalutiers sénégalais et étrangers et saisonnièrement par la flottille artisanale. Les captures les plus importantes sont observées en hiver et surtout en été (Caverivière et al., 2002).

Au Sénégal, le poulpe commun a déjà fait l'objet de nombreux travaux parmi lesquels, on peut citer la synthèse de Caverivière et al. (2002) qui résume les principales caractéristiques biologiques et écologiques de cette espèce dans la zone, mais aussi des éléments de dynamique du stock et de son exploitation.

1.2.2. Biologie

❖ Cycle de vie

Le poulpe commun, *O. vulgaris*, a un cycle vital présentant plusieurs phases ; phase para-larvaire pélagique, phase juvénile et phase adulte benthique. On parle de phase para-larvaire car le jeune ne diffère en rien de l'adulte si ce n'est par son mode vie pélagique. Au Sénégal, le cycle de vie du poulpe a été étudié par Caverivière (2002) dont les éléments importants sont ainsi résumés :

A l'éclosion, les larves ont un poids de 1,4 mg en moyenne. La durée de la vie larvaire dépend, elle aussi, de la température ; et en élevage, la vie benthique sur le fond commence 33 à 54 jours après la naissance (21-27°C), la larve planctonique pourrait atteindre 3 mois dans les eaux froides en limite de distribution. La colonisation du fond a lieu à un poids d'environ 200 g, soit 125 fois le poids à la naissance. Le jeune est alors similaire à l'adulte et passe progressivement d'une nourriture planctonique à une nourriture benthique. Le poulpe est caractérisé par une sénescence post-reproductive systématique. Ceci induit une semelparité obligatoire, une seule reproduction par individu. La période adulte dans le cycle de vie est courte et s'achève par la mort de l'individu qui succède rapidement à la phase de reproduction. Garcia Cabrera (1968) note que le cycle de vie du poulpe est bien défini dans les eaux froides, mais qu'il peut présenter des anomalies dans les eaux à irrégularités thermiques.

Le poulpe a une durée de vie moyenne courte, de l'ordre de l'année (Domain et al., 2000 ; Jouffre et al., 2000 ; Caverivière, 2002) voire un an et demi (Inejih, 2000). En effet, selon l'allure de la courbe et de la variabilité individuelle autour de celle-ci, Domain et al. (2000) estiment la longévité à 12-14 mois. Pour Caverivière (2002), la périodicité des pics d'abondance saisonniers et la mortalité post-reproductive conduisent à un cycle de vie de l'ordre d'un an. Par ailleurs, d'autres résultats sur la durée du cycle de vie du poulpe ont été notés ; pour Hatanaka (1979), elle est de 18 à 24 mois, et pour Smale et Buchan (1981), elle est variable suivant le sexe et est de 9 à 12 mois chez les femelles et de 12 à 15 mois chez les mâles.

L'idée selon laquelle qu'il existerait deux cohortes indépendantes par année chez le poulpe a été généralement admise (FAO, 1982). Cependant pour les stocks ouest africains de poulpes, ces deux cohortes ne sont pas observées mais plutôt deux micro-cohortes principales par an, avec toutes des situations intermédiaires entre elles. De plus, il n'y a pas de réel cloisonnement entre ces deux micro-cohortes mais d'un continuum. En Mauritanie, Inejih (2002) distingue deux micro-cohortes qui sont bien séparées dans le temps et dans une moindre mesure, dans l'espace. Cependant pour le Maroc et le Sénégal, cette séparation n'est pas encore mentionnée dans la littérature.

❖ Reproduction

La reproduction du poulpe a été étudiée en Afrique de l'ouest, en particulier dans l'Atlantique Centre Est par Hatanaka (1979), en Mauritanie par Maxim (1982), Dia (1988) et Inejih et Deddah (1996), au Maroc par Idelhadj (1984) et Idrissi et al. (2006) et au Sénégal par Caverivière et al. (2002).

Au début du printemps, beaucoup de poulpes migrent vers la côte pour se reproduire (Mangol-Wirz, 1963 ; Mangold, 1983 ; Guerra, 1992). Ce comportement migratoire influence largement les captures mensuelles de poulpes (Hernández-García et al., 1998). Par contre, ces migrations sont loin d'être

démonstrées en Afrique de l'Ouest (Hatanaka, 1979 ; Dia, 1988 ; Jouffre et al., 2000 ; Caverivière et al., 2002).

L'accouplement se fait à distance par le bras hectocotyle qui est le troisième à droite. La fécondation a lieu à l'intérieur des glandes de l'oviducte qui est un réservoir à spermatozoïdes. La ponte a lieu après accouplement mais pas à la suite. Les femelles pondent leurs œufs dans les fonds vaso-sableux, sous les rochers et dans les coquillages de Mollusques à partir desquels ils se nourrissent jusqu'à l'éclosion des œufs (Hernández-García et al., 2002). La durée entre la ponte et l'éclosion des œufs dépend de la température ambiante de l'eau de mer. Au Sénégal, les durées de vie embryonnaire observées surviennent dans un intervalle de 15 à 87 jours, à des températures variant entre 17 et 27°C. Les larves sont pélagiques durant 30 à 40 jours après l'éclosion quand la température moyenne est proche de 25°C (Itami et al., 1963). Les larves diffèrent peu des adultes. Les parents meurent après la reproduction ; les mâles meurent après accouplement et les femelles, après l'éclosion des œufs (Hernández-García et al., 2002). Cette mortalité post-reproductive est inéluctable ; les mécanismes physiologiques qui conduisent à la reproduction sont aussi à l'origine du déclenchement de la sénescence (Caverivière et al., 2002).

❖ **Maturité sexuelle et sex-ratio**

Les poulpes sont aptes très tôt à se reproduire (Caverivière et al., 2002 ; Hernández-García et al., 2002 ; Idrissi et al., 2006), au Sénégal, dès 260 g pour certains mâles et plus tardivement pour les femelles, à partir de 500 g (Caverivière et al., 2002). La maturation sexuelle s'étend sur environ 7 mois chez les femelles alors qu'elle ne dure que 3 mois chez les mâles (Idrissi et al., 2006). Les pics de maturité sexuelle des femelles sont observés de mars à mai et de septembre à octobre. Les deux périodes de recrutement se situent à un mois de décalage par rapport à ces deux périodes de maturité sexuelle. Les tailles de première maturité sexuelle diffèrent suivant les zones d'exploitation du poulpe (Tableau 1.1).

Le sex-ratio du poulpe varie suivant les saisons (Idrissi et al., 2006). Il est en faveur des femelles durant le printemps, l'été et l'automne et de celui des mâles, en hiver. L'évolution mensuelle du sex-ratio montre une irrégularité du taux de femelles dans les prises côtières.

❖ **Fécondité**

Les femelles de poulpe peuvent pondre 100 000 à 500 000 œufs, de taille moyenne d'environ 2 mm de longueur (Caverivière et al., 2002).

Hernández-García et al. (2002) montrent que la fécondité du poulpe présente des différences suivant le sexe. Pour les mâles, le nombre de spermatophores dépend significativement de la taille du poulpe. La production maximale de spermatophores par poids individuel varie de 0,03 à 0,55. Chez les femelles, le nombre d'oocytes par gramme de poids individuel varie entre 108 et 465. La fécondité réelle pour les femelles examinées au laboratoire oscille entre 31 et 106 œufs pondus par gramme (Hernández-García et al., 2002).

La ponte a lieu généralement dans des eaux peu profondes et peut s'étaler sur un mois. Cette durée est indépendante du nombre d'œufs à déposer. Par ailleurs, il existe des soins maternels chez cette espèce (Mangold, 1983 ; Caverivière et al., 2002). Les femelles déposent préférentiellement leurs œufs dans un abri ; crevasse, rochers, coraux, coquilles, boîtes ou bouteilles vides, puis les couvent durant toute la durée du développement embryonnaire. Elles les nettoient avec leurs bras, les irriguent et repoussent

tout intrus. Elles meurent ensuite après l'éclosion des œufs, après avoir jeûné durant toute la période du développement embryonnaire.

❖ Périodes de ponte et recrutement

Dans les zones tropicales, on trouve des poulpes matures toute l'année, même si l'on peut souvent identifier des saisons de ponte (Caverivière, 1990). Les périodes de ponte semblent être les mêmes pour les stocks ouest africains. Au Sénégal, il existe deux principales périodes de ponte : (1) une période de fin septembre à début décembre, riche en ponte et qui correspond à des femelles de faible poids (environ 1000 g), vraisemblablement survivantes du pic d'abondance côtier de l'été et (2) une période de février à début mai, moins riche en ponte mais qui concerne des poulpes plus gros qui semblent venir du large vers les fonds rocheux (Caverivière, 1994b ; Caverivière et al., 2002). Différentes périodes de ponte du poulpe ont été observées suivant la zone géographique (Tableau 1.2).

Les poulpes pondent sous des conditions environnementales assez distinctes. La ponte la plus importante a lieu après la période intense de l'upwelling côtier. La seconde, de moindre importance par rapport à la première se passe au moment de l'upwelling côtier (Demarcq et Faure, 2000). Le plus grand nombre d'individus recrutés en été est issu de la période principale de ponte qui a lieu en septembre-décembre de l'année précédente. Et les individus recrutés au printemps proviennent de la période de ponte du printemps passé (Hatanaka, 1979). La période de ponte du poulpe n'est donc pas directement liée à la saisonnalité de l'upwelling (Demarcq et Faure, 2000 ; Faure et al., 2000).

Ces deux périodes de ponte seraient accomplies par deux types de reproducteurs ayant des modes de vie différents (Dia, 1988 ; Inejih, 2000). Ceci laisse à croire qu'il y'aurait, pour chaque année, deux cycles de vie du poulpe qui se chevauchent dans l'espace et dans le temps.

Le recrutement est défini comme le processus par lequel les juvéniles de la population s'intègrent pour la première fois au stock exploitable et deviennent disponibles. Au Sénégal, il existe deux pics de recrutement du poulpe; le principal pic a lieu de septembre à décembre et le second, de février à début mai (Caverivière et al., 2002). Les larves qui proviennent du principal pic de reproduction apparaissent 7 mois après l'upwelling côtier dans les captures et constituent l'essentiel des prises annuelles de poulpes. Le recrutement est très variable d'une année à une autre (Caverivière et al., 2002). Les forts alizés limitent probablement le recrutement ; ils provoquent de lourdes pertes par dispersion des larves vers le large et par diminution de la disponibilité alimentaire consécutive aux processus dispersifs plus forts (Faure, 2000 ; Faure et al., 2000).

Tableau 1.1. Tailles de première maturité sexuelle chez le poulpe, tirées à partir de la littérature (LVM, longueur dorsale du manteau)

Sexe	Taille de maturité (LDM, en mm)	Zone	Auteurs
Les deux sexes confondus	118	Cap Blanc (Mauritanie)	Inejih, 2000
Mâles	122		
Femelles	135		
Mâles	112	Sud Marocain	Idrissi <i>et al.</i> , 2006
Femelles	143		
Mâles	105 (1125-1250 g)	Iles des Canaries	Hernández-García <i>et al.</i> , 2002
Femelles	113 (1200-1300 g)		

Tableau 1.2. Périodes de ponte du poulpe *O. vulgaris* selon différents auteurs

Périodes de ponte		Zone d'étude	Auteurs
Ponte principale	Ponte secondaire		
Mars	Septembre	Mer Catalane	Mangold-Wirz, 1963
Mai – juin		Méditerranée	Guerra, 1975
Mai – juin	Septembre-octobre	Cap Blanc	Hatanaka, 1979
Septembre	Mai	Açores	Gonçalves, 1991
Janvier – juillet		Espagne	Sanchez <i>et al.</i> , 1993
Mai – juillet	Septembre-novembre	Cap Blanc	FAO, 1997
Avril – juillet		Méditerranée	Quetglas <i>et al.</i> , 1998
Janvier-avril	Septembre	Cap-Blanc	Jouffre <i>et al.</i> , 2000
Mars – mai	Septembre-octobre	Mauritanie	Inejih, 2000
Avril – juin	Juillet-décembre	Sénégal	Caverivière <i>et al.</i> , 2002
Janvier-juillet	Octobre-novembre	Iles des Canaries	Hernández-García <i>et al.</i> , 2002
Mars - juillet	Septembre – octobre	Maroc	Idrissi <i>et al.</i> , 2006

❖ Croissance

L'essentiel des informations fournies ici, concernant la croissance sont tirées de Domain et al. (2000) et de Jouffre *et al.* (2002). Des données de marquages-recaptures ont été utilisées par ces auteurs pour des suivis d'accroissement de poids individuel du poulpe au Sénégal (Jouffre et al., 2002). Elles ont servi à ajuster la relation de Domain et al. (2000). Le taux d'accroissement spécifique ou en anglais « Specific Growth Rate » (SGR) positif, est une grandeur indépendante de toute loi de croissance particulière, permettant de faire des comparaisons directes inter-populationnelles ou interspécifiques.

La croissance est très variable d'un individu à un autre, elle est de type exponentiel jusqu'à la période d'amaigrissement qui précède la mort du poulpe. En effet, les SGR montrent une très forte variabilité sur la quasi-totalité des poulpes dont la gamme des poids observés est comprise entre 100 et 1700 g. En plus de cette variabilité individuelle, la croissance du poulpe présente une forte variabilité géographique (Figure 1.3) (Caverivière *et al.*, 2002). La variabilité individuelle de la croissance du poulpe dépend de divers facteurs abiotiques ; température, lumière, salinité, qualité de l'eau, effet géographique, et biotiques ; âge, taille, sexe, activité, interactions intra et interspécifiques, population (Lanco, 1999).

Les femelles sont généralement des individus de taille comprises entre 60 et 200 mm de longueur dorsale du manteau LDM (Idrissi et al., 2006). Le poids maximum est de l'ordre de 10 kg mais en général (FAO, 2000).

❖ Alimentation

Sur les côtes Ouest africaines, l'étude du régime alimentaire du poulpe a été faite par Nigmatullin et Ostapenko (1976), Hatanaka (1979) puis Mangold (1997) et Diatta et al. (2002). Les résultats obtenus par Diatta et al. (2002) montrent, à partir d'analyse de contenus stomacaux, que l'essentiel de l'alimentation du poulpe est constitué de crustacés (61.5%), de poissons (29.5%), de mollusques non céphalopodes (6.3%) et de mollusques céphalopodes (6%). La capture des crustacés (crabes surtout) nécessite une grande habileté et une expérience certaine pour le poulpe commun et la consommation de la crevette blanche *Penaeus sp.* paraît accidentelle (Diatta et al., 2002). Les bivalves (praires, amandes, venus, etc.) seraient les proies préférentielles du poulpe sur les fonds côtiers au Sénégal (Caverivière, 2002b). Ceci vient du fait que les poulpes se trouvent sur des fonds sableux et sablo-vaseux riches en coquillages et très pauvres en autres proies préférentielles (sable nu, aspect désertique).

Son régime alimentaire dépend souvent de l'abondance des proies disponibles. Il est aussi lié à la taille des poulpes (Nigmatullin et Ostapenko, 1976 ; Smale et Buchan, 1981 ; Smith, 2003) et au stade de maturité (Cortez *et al.*, 1995 cité par Smith, 2003). La disponibilité des proies, et donc le régime alimentaire varient avec la profondeur et le type d'habitat ; ces facteurs déterminent les assemblages benthiques (Ambrose, 1984 cité par Smith, 2003). En outre, le régime alimentaire du poulpe varie suivant les saisons (Smale et Buchan, 1981 ; Diatta et al., 2002) et le sexe (Diatta et al., 2002). En saison froide, les coefficients de vacuité (C_v) sont relativement plus élevés pour les mâles ($C_v = 61,6$) que pour les femelles ($C_v = 55,9$). Par contre en saison chaude, ils sont plus élevés pour les femelles ($C_v=51$) que pour les mâles ($C_v=45$) (Diatta et al., 2002).

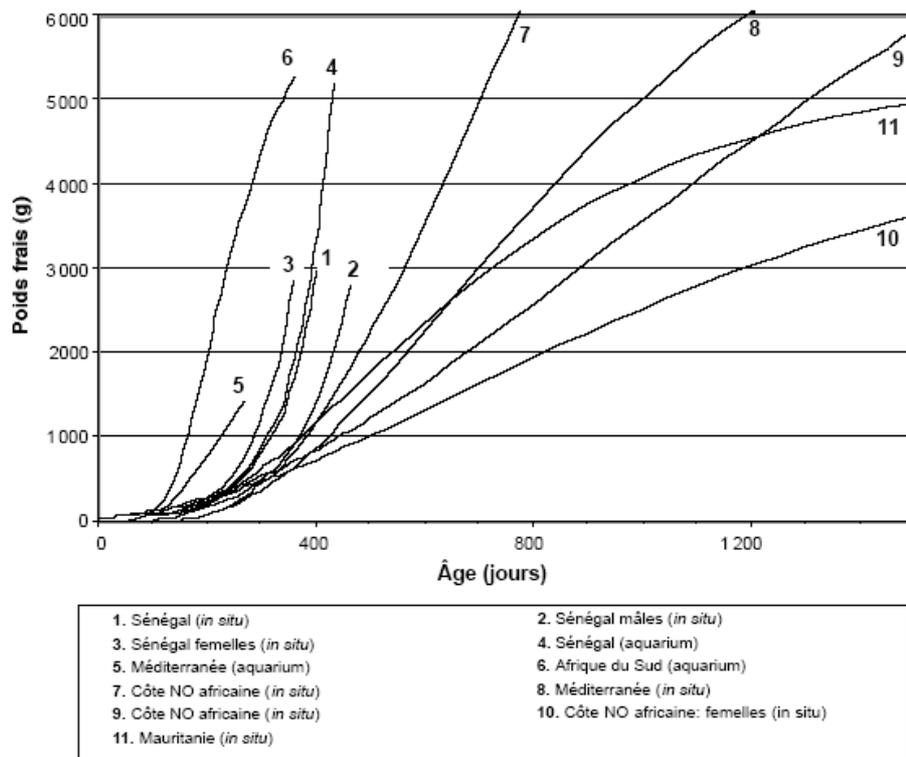


Figure 1.3. Comparaison des courbes de croissance de *Octopus vulgaris* (d'après Jouffre et al., 2002)

1.2.3. Ecologie

L'essentiel des informations concernant les caractéristiques écologiques du poulpe sont tirées de Demarcq et Faure (2000), de Faure (2000), de Faure et al. (2000) et de Caverivière et al. (2002).

❖ Habitat-Répartition

Le poulpe est une espèce benthique qui se rencontre depuis la côte jusqu'aux limites du plateau continental, dans des habitats très variables (roches, récifs coralliens ou herbiers). C'est une espèce cosmopolite qui colonise des milieux de profondeurs comprises entre 0 et 200 m (FAO, 1984 ; Caverivière et al., 2002). *O. vulgaris* est une espèce benthique et exclusivement côtière (Caverivière et al., 2002). Elle peut être rencontrée sur tous les types de fond : rocheux, sableux mais les fonds de forte présence correspondent à des sédiments de sables fin à grossier avec une teneur en carbonates élevée. Dans les zones sableuses et sablo-vaseuses, des observations en plongée ont montré que les poulpes occupent des terriers dont la profondeur et le diamètre sont fonction de la taille de l'individu occupant (Caverivière et al., (2002). Les terriers seraient des habitats privilégiés car ils offrent une excellente protection aux poulpes contre les prédateurs. Les poulpes ne quittent cet habitat que pour s'alimenter ou se reproduire.

Les premières apparitions massive du poulpe au large du Sahara se sont produites à la fin des années 1960 ; d'abord au nord (Maroc) puis les populations de poulpes se sont propagées vers le sud (Sénégal). Depuis lors, on observe des fortes variations de captures, d'une année sur l'autre. L'une des hypothèses les plus plausibles qui fut proposée pour expliquer l'apparition massive des poulpes à la fin des années 1960 en Afrique de l'Ouest, est l'importante surexploitation des poissons démersaux. Quant aux variations interannuelles de l'abondance des poulpes, elles seraient principalement dues à l'environnement, en particulier au Sénégal où de fortes relations abondance-environnement ont été mises en évidence.

❖ Impact de l'environnement

Les variations interannuelles d'abondance du poulpe en Afrique du Nord-Ouest sont en relation avec des facteurs de l'environnement, en particulier ceux ayant une influence sur la survie des larves et juvéniles. Le stade larvaire est généralement le stade le plus critique dans le développement des populations de poulpes. Cette phase planctonique est relativement longue. Durant ce stade, les larves sont particulièrement vulnérables aux conditions du milieu. Les larves de poulpes seraient soumises, particulièrement en zone d'upwelling, à d'importantes variations de leur taux de mortalité, dont les principales causes seraient la disponibilité alimentaire, les contraintes physiques telles que la turbulence et la dispersion des larves, la prédation. Elles partageraient en cela le sort des larves de poissons pélagiques avec qui elles ont des ressemblances puisqu'elles ont à peu près la même taille, vivent dans le même milieu et auraient la même alimentation (Faure, 2000).

Sur les côtes nord-ouest africaines, les remontées d'eaux froides à la côte (upwelling) sont le principal élément structurant de l'hydroclimat en induisant un apport en sels minéraux dans la zone superficielle éclairée, permettant ainsi une production planctonique importante, base de la chaîne alimentaire et source d'enrichissement biologique. La dispersion des larves par les courants provoqués par le vent au-delà des zones propices serait limitée dans les zones de pêche au poulpe situées au large de la Petite Côte sénégalaise et du Banc d'Arguin, qui sont des zones de rétention côtière ; les cellules de circulation d'eau limitent la dérive vers le large. Donc, selon les conditions hydrologiques rencontrées

par les larves, la quantité de juvéniles qui en sont issus peut être très variable d'une année sur l'autre. Caverivière et Demarcq (2002) montrent que les coefficients de corrélations calculés entre les prises annuelles et l'intensité de l'upwelling provenant des vents alizés qui soufflent de novembre à mai au Sénégal, sont positifs et très élevés, et plus particulièrement au cœur de la saison d'upwelling, de janvier à mars.

L'indice d'abondance évolue globalement en phase avec l'intensité de l'upwelling côtier et l'intensité de turbulence et en opposition avec la température à la surface de la mer (Demarcq et Faure, 2000 ; Faure, 2000 ; Faure et al., 2000). Une analyse des anomalies mensuelles environnementales a montré qu'une forte intensité d'upwelling n'est pas une condition suffisante et que la continuité de la saison d'activité de l'upwelling est une condition essentielle pour maximiser le recrutement (Caverivière et Demarcq, 2002). Les forts alizés au Sénégal limitent probablement le recrutement des poulpes. Ils provoquent de lourdes pertes de larves par dispersion vers le large et par diminution de la disponibilité alimentaire consécutives au processus dispersifs plus forts (Demarcq et Faure, 2000).

Hernández-García et al. (2002) montrent qu'il existe un seuil de température pour le poulpe. Ce seuil de température est atteint en mars et/ou avril et quand la température de l'eau diminue en octobre. Ils trouvent que, quand une température de 20°C est enregistrée à la fin de l'hiver et au début du printemps, la CPUE est maximale durant le printemps et est ensuite suivie par le second pic en automne. Cependant, si durant la première période de l'année, hiver-printemps, le seuil thermique n'est pas atteint, le pic de CPUE en automne est plus important que celui du printemps. Sy-Moussa et Tchernichkov (1985) décrivent une relation entre la température de l'eau et les captures de poulpe aux larges des côtes mauritaniennes. De même, Hernández-García et al. (2002) montrent que les fortes concentrations de poulpes au moment de la reproduction semblent être déterminées par la température de l'eau.

Certains travaux ont mis en évidence l'impact des changements hydroclimatiques sur les captures et/ou rendements de poulpes : par exemple au Japon, une relation négative a été observée entre la salinité et les captures de poulpes (Kubo, 1935 ; Hartwick et al., 1984 ; Takeda, 1990), une relation significative entre les captures et la température, au Chili (Manami, 1985) et enfin une relation positive entre l'upwelling et les rendements de poulpe, en Mauritanie (Sy-Moussa et Tchernichkov, 1985) et au Sénégal (Caverivière et al., 2002). Au Sénégal, les fortes captures semblent être observées après les premières fortes pluies (Diouf, 1992), ce qui pourrait suggérer un impact de la salinité sur la disponibilité de la ressource dans les zones de pêche. Les captures élevées de poulpes et les premières pluies constituent une simple coïncidence ; le début de la saison de pêche au poulpe coïncide avec le début de la saison des pluies. Donc il n'existe pas de relation de cause à effet ou du moins pas encore confirmée.

❖ **Un contexte plurispécifique favorable**

Les variations d'abondance de certains poissons prédateurs de poulpes ont des répercussions sur la taille des stocks de ces espèces-proies. Les Sparidés sont des prédateurs de larves et juvéniles de poulpes au Sénégal et les serranidés, des prédateurs de juvéniles et adultes.

Depuis les années 1980, un changement important de la composition spécifique de la communauté démersale a été constaté (Gascuel, 2004 ; Gascuel et al., 2004). Les abondances des principales espèces de poissons prédateurs de poulpe sont réduites. L'exploitation intense et croissante des

poissons prédateurs (pageot) du poulpe sur la Petite Côte du Sénégal, ajoutée aux conditions d'habitats favorables (fonds riches en coquillages dont se nourrit le poulpe, zone de rétention côtière et de forte productivité biologique) sont à l'origine de leur prolifération dans cette région. Les fluctuations interannuelles de l'abondance des Serranidés pourraient jouer un rôle important sur la variabilité interannuelle de la biomasse du stock de poulpes.

Ainsi, l'augmentation de l'abondance du poulpe au Sud du Maroc, en Mauritanie, puis au Sénégal, a été supposée être une conséquence évidente de la diminution de leurs prédateurs potentiels. En effet, une relation négative a été observée entre l'abondance du poulpe et la diminution de certains de ses prédateurs potentiels comme les sparidés et les serranidés (Faure, 2000 ; Caverivière *et al.*, 2002 ; Diatta *et al.*, 2002). Au cours de ces trois dernières décennies, Diatta *et al.* (2002) indiquent que la prédation sur le poulpe semble faible en raison de la diminution de l'abondance des grands individus des espèces prédatrices.

1.2.4. Exploitation

Les captures mondiales de poulpes sont nettement en hausse, allant de moins de 2 000 000 de tonnes dans les années 1950 à plus de 7 000 000 en 2007 (Figure 1.5). Le maximum est atteint en 1999. Depuis cette année, les captures annuelles restent pratiquement les mêmes.

En Afrique de l'Ouest, le COPACE a tenu sa première réunion ad hoc sur l'évaluation des stocks de céphalopodes en 1978. Les prises de la pêcherie céphalopodière (poulpe, seiche et calmar) atteignaient un volume d'environ 200 000 tonnes par an, réparties à l'intérieur du secteur 13-26°N sur quatre principales zones de pêche correspondant aux quatre principaux stocks de poulpe (Figure 1.6) : le stock de Dahla au Maroc, le stock du Cap blanc qui est partagé entre le Maroc et la Mauritanie et d'ailleurs supposé le plus important, le stock de Nouakchott en Mauritanie et le stock du Sénégal. Cette identification des stocks de poulpe en Afrique de l'Ouest est aujourd'hui confortée par les études récentes menées au cours du projet ISTAM par Faraj *et al.* (2008).

❖ Historique de la pêcherie au Sénégal

Depuis les années 1970, le Centre de Recherches Océanographiques de Dakar-Thiaroye (CRODT) et la Direction des pêches maritimes (DPM) ont chacun mis en place un système de suivi de la pêche. Les informations collectées sont essentiellement des données sur les prises, les efforts déployés par les unités artisanales et industrielles et les fréquences de taille des principales espèces capturées. Cependant, la catégorie « poulpe » n'a été extraite de la rubrique « céphalopodes » qu'à partir de 1985 pour la pêche industrielle et 1989 pour la pêche artisanale (Figure 1.7) (Lanco, 1999).

Dans les années 1960, les céphalopodes qui étaient pris accidentellement étaient rejetés (Bakhayokho, 1981). Les premiers chalutiers japonais ciblant les céphalopodes (seiche et calmar) arrivent en 1973. Après la pêcherie chalutière, vient s'ajouter en 1975, la pêche artisanale. Les pêcheurs industriels sénégalais s'engagent, par la suite, dans l'exploitation du poulpe, en raison de la valeur marchande élevée. Mais la pêche s'est significativement développée en 1986, année où les débarquements de cette espèce au Sénégal ont atteint 10 000 tonnes, entraînant ainsi une profonde modification de la pêcherie démersale sénégalaise. La flottille industrielle, constituée de bateaux glaciers et congélateurs, s'est développée au début des années 1980. Ensuite leur nombre a varié au fil des années ; de l'ordre de 40 pour les bateaux glaciers et 100 pour les congélateurs. A partir de 1994, le Sénégal signe des accords de pêche avec l'Union Européenne, pour un maximum de 43 bateaux dans le dernier accord de 2006.

A partir de 1989, il y a eu une conversion massive d'un grand nombre de pêcheurs artisans à la pêche au poulpe.

A partir d'une pêche artisanale de subsistance, très ancienne et présente dans tous les pays de la sous-région, une diversification progressive des pêcheries artisanales s'est opérée sur le demi-siècle. Cette diversification a été marquée par quelques innovations majeures comme l'utilisation des fibres synthétiques, la motorisation des embarcations, l'introduction des engins de pêche encerclant et de la senne tournante, ainsi que l'utilisation de caisse à glace pour la conservation des produits halieutiques à bord ; sur ces trois dernières décennies, la pêche artisanale a considérablement augmenté ses puissances de pêche (motorisation, taille et efficacité des engins, durée des marées), ses rayons d'action. Elle a aussi diversifié ses espèces cibles.

Les pêcheries industrielles, quant à elles, sont marquées par la montée en puissance des pêcheries nationales dans les années 1970 suite à l'adoption d'un nouveau droit de la mer et à la mise en place des ZEE à 200 miles nautiques. Dans le milieu des années 1960, l'arrivée de plusieurs flottilles étrangères spécialisées recherchant, pour des marchés bien identifiés, les petits pélagiques, les crevettes et les céphalopodes a également marqué l'évolution de l'exploitation (Chavance et Chavance, 2002).

❖ **Captures**

Au Sénégal, depuis l'enregistrement statistique de cette ressource en 1986 (Caverivière, 1990), les quantités annuelles débarquées oscillent entre 450 tonnes (1987) et 17 000 tonnes (1989, 1992), approchant même 40 000 tonnes en 1999, année de très forte abondance issue d'un recrutement exceptionnel (Figure 1.7). Les captures de la pêche artisanale ont été observées à partir de 1989. Les captures de la pêche artisanale sont presque toujours supérieures à celles de la pêche industrielle. Par ailleurs, les captures annuelles de poulpes constituent 80% des captures de céphalopodes au Sénégal.

❖ **Flottilles et efforts de pêche**

Deux types de flottilles exploitent la ressource poulpe au Sénégal : la pêche artisanale et la pêche industrielle.

La pêche piroguière constitue la principale activité économique des zones côtières. La principale zone se situe au large de la petite côte, zone située entre la presqu'île du Cap-Vert et la Gambie, avec 98% des débarquements de poulpe en 1997 (Lanco, 1999). Le parc piroguier comptait 11500 pirogues en 1996 et 10707 en 1997 (Barry et al., 2002). Il est constitué d'embarcations en bois, de taille et type différents. Le nombre exact de pirogues pêchant le poulpe est inconnu ; il n'existe pas de pêcherie artisanale ciblant exclusivement cette ressource. En effet, les unités ciblant le poulpe sont caractérisées par une mixité d'engins de pêche : filet dormant, ligne à main et casier. Cette pratique permet une adaptation souple au cours de l'année aux variations saisonnières de l'abondance des ressources. Cette pêcherie utilise la turlutte pour capturer les poulpes. Cet engin est constitué d'une tige centrale lestée de plomb de poids variable, et autour de laquelle sont disposés de façon concentrique, sur un ou deux étages, 5 à 6 hameçons où sont accrochés des appâts en forme de lanières colorées. La zone maritime de la pêche artisanale s'étend jusqu'à la ligne des six ou sept miles des côtes.

La pêche industrielle est composée de chalutiers exploitant les ressources démersales du plateau et du talus continental sénégalais. Il s'agit aujourd'hui d'une flottille nationale basée à Dakar (120 unités en 2006). La flottille étrangère (Italie, Grèce, France, Espagne, Portugal, Gambie, Cap-Vert) opérant dans



Figure 1.4. *Distribution géographique du poulpe *O. vulgaris* à travers le monde (FAO, 2009)*

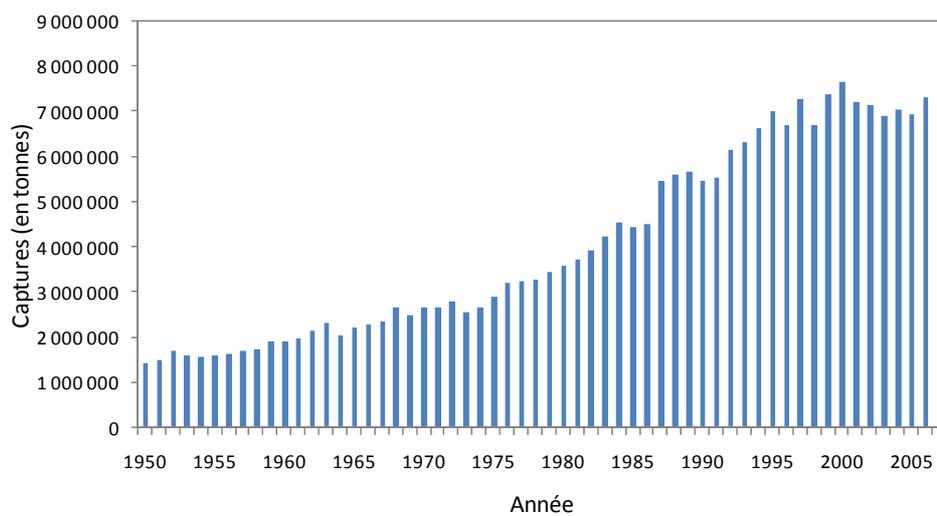


Figure 1.5. *Productions mondiales de poulpes de 1950 à 2006 (FAO, 2009)*

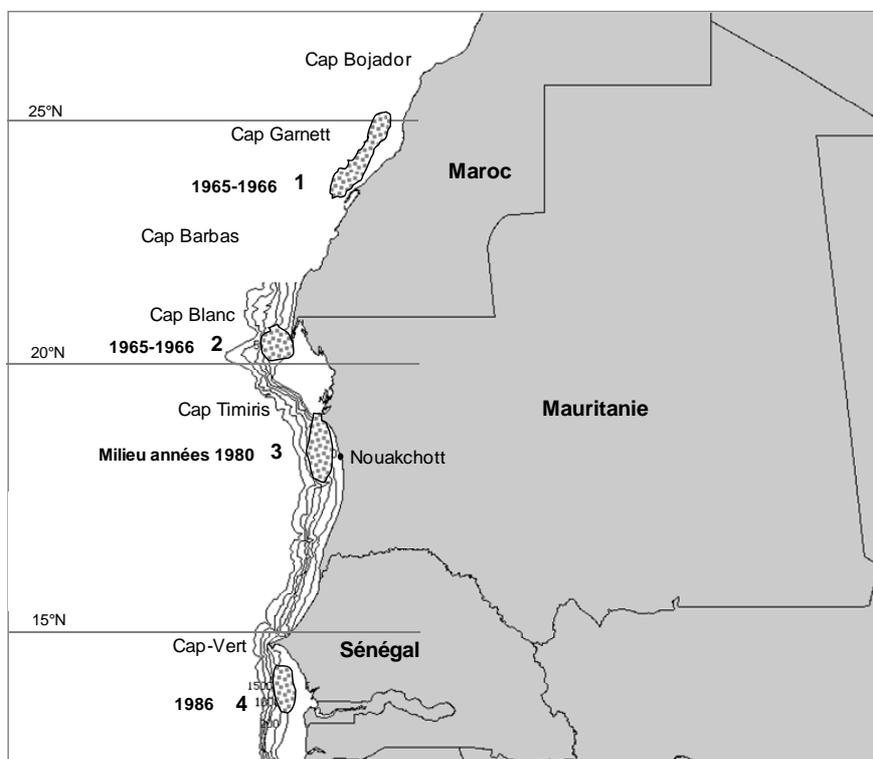


Figure 1.6. *Principales zones d'abondance du poulpe le long des côtes nord-ouest africaines et dates d'explosion démographique (carte présente étude, d'après les rapports COPACE)*

le cadre d'accords de pêche (26 unités en 1997) n'est plus présente depuis la non reconduction des accords de pêche en 2005.

Il n'existe pas de chalutiers spécialisés dans la pêche au poulpe. La stratégie opportuniste des pêcheries leur permet de cibler différentes espèces démersales selon la marée ou la saison. Les captures accessoires de poulpe déclarées dans les autres segments de la pêcherie industrielle, i.e. les autres pêcheries ciblant les autres ressources à part le poulpe, sont relativement faibles.

La figure 1.8 montre que l'effort de pêche du poulpe a globalement augmenté au cours des trois dernières décennies. Cette augmentation est plus spectaculaire pour la pêche artisanale. Cependant, on observe une nette diminution de l'effort de la pêche artisanale en 2001, année où les captures étaient très faibles (3 671 tonnes) alors que celui de la pêche industrielle a été multiplié par 2 en 2005 (de 27 000 jours de pêche en 2004 à 54 887 en 2005). Les efforts de pêche sont des efforts nominaux.

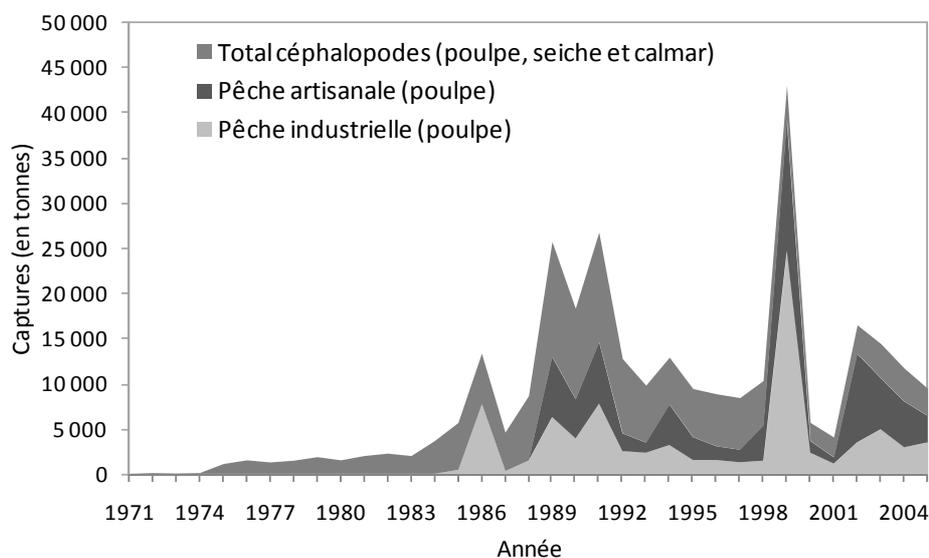


Figure 1.7. *Captures totales de céphalopodes et captures de la pêche artisanale et de la pêche industrielle de poulpes au Sénégal (avant 1989, les données de la pêche artisanale ne sont pas disponibles)*

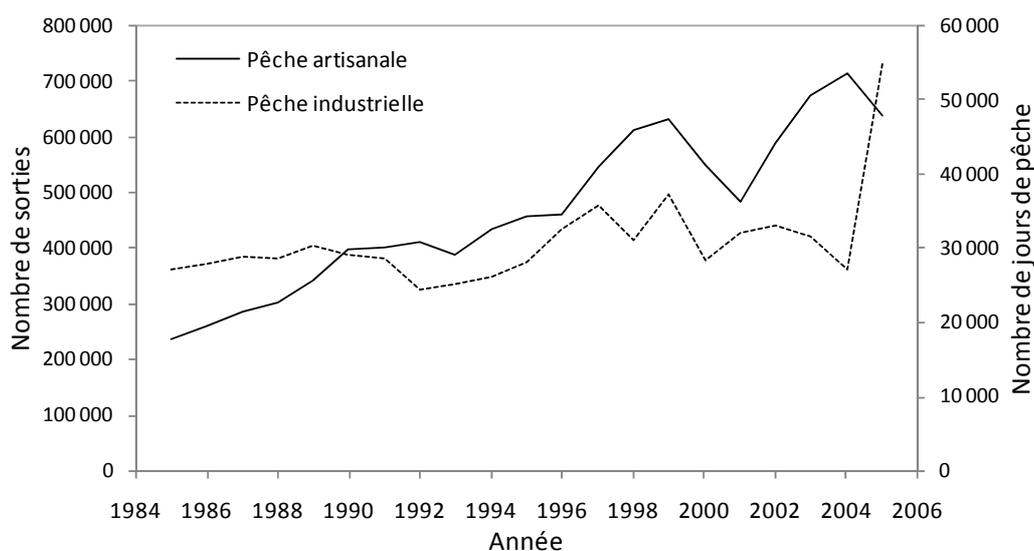


Figure 1.8. *Efforts de pêche de la pêche artisanale (en nombre de sorties) et de la pêche industrielle (en nombre de jours de pêche) (d'après les données CRODT)*

1.3. Biologie, écologie et exploitation des stocks de crevettes

1.3.1. Généralités sur les crevettes

La pêche des crevettes est en plein essor depuis les années 1950 sur le plateau continental de la côte ouest africaine intertropicale (Crosnier et al., 1970 ; De Bondy, 1970). La surface totale des fonds à crevettes est de 4 000 à 5 000 milles carrés. En 1981, la production potentielle optimale moyenne était estimée environ 10 500 tonnes en mer pour une prise en lagune de l'ordre de 3 000 tonnes (Lhomme, 1981). Il existe le long de la côte ouest africaine deux groupes d'espèce de crevettes exploitées : les crevettes côtières (*Farfantepenaeus notialis*, *Parapenaeopsis atlantica*, *Melicertus kerathurus* et *Penaeus monodon*) et les crevettes profondes (*Parapenaeus longirostris*, *Aristeus varidens*, *Plesionika martia*, *Heterocarpus ensifer* et *Plesiopenaeus edwardsianus*). Les particularités des crevettes Penaeidae les plus exploitées au Sénégal sont décrites par Lhomme (1981) (Tableau 1.3).

L'exploitation porte principalement sur trois espèces de crevettes qui sont par ordre d'importance décroissante, *Farfantepenaeus notialis*, *Parapenaeus longirostris* et *Aristeus varidens*. *F. notialis* est la principale espèce de crustacés qui peut supporter une exploitation industrielle. Elle constitue par conséquent, la principale espèce de Penaeidae exploitée le long des côtes ouest africaines. Ses rendements ont doublé lors de campagnes d'évaluation en Guinée et sont passés de 0,25 kg/30 mn en 1998 à 0,52 kg en 2002 (Domain et al., 2002). Selon Caverivière et Rabarison (1997) et Caverivière et Thiam (2002), cette augmentation est vraisemblablement concomitante à la très forte exploitation des poissons du stock côtier, qui a pour conséquence la disparition des gros individus prédateurs de crevettes.

La crevette rose tropicale ou crevette blanche du Sénégal, encore appelée "sippax" en Wolof-Lébou (Sénégal) correspond à une seule espèce appartenant à la Super-classe des Crustacea, à la classe des Malacostraca, à l'ordre des Decapoda et à la famille des Penaeidae (Lhomme et Vendeville, 1993). Avant, les scientifiques distinguaient deux espèces : *P. duorarum duorarum* qui est présent sur la côte est américaine, du Cap Hattéras (Caroline du Nord) à la presqu'île du Yucatan (Mexique) et *P. duorarum notialis*, très répandu dans la mer des Caraïbes (Figure 1.9), dans l'Atlantique est et en Amérique du Sud (Cap Frio au Brésil). *P. duorarum notialis* occupe seule toute la côte ouest africaine du Cap Blanc (Mauritanie) au Nord jusqu'au Cap Frio (Angola) au Sud (Lhomme, 1981). Par la suite, les scientifiques se sont rendus compte qu'il s'agit d'une même espèce. Cette dernière prend le nom scientifique actuel de *Farfantepenaeus notialis* (Pérez-Farfante et Kensley, 1997) au lieu de *Penaeus notialis* ou de *Penaeus duorarum*.

L'espèce est présente dans l'océan Atlantique et ses affluents, plus particulièrement sur la côte ouest africaine (Figure 1.9), de la Mauritanie à l'Angola (Lhomme, 1981). Quatorze stocks de cette espèce (Figure 1.10) ont pu être identifiés le long de la côte ouest africaine (Garcia et Lhomme, 1979 ; Lhomme, 1981). Au Sénégal, deux stocks de crevettes *F. notialis* ont pu être identifiés, l'un situé au nord du Cap Vert, entre la fosse de Cayar et Saint-Louis et l'autre au sud, entre le Sénégal et la Guinée-Bissau. La différence essentielle entre ces deux stocks réside dans une importance bien moindre des apports d'eau douce, d'une pêche artisanale plus faible et des nurseries plus limitées dans le nord (Lhomme et Garcia, 1984). Ces stocks se situent dans des zones vaseuses encadrées de fonds plus durs, plus ou moins rocheux juste au sud du Cap Vert ou constitués de sables purs, au large de la

Casamance (Lhomme et Garcia, 1984). Le stock du sud est le plus important, tant sur les prises que sur la superficie occupée (Caverivière et Thiam, 2002).

F. notialis appartient à la communauté des espèces eurybathes ou de la thermocline (Caverivière, 2002). Il a des affinités avec les espèces de la communauté côtière des Scianidae et, dans une moindre mesure, avec les espèces plus profondes de la communauté des Sparidae (Caverivière, 2002). C'est une espèce qui, comme la plupart des crustacés exploitables joue un rôle important dans l'écosystème, en particulier au niveau des transferts énergétiques, par la place originale qu'elle occupe et la biomasse totale qu'elle présente (Lhomme, 1994).

Quelques mensurations caractéristiques de l'espèce telles que les tailles maximales ont été données dans certaines régions ouest africaines. Des individus mâles et femelles mesurant respectivement 175 et 192 mm de longueur totale (LT) ont été rencontrés (Brown, 2005). Au Sénégal, les résultats de Charles-Dominique et Ndiaye (2003) montrent des tailles de 170 mm LT pour les mâles et 230 mm LT pour les femelles. Un âge maximal, obtenu à partir des distributions modales des femelles a été estimé à 16-17 mois en âge relatif et 23 mois en âge absolu (Lhomme et Vendeville, 1993). Ce qui correspondait à des femelles de 50 mm longueur céphalothoracique (LC). Cette estimation était supposée également valable pour les mâles.

L'espèce fait l'objet de pêches importantes en Afrique de l'Ouest tant localement que dans les autres pays de la sous région par les chalutiers étrangers. La prise totale annoncée pour cette espèce selon la FAO (2008) était de 34 900 tonnes pour l'année 1999, année où de fortes captures de crevettes blanches ont été observées le long des côtes ouest africaines, Nigeria (27341 tonnes) et Sénégal (4887 tonnes). De plus, on note une certaine variabilité interannuelle de la production de crevettes, surtout depuis les années 1980 aux années récentes. Les expériences d'aquaculture avec cette espèce ont été entreprises au Cuba (FAO, 2008).

L'enregistrement des débarquements mondiaux de *Penaeus spp.* par la FAO, a commencé depuis le début des années 1950. La production mondiale de crevettes augmente progressivement, depuis le début de son exploitation et atteint son maximum exploitable au cours des années 1980-1990. Depuis cette période, la production ne cesse de diminuer, pour atteindre 190 000 tonnes en 2007 (Figure 1.11).



Figure 1.9. Distribution géographique de la crevette blanche *F. notialis* dans le monde (FAO, 2008)

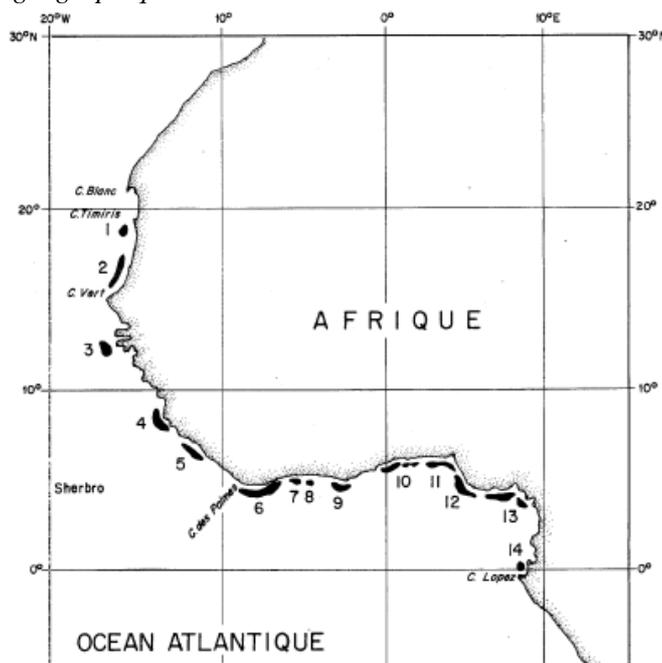


Figure 1.10. Principaux fonds de pêche de crevettes et divisions statistiques du COPACE (1: Cap Tirniris; 2: Saint-Louis du Sénégal; 3: Roxo-Bijagos; 4: Sherbro; 5: Monrovia; 6: Sassandra-Tabou; 7: Grand-Lahou; 8: Grand-Bassam; 9: Axim-Trois Pointes; 10: Adda-Keta; 11: Lagos; 12: delta du Niger; 13: Cameroun; 14: Cap Estérias (d'après Garcia et Lhomme, 1979)

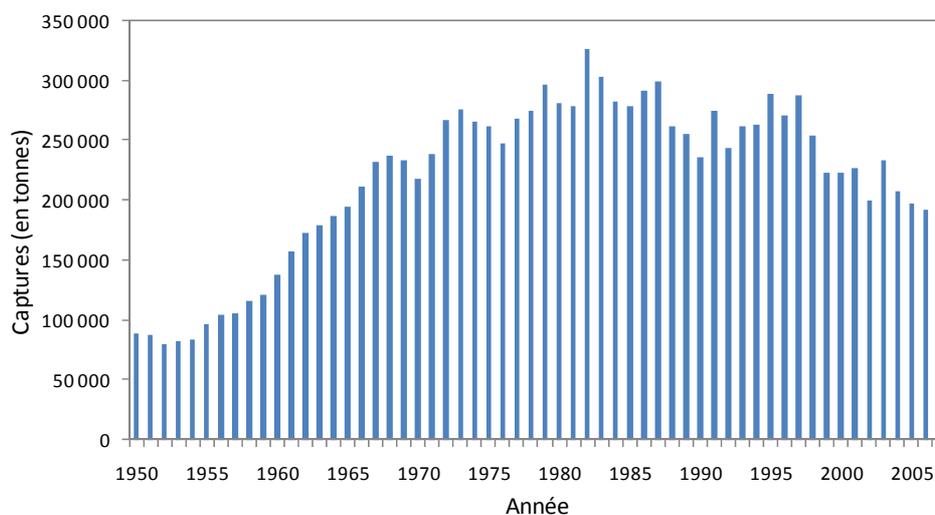


Figure 1.11. Productions mondiales de crevettes *Penaeus* spp. de 1950 à 2007 (FAO, 2009).

1.3.2. Biologie et écologie

1.3.2.1. Habitat

Les crevettes Penaeidae sont amphihalines. Les adultes, œufs et premiers stades larvaires se trouvent en mer. Les juvéniles se développent en milieu saumâtre ou sursalé, estuaires ou lagunes (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984 ; Lhomme, 2001 ; Laë et al., 2004 ; Brown, 2005). Dans les zones hydrologiquement convenables, la présence de concentrations importantes de crevettes exploitables est subordonnée à la présence d'estuaires ou de lagunes (Lhomme et Garcia, 1984).

Le cycle biologique des crevettes Penaeidae explique leur grande sensibilité aux conditions environnementales pendant les stades jeunes (Lhomme, 2001). Elles fréquentent les eaux côtières de fonds meubles (vaseux et vaso-sableux) entre la côte et 65 m de profondeur et les eaux peu profondes des estuaires et lagunes (Caverivière et Thiam, 2002 ; Charles-Dominique et Ndiaye, 2003). Elles peuvent être également rencontrées dans les zones sableuses, entre les rochers (Brown, 2005). Elles présentent des concentrations très importantes sur la vase sableuse en milieu saumâtre (Lhomme, 1981).

L'abondance de *F. notialis* augmente avec la richesse en particules fines (zones vaseuses). Les fonds les plus riches sont toujours les zones vaseuses dont la teneur en lutites est supérieure à 75%. Cependant, cette relation n'est pas vérifiée au-delà de 60 m de profondeur (Tableau 1.5). La nature du sédiment est alors un facteur de distribution géographique (Lhomme et Vendeville, 1993). La répartition géographique et la limite bathymétrique supérieure des fonds à crevettes relèvent d'une structuration granulométrique caractéristique (Lhomme et Vendeville, 1993). Mais en deçà de 50 m, les rendements diminuent rapidement alors que la teneur en lutites demeure supérieure à 75%. La granulométrie est donc une condition nécessaire mais non suffisante pour l'installation de concentrations commerciales de crevettes (Garcia, 1977a ; Lhomme et Vendeville, 1993).

Pendant la phase adulte, *F. notialis* occupe une aire géographique bien définie dans laquelle les eaux de surface atteignent au moins 24°C dans l'année et descendent rarement en dessous de 18 °C. Les températures au fond peuvent être au minimum de 15 à 16°C, ces températures correspondent à des exigences écologiques. À l'intérieur de cette zone, son extension peut être limitée ou inhibée par une dessalure trop importante, salinité inférieure à 35‰ (Garcia, 1989 ; Lhomme et Vendeville, 1993). Cependant des concentrations importantes de postlarves et juvéniles sont observées entre 5 et 50‰ (Lhomme, 1981 ; Le Reste, 1982 ; Lhomme et Vendeville, 1993). La salinité permet l'installation des postlarves et la croissance des juvéniles et subadultes (Le Reste, 1992). Les crevettes fréquentent préférentiellement les eaux de la couche de discontinuité (Garcia, 1977a ; Lhomme et Vendeville, 1993). La turbidité est un facteur qui varie nettement entre les fonds de 3-10 m et ceux de 20 m. Elle agit sur le comportement des crevettes. Son action paraît indirecte et se manifesterait par la filtration de la lumière. Les crevettes se rencontrent en général dans les eaux turbides. Elles évitent les eaux claires, pour ne pas être capturées par les poissons carnassiers qui les chassent énergiquement (Crosnier, 1965).

Au Sénégal, les plus fortes concentrations d'adultes sont observées entre 25 et 45 m de profondeur ; dans cet intervalle, l'espèce peut atteindre 190 mm LT pour un poids proche de 80 g (Caverivière, 2002a). En Côte d'Ivoire, la distribution bathymétrique de *F. notialis* s'étend de 25 à 60 m avec un maximum de 30 à 50 m (Tableau 1.4). Les individus vivent dans la vase le jour et remontent entre les eaux la nuit (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003).

Tableau 1.3. Crevettes Penaeidae exploitées le long des côtes ouest africaines (Lhomme, 1981)

Espèce	Particularités
<i>Farfantepenaeus notialis</i>	espèce côtière, présente le long du littoral ouest africain, très exploitée (presque la totalité des débarquements).
<i>Melicertus kerathurus</i>	espèce côtière, présente sur toute la longueur du littoral ouest africain, abondance faible.
<i>Parapenaeopsis atlantica</i>	très côtière, inféodée aux eaux chaudes et dessalées de surface, considérée comme peu abondant (dans les captures), médiocre tenue à la conservation, souvent même rejetée après capture.
<i>Parapenaeus longirostris</i>	espèce profonde, rencontrée de 45 à 350/400 m, fréquente en saison froide.

Tableau 1.4. Profondeurs dans lesquelles les abondances de *F. notialis* sont observées en Afrique de l'Ouest (Lhomme et Vendeville, 1993)

Zone		Profondeurs (m)
Sénégal	Saint-Louis	50
	Roxo-Bijagos	35
Sierra Léone		35 à 45
Côte d'Ivoire		30 à 50
Liberia		50 à 60
Ghana		35 à 50
Togo		35 à 50
Bénin		45
Nigeria		45

Tableau 1.5. Echelle de maturité de *F. notialis* (d'après Lhomme et Vendeville, 1993).

Cummings (1961)	Devries et Lefevère (1969)	Burukowsky (1970)
Undeveloped (A)	I – Virgin	1
Developing (B)	II – Maturing virgin	2
	III – Developed	3
Nealy ripe (C)	IV – Gravid	4
Ripe (D)	V – Ripe	5
Spent (E)	VI - Spent	

1.3.2.2. Reproduction

La reproduction de *F. notialis* a été étudiée par Lhomme (1981) au Sénégal et par Garcia (1977a) en Côte d'Ivoire. Lhomme et Garcia (1984) ont repris les résultats de Lhomme (1981) et Lhomme et Vendeville (1993), ceux de Garcia (1977a).

F. notialis se reproduit en mer (Garcia, 1977a ; Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984 ; Le Reste, 1992). Les variations d'abondance des postlarves à l'entrée des lagunes constituent un bon indice de la reproduction des adultes en mer (Lhomme et Vendeville, 1993).

Chez les crevettes Penaeidae, les sexes sont séparés. L'appareil génital femelle consiste en une paire d'ovaires, une paire d'oviductes débouchant entre les coxas des troisièmes pattes thoraciques, et un thélycum ou organe de copulation situé entre les cinquièmes pattes thoraciques. Ce dernier (thélycum) est une poche destinée à recevoir les spermatophores. Extérieurement, il se présente comme étant formé de trois plaques, une médiane et deux latérales, l'ouverture étant entre les plaques latérales. De par sa forme particulière, il permet de reconnaître, à l'œil nu, les femelles (Crosnier, 1965). Quant à celui des mâles, il comprend une paire de testicules multilobés qui s'étendent dans le céphalothorax au-dessus de l'hépatopancréas, une paire de canaux déférents aboutissant chacun à une ampoule terminale située entre les cinquièmes pattes thoraciques et dans laquelle se forme le spermatophore, un appareil copulateur composé du petasma et des appendix masculina. Le petasma est un organe complexe, très visible, et qui permet de distinguer aussitôt les mâles (Crosnier, 1965).

❖ Maturité sexuelle

Des études portant sur la reproduction des crevettes Penaeidae ont été faites par Cummings (1961) sur *P. duorarum* dans le Golfe du Mexique, sur *F. notialis* par Devries et Lefevère (1969) et Burukowsky (1970) sur la côte ouest africaine. Les résultats ont été repris par Lhomme (1981) au Sénégal et Lhomme et Vendeville (1993) en Côte d'Ivoire, qui donnent une correspondance entre les trois échelles de maturité proposées (Tableau 1.6). Les stades 4 et 5 ne sont pas discernables à l'œil nu.

Les tailles de première maturité sexuelle ont été déterminées dans certains milieux ouest africains (Tableau 1.7).

❖ Sex-ratio

Le sex-ratio a été étudié en Côte d'Ivoire par Garcia (1977a) dont les résultats ont été repris par Lhomme et Vendeville (1993). Il est de 50,0 à 50,2% de femelles en lagune et de 52,1% à 55,1% en milieu marin. Cependant, il présente des variations en fonction de la taille des individus et des variations saisonnières en lagune et varie en fonction de la taille, de la profondeur et des saisons en mer.

En Côte d'Ivoire, la variation du sex-ratio suivant la taille des individus s'explique, au-delà de 20 mm LC par la différence entre les lois de croissance des mâles et femelles. Par contre en deçà de 20 mm LC, le taux de femelles est supérieur à la normale, phénomène attribué à une différence de sélectivité pour les deux sexes (Garcia, 1977a) mais également à une différence de croissance entre les mâles et femelles (Caverivière et Razafindrakoto, 2008). En général, les mâles sont relativement plus abondants dans les petites tailles et les femelles, dans les grandes tailles.

Au Sénégal, une courbe de forme similaire a été obtenue (Lhomme, 1981) mais elle est décalée vers la les petites tailles (Figure 1.12). Ce décalage s'explique par la croissance plus lente de l'espèce au Sénégal où la saison froide est très marquée.

Le sex-ratio varie avec la profondeur. Les femelles dominant à la côte la plupart du temps. En saison froide, le phénomène s'inverse en passant par une phase de transition (Lhomme et Vendeville, 1993).

La variation du sex-ratio en fonction de la taille traduit une croissance différentielle entre les mâles et les femelles dont il faudrait tenir compte dans les modèles de dynamiques des populations et les évaluations de stocks (Lhomme, 1994).

❖ Taille à la première ponte

L'étude de la maturation sexuelle de *F. notialis* a été réalisée par Lhomme (1981) au Sénégal. Les résultats sont repris par Lhomme et Garcia (1984). Un critère de maturation a été choisi pour déterminer la taille à la première ponte. On se fonde sur une observation visuelle externe de l'appareil reproducteur, l'échelle de maturité sexuelle de Devries et Lefèvre (1969) et les stades IV et V. Un individu est en période de ponte lorsqu'il est au stade de pré-ponte IV ou au stade de ponte V.

L'analyse de l'évolution du pourcentage d'individus au stade IV et/ou V en fonction de la taille a permis de déterminer la taille à la première ponte. Elle correspond à l'intersection de la courbe lissée avec l'axe des abscisses. Les tailles à la première ponte relevées dans la littérature sont mentionnées dans le tableau 1.6. Les tailles à la première ponte obtenues à Saint-Louis et à Roxo-Bijagos (Sénégal) correspondent respectivement à un âge de 7,7 et 4,3 mois (Lhomme et Garcia, 1984).

❖ Saison de ponte

La saison de ponte de *F. notialis* a été décrite au Sénégal (Lhomme et Garcia, 1984) et en Côte d'Ivoire (Lhomme et Vendeville, 1993).

Au Sénégal, la reproduction de l'espèce a été étudiée suivant deux aspects : celui de l'individu et celui de la population (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984). Au niveau de l'individu, l'intensité de la ponte dépend de sa taille et des conditions de milieu plus ou moins favorables à la maturation des gonades. En effet, la fécondité individuelle (nombre d'œufs mûrs dans les ovaires) varie beaucoup en fonction de la taille des femelles. Au niveau de la population, l'importance de la reproduction dépend du pourcentage de femelles aux stades IV et V et de l'abondance réelle du stock. Pour tenir compte de ces deux caractéristiques, un indice de fécondité potentielle R a été calculé par l'expression suivante :

$$R = t \times F_m \times CPUE$$

t : pourcentage de femelles mûres du mois considéré

F_m : fécondité moyenne calculée à partir de la taille moyenne mensuelle des femelles mûres à l'aide de la relation donnée par Martosubroto (1974) pour *P. duorarum* du Golfe de Mexique.

CPUE : capture par unité d'effort du mois considéré (indice d'abondance)

Cet indice de fécondité potentielle tient compte des variations saisonnières de l'abondance des femelles, de leur état de maturation et de leur âge (Lhomme et Garcia, 1984).

Les variations de l'indice de fécondité sur une année moyenne permettent de distinguer les saisons de ponte (Lhomme et Garcia, 1984). La reproduction de *F. notialis* est continue (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984). Mais suivant les zones prospectées, on note une différence nette dans les périodes maximales de reproduction entre Saint-Louis et Roxo-Bijagos (Lhomme, 1981 ; Lhomme et

Garcia, 1984). Pour le stock de Saint-Louis, la saison de ponte est bien marquée (Tableau 1.7). Elle va de juillet en décembre avec un maximum très bien défini en septembre-novembre. Certaines années (1974, 1978), une période de ponte à deux maxima en début et en fin de saison chaude a été également observée (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984). Quant au stock de Roxo-Bijagos, la ponte s'étend sur toute l'année et se présente sous l'aspect de pics irréguliers en chronologie et en intensité. Des maximums importants sont observés en saison chaude (août), en période de transition (novembre) mais également en pleine saison hydrologique froide (janvier). Donc, il existe en moyenne un cycle saisonnier peu marqué avec une période de ponte relativement plus intense d'août en janvier (Lhomme et Garcia, 1984).

❖ Reproduction et conditions du milieu

La reproduction des Penaeidae est généralement corrélée à la température et à la biomasse du zooplancton (Garcia, 1977a ; Reste, 1978 ; Lhomme et Garcia, 1984 ; Lhomme et Vendeville, 1993).

La reproduction des Penaeidae est généralement liée à des températures élevées (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984). La température est le facteur essentiel dans le déclenchement de la ponte soit par action directe (stimulation des mécanismes physiologiques) soit par action indirecte (enrichissement trophique du milieu). Il est possible que le rôle de la température sur la maturation des gonades ne se manifeste que lors de la transition entre la grande saison chaude et la saison froide, en octobre (Lhomme et Vendeville, 1993).

Lhomme et Garcia (1984) ont montré que la (ou les) saison (s) de ponte de *F. notialis* correspond pour le stock de Saint-Louis, à la transition (ou aux deux transitions) entre les deux principales saisons. Ce schéma observé, diffère légèrement de celui du stock du Sud où les individus aux stades IV et V existent toute l'année. Les valeurs les plus élevées sont cependant observées en pleine saison chaude et pendant la transition entre la saison chaude et la saison froide et ce, jusqu'en janvier où la température est déjà très basse, environ 17°C en moyenne.

L'abondance relative des femelles matures coïncide avec les moments de forte abondance planctonique au Sénégal (Lhomme, 1981). En Côte d'Ivoire, Garcia (1977a) montre que *F. notialis* s'adapte au cycle de production primaire du milieu pour assurer une meilleure survie des larves planctonophages. La productivité primaire pourrait jouer un rôle dans la reproduction (Lhomme et Vendeville, 1993). La comparaison des cycles de reproduction et de productivité primaire suggère une adaptation du cycle de reproduction de *F. notialis* au cycle de production du milieu (Lhomme et Vendeville, 1993). Cette relation entre le potentiel de reproduction de la population et le potentiel de production du milieu serait donc le fruit des processus d'évolution à longue durée (Garcia, 1977a).

On peut conclure que trois principaux facteurs interviennent dans le processus de la reproduction de *F. notialis* : La taille des crevettes femelles, la biomasse de la population et la température de l'eau.

❖ Variations géographiques

Il existe, dans la reproduction de *F. notialis*, des différences nettes entre les stocks de Saint-Louis et Roxo-Bijagos : (1) les pourcentages de femelles mûres observées sont toujours beaucoup plus faibles à Roxo-Bijagos quelles que soient les tailles ou les années considérées, (2) la ponte se produit en moyenne à une taille plus faible (25 mm LC) à Saint-Louis qu'à Roxo-Bijagos (28 mm LC) et (3) les variations saisonnières de reproduction ont des amplitudes très différentes (Lhomme et Garcia, 1984).

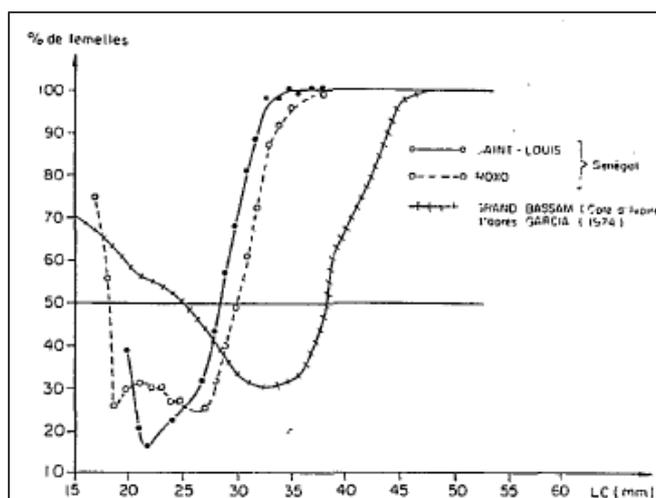


Figure 1.12. Variation du sex-ratio de *F. notialis* en fonction de la taille au Sénégal et en Côte d'Ivoire (Lhomme, 1981)

Tableau 1.6. Tailles à la première maturité sexuelle et à la première ponte de *F. notialis* déterminées dans certaines zones ouest africaines

Zone		Auteurs	Taille à la première ponte (mm LC)	Taille de première maturité sexuelle (mm LC)
Sénégal	Saint-Louis	Lhomme, 1981	24-27	25
	Roxo-		25-31	29
	Saint-Louis	Lhomme et Garcia, 1984	25	
	Roxo-		28	
Côte d'Ivoire		Lhomme et Vendeville,	30-31	30-31
Nigéria		Devries et Lefevère, 1966	28	28

Tableau 1.7. Saisons de ponte de *F. notialis* au Sénégal et en Côte d'Ivoire

Zone	Auteurs	Période de ponte	Maximum	Saison
Saint-Louis	Lhomme, 1981	Juillet-novembre	Septembre	Saison Chaude
Roxo-Bijagos		Toute l'année	Juillet-janvier	Saison chaude
Saint-Louis	Lhomme et Garcia, 1984	Août-décembre	Septembre-novembre	Début et fin de saison chaude
Roxo-Bijagos		Toute l'année	Août, novembre, janvier	Saison chaude, période de transition, pleine saison hydrologique froide
Côte d'Ivoire	Lhomme et Vendeville, 1993	Octobre à décembre	Novembre	Saison chaude

1.3.2.3. Migration

F. notialis effectue trois principales migrations : au stade larvaire, elle quitte la mer pour rejoindre les milieux estuariens. Devenu juvénile, elle retourne en mer et là, elle effectue certains déplacements lui permettant de retrouver les conditions de vie favorables (préférés écologiques).

❖ Migration des larves en estuaire ou lagune

L'étude de la migration des larves permet de recouper les informations concernant la ponte et de mettre en évidence d'éventuelles relations entre le stock parental en mer et le recrutement postlarvaire en lagune (Garcia, 1977a ; Lhomme et Vendeville, 1993).

En nouvelle et pleine lune, les courbes d'abondance des larves obtenues sont nettement bimodales ; le premier maximum apparaît entre 18 h et 20 h 30, le second entre 3 h et 6 h du matin (c'est à dire aux moments de fortes marées). Ce rythme de migration est alors probablement lié aux marées. Ces résultats confirment la relation généralement admise entre le courant du flot et la migration larvaire (Garcia, 1977a ; Lhomme et Vendeville, 1993).

La migration des juvéniles et leur exploitation en lagune sont deux aspects importants pour l'étude de la dynamique du stock de crevettes en lagune (Garcia, 1977a). Dans l'estuaire de la Casamance, des recrutements de postlarves ont été observés toute l'année (1978) avec deux maxima, de janvier à avril et en septembre-octobre (Le Reste, 1982).

❖ Migration des sub-adultes vers la mer

Lhomme (1981) a utilisé les captures totales en nombre comme indice d'abondance, en l'absence de données fiables d'effort de pêche, pour étudier ce phénomène. Dans le fleuve Sénégal, il a montré que le cycle saisonnier est net. La migration est continue et présente une saison principale, de décembre-janvier à avril-mai et un pic secondaire en octobre, correspond à la crue annuelle. En Casamance, la migration est également continue et présente deux pics d'égale d'importance : le premier en octobre correspond à la crue annuelle, le second en avril-mai.

Ces deux cycles de migration présentent des allures différentes (Figures 1.13 et 1.14). Cependant, ils concordent relativement bien, le pic d'octobre (crue) étant aussi bien marqué en Casamance que dans le fleuve Sénégal (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984).

❖ Migration des adultes en mer

La migration des crevettes adultes en mer a été étudiée par marquage par Lhomme (1981) puis décrite par Lhomme et Garcia (1984). Les déplacements observés sont faibles et lents. Ils sont parallèles à la côte pour le fond de Saint-Louis qui est très allongé et où les courants sont généralement parallèles à la côte. Une relation très nette entre les changements saisonniers des courants dans cette zone et la direction des migrations a été mise en évidence. Quant au fond de Roxo-Bijagos qui est beaucoup plus vaste et où le système de courants est plus complexe, les déplacements n'ont pas une direction privilégiée.

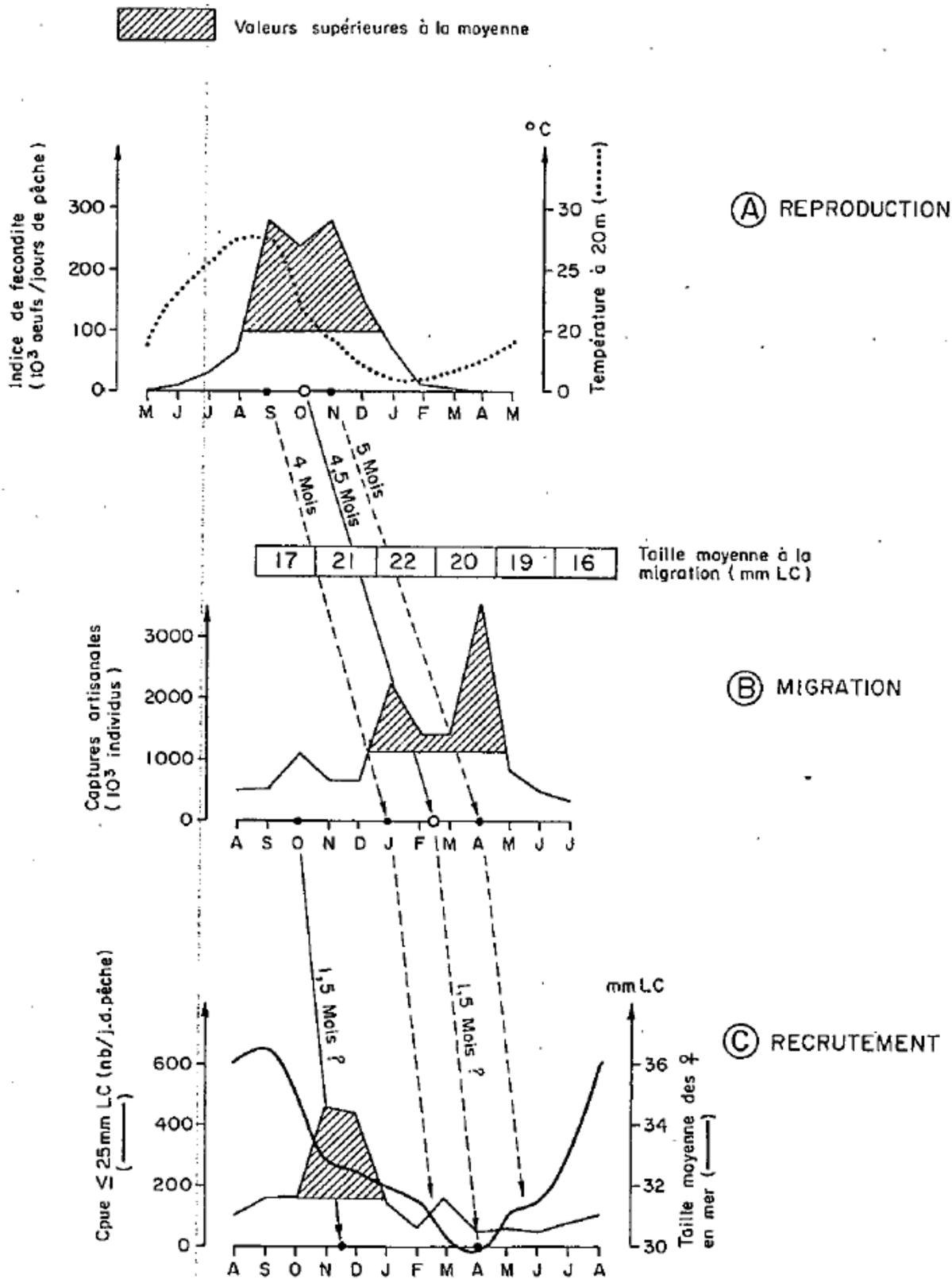


Figure 1.13. Chronologie du cycle vital de *F. notialis* pour le stock de Saint-Louis (d'après Lhomme et Garcia, 1984)

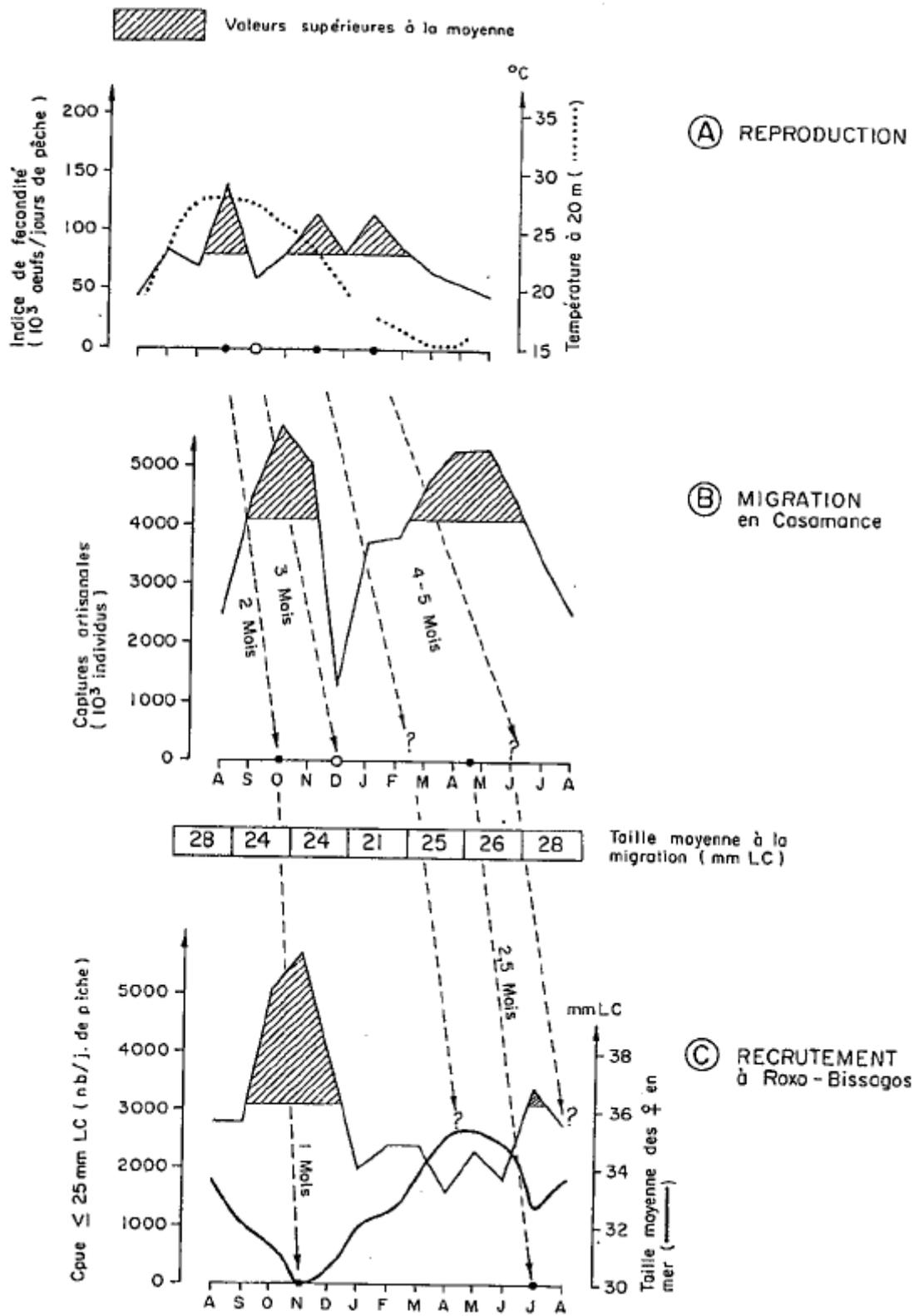


Figure 1.14. Chronologie du cycle vital de *F. notialis* pour le stock de Roxo-Bijagos (d'après Lhomme et Garcia, 1984)

1.3.2.4. Croissance

F. notialis effectue obligatoirement sa croissance dans deux milieux différents: en lagune ou estuaire et en mer.

Lhomme (1981) a étudié au Sénégal la croissance des juvéniles, par la méthode des progressions modales qui permettent de calculer les paramètres de l'équation de Von Bertalanffy. Ses résultats ont été repris par Lhomme et Garcia (1984).

Pour le stock de Saint-Louis, les paramètres de l'équation de Von Bertalanffy sont la longueur céphalothoracique asymptotique $LC_{+\infty}=52,8$ mm, la longueur totale asymptotique $LT_{+\infty}=254$ mm et le coefficient de croissance $K=0,045$ si t est exprimé en semaines ou $K=0,19$ si t est exprimé en mois. Les accroissements théoriques varient de 29 à 46 mm LT/mois pour les juvéniles de taille comprise entre 10 et 100 mm LT.

Lhomme et Garcia (1984) ont calculé dans le Sine Saloum, une seule croissance moyenne sur une période relativement courte (5 semaines) et ont obtenu 5 mm LC/mois (entre les individus de 11 à 16 mm LC) ou 2,4 mm LT/mois (pour les individus de 4,8 à 7,2 mm LT).

La croissance de *F. notialis* est rapide dans le fleuve Sénégal (Lhomme et Garcia, 1984). Ceci confirme les résultats obtenus par Lhomme (1994) en Côte d'Ivoire: en estuaire, la croissance des juvéniles est très rapide, de 10 mm LT à 78 mm LT en 3 mois environ. Cependant en Côte d'Ivoire, en saison froide et périodes de grande crue des fleuves, la croissance de *F. notialis* est perturbée et fortement ralentie (Lhomme et Vendeville, 1993).

L'étude de la croissance des adultes en mer est difficile. Ceci s'explique par l'existence de variations saisonnières de croissance importantes liées aux fluctuations hydroclimatiques (Lhomme et Garcia, 1984). Au Sénégal, différentes courbes de croissance ont été construites à diverses saisons (Lhomme, 1981). La croissance n'est nulle de janvier en avril-mai (moment du recrutement) et à partir du treizième mois de vie pour les individus femelles nés en septembre, pour le stock de Saint-Louis (Lhomme, 1981).

Au Sénégal, il n'existe pas de loi de croissance ni de relation âge-longueur unique (Lhomme et Garcia, 1984). Cet aspect de la croissance entraîne une certaine variabilité des estimations de l'âge à la maturation sexuelle et à la première capture. Il a été montré l'existence d'une relation entre le coefficient de croissance K et la température. Plus la température est élevée plus K augmente (Lhomme et Garcia, 1984).

Les paramètres de l'équation de croissance de Von Bertalanffy (Tableau 1.8) et les tailles et âges correspondant aux moments caractéristiques de la vie de *F. notialis* ont été déterminés au Sénégal et en Côte d'Ivoire (Tableau 1.9).

La croissance varie entre 30 et 60 mm LT/mois pendant la phase juvénile et diminue ensuite avec l'âge. Elle varie également avec l'abondance de la population et la température ambiante (Garcia et Le Reste, 1981).

La croissance est rapide en saison chaude et fortement perturbée en saison froide ainsi, apparemment, que pendant la ponte (Lhomme et Garcia, 1984).

Tableau 1.8. Paramètres de l'équation de croissance de Von Bertalanffy pour *F. notialis* relevés dans la littérature

Zone	Auteurs	Sexe	Saison	Croissance			
				Marquage		Méthode de Petersen	
				K (mois)	LC ∞ (mm)	K (mois)	LC ∞ (mm)
Sénégal	Lhomme, 1981	Mâle	Novembre-janvier	0,22	29,0	0,22	29,0
			Février-avril	Croissance nulle			
			Avril-juillet	0,50	31,3	0,50	31,3
			Août-octobre	0,32	28,6	0,32	28,6
		Femelle	Novembre-janvier	0,17	39,0	0,17	39,0
			Février-avril	Croissance nulle			
			Avril-juillet	0,38	43,2	0,38	43,2
			Août-octobre	0,27	42,8	0,27	42,8
Côte d'Ivoire	Garcia, 1977a	Mâle	Grande saison froide	0,30	32,3	0,26±0,05	34,4±2,0
		Femelle		0,18	51,7	0,16±0,03	51,6±3,4

Tableau 1.9. Tailles et âges caractéristiques de la vie de *F. notialis* relevés dans la littérature

Zone	Auteurs	Etapas principales	Tailles (mm LC)	Age (mois)
Sénégal (Stock Roxo-Bijagos)	Lhomme, 1981	Migration en mer	26,0	4,0
		Recrutement en mer	28,0	4,3
		Première ponte	28,0	4,3
Côte d'Ivoire	Garcia, 1977a	Migration en mer	16,5	3,7
		Première capture	18,0	3,9
		Première ponte	30,0	6,7

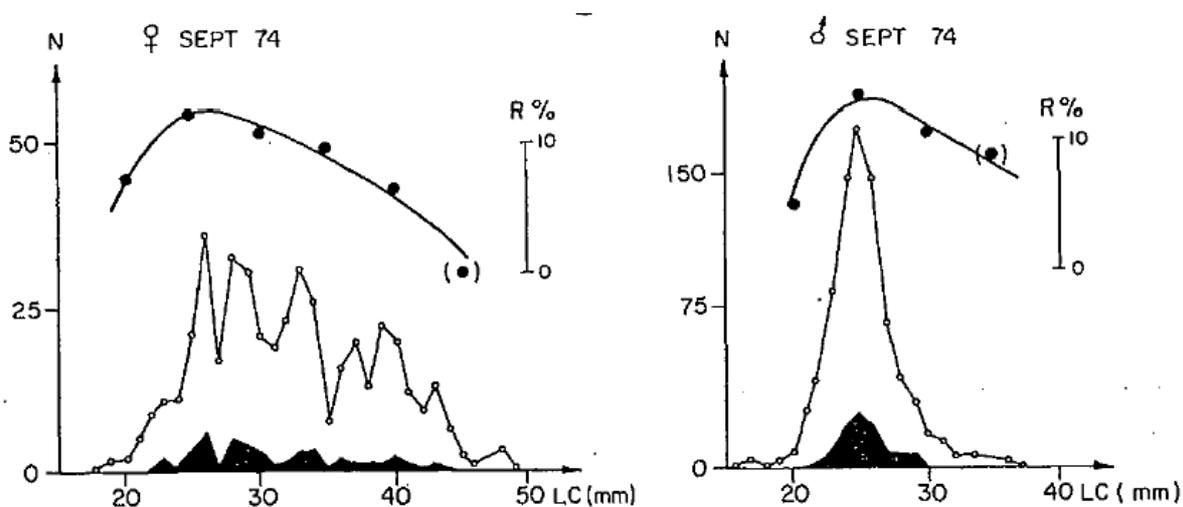


Figure 1.15. Variations du taux de recapture en fonction de la taille et distribution de fréquences des tailles des individus marqués (en blanc) et recapturés (en noir) sur le fond de pêche de Roxo-Bijagos (d'après Lhomme et Garcia, 1984).

1.3.2.5. Alimentation

Le régime alimentaire des juvéniles de crevettes est omnivore à tendance carnivore. Il comprend de petits crustacés, mollusques et annélides polychètes et des débris végétaux (Lhomme, 1994). Aucune étude portant sur le régime alimentaire de l'espèce n'a encore été réalisée en Afrique de l'Ouest.

1.3.2.6. Mortalités

L'étude des mortalités des adultes a été réalisée au Sénégal par Lhomme (1981). Ses résultats sont mentionnés dans le document de synthèse de Lhomme et Garcia (1984). La technique de marquage à l'aide de disques de Petersen a été utilisée comme méthode d'étude.

L'étude de la mortalité par pêche en fonction de l'âge montre que le taux de recapture augmente jusqu'à 25-30 mm LC puis décroît régulièrement (Figure 1.15). La partie gauche de la courbe est liée à une mortalité (naturelle) due à la marque et au phénomène de recrutement partiel. Le maximum observé correspond le plus souvent à la classe de taille ou au groupe le plus important dans les captures. Ainsi, on peut conclure que chez les Penaeidae, la mortalité par pêche est liée à l'abondance. La partie droite de la courbe peut être due à une diminution de la mortalité totale et en particulier à une diminution de la mortalité par pêche avec la taille ou l'âge (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984) ou à une augmentation de la mortalité naturelle due à la sénescence (Caverivière et Razafindrakoto, 2007).

Les marquages donnent souvent une valeur biaisée de la mortalité naturelle M . La mortalité par pêche F est proche de M quand le stock est exploité à un niveau proche du MSY. Il découle de ces résultats et de l'analyse des modèles de production que M devrait être proche de 0,22 et supérieure à 0,16 (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984). Cette conclusion tend à corroborer de manière indirecte les travaux de Garcia (1978) qui donne $M = 0,20-0,25$ pour la même espèce en Côte d'Ivoire.

Pour les analyses de cohortes, le choix de bons coefficients de mortalité naturelle M , s'appliquant bien aux différentes classes d'âge, est nécessaire. Donc, il peut être important de tenir compte, dans certains cas, du fait que les mortalités naturelles des crevettes sont quelque peu accrues pour les jeunes en raison d'une plus forte prédation subie et pour les plus âgées par l'effet de la sénescence (Caverivière et Razafindrakoto, 2008).

1.3.2.7. Cycle de vie

La crevette blanche, *F. notialis*, a une durée de vie courte, environ vingt mois (Caverivière, 2002). Son cycle vital est complexe, avec une phase juvénile en lagune ou en estuaire et une phase adulte en mer (Garcia et Le Reste, 1981; Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984 ; Lhomme et Vendeville, 1993 ; Lhomme, 2001 ; Charles-Dominique et Ndiaye, 2003).

Les différents stades du cycle biologique ont été résumés par Garcia et Le Reste (1981). Le cycle vital des espèces Penaeidae comprend différents stades successifs et obligatoires. Les femelles pondent des œufs. De ces œufs éclosent des larves au stade nauplius. Ces larves sont planctoniques. Le développement larvaire a été décrit chez plusieurs espèces appartenant pour la plupart au genre *Penaeus*. Il semble qu'il s'effectue d'une manière assez régulière à travers onze stades successifs. Le passage d'un stade à un autre s'effectue par une mue. Il existe 5 stades « nauplius », 3 stades « protozoé » et 3 stades « mysis ». La dernière « mysis » subit une mue qui la transforme en postlarve. Bien que ne mesurant que quelques millimètres, la larve a déjà l'apparence générale de l'adulte mais la dentition rostrale est incomplète. La postlarve va passer par plusieurs stades caractérisés chacun par

une formule rostrale particulière. Les premiers stades postlarvaires (jusqu'au stade 2 ou 3 dents susrostrales) sont encore planctoniques, mais les suivants sont semi-benthiques. Lorsque la crevette a acquis sa forme rostrale définitive, elle est qualifiée de juvénile. Les organes sexuels externes (petasma chez le mâle et thelycum chez la femelle) ne sont pas encore formés. Lorsqu'ils sont entièrement formés, la crevette est dite subadulte. Le stade adulte est atteint lorsque les crevettes sont capables de se reproduire.

La physiologie des crevettes se modifie au cours de leur développement ; leurs facultés d'osmorégulation, en particulier, évoluent. Ceci est lié au fait qu'au cours de leur vie, les crevettes effectuent des migrations à travers divers biotopes que l'on peut caractériser essentiellement par leur gradient de salinité.

Le déroulement du cycle de migration se déroule schématiquement comme suit (Figure 1.16) : la ponte a lieu en mer comme la plupart des crevettes Penaeidae côtières (Le Reste, 1992). Au terme d'une phase planctonique en mer (environ 3 semaines), les larves deviennent des postlarves (10 mm LC) et envahissent les eaux saumâtres côtières (lagunes et estuaires) par un processus semi-actif : elles utilisent le flux pour progresser et s'enfouissent dans le sédiment au jusant. Cette migration est due au fait que les juvéniles recherchent les arrivées d'eau douce. Quant aux juvéniles, ils migrent en mer en utilisant les courants de la marée descendante de la nuit. Cette migration s'explique par une modification de la physiologie des juvéniles qui les pousse à rechercher un milieu de salinité plus élevée (Lhomme, 1994). En mer, ils deviennent benthiques et effectuent leur croissance au bout de 3 à 4 mois (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003). Ensuite, ils peuvent effectuer quelques migrations en mer, et devenus adultes, ils atteignent les lieux de reproduction où les femelles mûres pondent et le cycle recommence (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003).

Les crevettes retournent en mer à une taille variable qui dépend des conditions environnementales dans les estuaires (Le Reste, 1992). La migration catadrome (fleuve-mer) des juvéniles suit un rythme nyctéméral, un rythme tidal et un rythme lunaire. Des pics de migration en mer sont observés au moment des crues (salinité faible et courants rapides). La taille à la migration varie avec la saison, la salinité, d'une zone à une autre, d'une même lagune et d'une lagune à une autre (Lhomme, 1994). L'influence de la salinité sur la taille de l'espèce serait un raccourcissement de la durée de séjour en lagune quand la salinité devient faible (Lhomme, 1994). L'espèce est relativement inféodée au milieu marin (Garcia et Le Reste, 1981).

La comparaison des cycles saisonniers de reproduction, migration en mer et recrutement permet de proposer une chronologie moyenne pour les cycles vitaux des stocks de Saint-Louis et Roxo-Bijagos (Lhomme et Garcia, 1984).

Sur le fond de pêche de Saint-Louis, un décalage approximatif de 4 à 5 mois est observé entre la ponte et la migration en mer. On admet généralement que la période larvaire est d'environ 1 mois. Ensuite, la durée du séjour en estuaire (des post-larves) serait de 3 à 4 mois. Et le recrutement dans la pêcherie se ferait à 1,5 mois plus tard, à un âge de 5,5-6,5 mois (Lhomme et Garcia, 1984).

Quant au stock de Roxo-Bijagos, l'âge à la migration en mer est très variable suivant la saison, de 2-3 mois au moment de la crue à 4-5 mois en pleine saison sèche. Le recrutement dans les captures se produirait 1 mois plus tard en période de crue et environ 2,5 mois plus tard en saison sèche (Lhomme et Garcia, 1984).

Ces valeurs sont données à titre indicatif car, d'une saison à l'autre, la durée du séjour en estuaire varie, de même que les vitesses de croissance. Et par conséquent, ces variantes entraîneront l'existence de chronologies différentes d'une cohorte à l'autre. Il existe des variations interannuelles de la taille de migration en mer susceptibles de modifier le schéma moyen (Lhomme et Garcia, 1984).

Les crevettes Penaeidae peuvent avoir une très grande adaptabilité à des conditions de milieu très diverses. La tolérance aux variations du milieu est plus grande chez les adultes que chez les jeunes. En effet, des crevettes de grande taille peuvent se rencontrer dans les zones intertidales (Rafalimanana, 2003).

Le temps de séjour (donc la taille de la crevette) dans l'estuaire est fonction de la salinité (Le Reste, 1992) : si celle-ci est faible, les crevettes retournent vite dans en mer ; si la salinité est élevée, elles demeurent plus longtemps dans l'estuaire où elles atteignent une taille plus élevée. La salinité est liée à l'abondance des précipitations de l'année précédente.

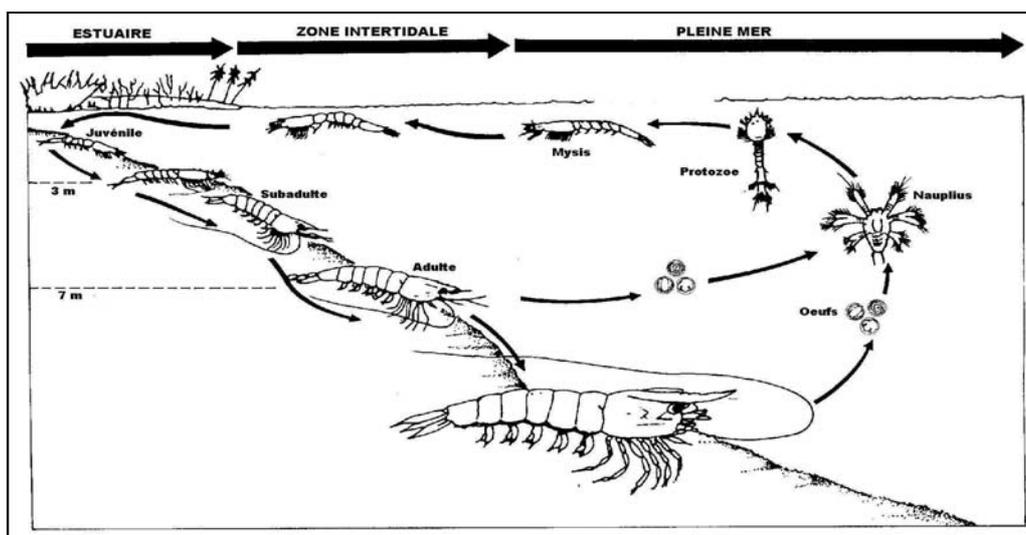


Figure 1.16. Schéma du cycle vital des crevettes Penaeidae (Lhomme, 2001)

1.3.3. Exploitation

Depuis longtemps, la présence de *F. notialis* a été décelée au Sénégal (De Bondy, 1970). Cependant le faible intérêt que leur portaient les consommateurs locaux et le manque de moyens de commercialisation vers le marché extérieur ont considérablement retardé les efforts de prospection (De Bondy, 1970). Depuis une trentaine d'années, les crevettes sont exploitées par deux entités : la pêche artisanale et la pêche industrielle.

1.3.3.1. Historique de la pêche crevette

La pêche artisanale des crevettes est une activité traditionnelle au Sénégal. Elle se déroule dans les principaux estuaires : l'embouchure du fleuve Sénégal, le complexe Sine Saloum-Gambie et l'estuaire de la Casamance (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984 ; Caverivière et Thiam, 2002).

La pêche crevette, dans l'estuaire de la Casamance, a débuté en 1960, entre Ziguinchor et Goudomp (Le Reste et Diallo, 1994). Cette zone était la seule autorisée pour deux raisons : (1) les crevettes sont souvent petites en dehors de ces limites et (2) les ancres déchirant les filets à poisson, le confinement de la pêche crevette entre Ziguinchor et Goudomp permet de préserver de vastes zones à la pêche du poisson, essentielle pour l'alimentation de la population. Les pêcheurs ne capturaient que les crevettes en migration vers la mer. Les prises sont constituées d'une seule espèce, *F. notialis* qui est de très loin la principale espèce côtière exploitée en Afrique de l'Ouest (Le Reste et Diallo, 1994).

Ce stock est particulièrement le plus important car quatre grands fleuves ; Sine Saloum, Gambie, Casamance et Rio Cacheu (Guinée Bissau) y déversent leurs immatures (De Bondy, 1970 ; Caverivière et Thiam, 2002).

L'évolution de la pêche des navires spécialisés, c'est-à-dire les crevettes a été décrite par Caverivière et Thiam (2002) au Sénégal.

La pêche de la crevette blanche, *F. notialis*, par les chalutiers commence en 1965 au large de la Grande Côte du Sénégal (Nord Dakar). Dès 1967, l'exploitation du fond de pêche situé entre le Sud de la Casamance et le Nord de la Guinée-Bissau devient prépondérante.

Les prises sont au mieux de 800 tonnes à Saint-Louis alors qu'elles peuvent dépasser 5 000 tonnes sur le stock sud. Ces captures sont effectuées en général par les chalutiers sénégalais et par des chalutiers étrangers qui opèrent principalement en Guinée Bissau.

Une troisième zone, située entre l'embouchure du Saloum (sur la Petite Côte du Sénégal au sud de Dakar) et la frontière nord de la Gambie, fournit des prises non négligeables. Cependant, ces quantités varient d'une année sur l'autre et peuvent atteindre 700 tonnes.

Pour la zone sud, les rendements montrent une baisse régulière avec le temps, en relation avec l'augmentation de l'effort de pêche. Les efforts de pêche effectifs par an ont été estimés par Caverivière et Thiam (2002) à partir des estimations des prises totales de crevette rose au Sénégal et en Guinée Bissau, et à partir des rendements des crevettes sénégalais, avec l'emploi de facteurs de correction empiriques (pour tenir compte de l'accroissement de la puissance de pêche des navires dû à une plus forte motorisation et aux progrès technologiques). En effet, les études montrent une augmentation nette de l'évolution de la puissance motrice moyenne des crevettes de 1980 à 1992 et une stabilisation, par la suite. Les facteurs de correction retenus et appliqués sur les efforts bruts (nominaux) sont : 1% d'augmentation par an de 1972 à 1979, 3% de 1980 à 1992 et 1% par la suite.

Pour la Grande Côte, la baisse des rendements est plus prononcée dans les années 1980. Cette baisse peut être expliquée par la grande sécheresse qui a frappé le Sahel et la construction du barrage de Diama sur le fleuve Sénégal. Les rendements remontent par la suite, cependant les fortes valeurs des années 1998 et 1999 sont à mettre en relation, au moins en partie, avec la pêche et la commercialisation de la crevette côtière *Parapenaeopsis atlantica* mélangée à la crevette blanche.

Les rendements ne montrent guère d'évolution à la baisse au large du Saloum ; cette zone est moins pêchée et de ce fait, les variations interannuelles y sont plus marquées.

Les rendements tournent autour de 200-300 Kg par jour de mer pour les trois zones (Caverivière et Thiam, 2002).

1.3.3.2. Description des pêcheries

Au Sénégal, trois engins de pêche sont employés dans les milieux estuariens (De Bondy, 1970 ; Charles-Dominique et Ndiaye, 2003) (Figure 1.17). Leur description ci-après a été tirée de Charles-Dominique et Ndiaye (2003).

- Filets à l'étagage ou filets fixes, filet filtrant, filets canal, mujas, moudiasse, stake (Figure 1.17a): Les filets fixes ou « filets à l'étagage » sont des filets en forme de poche. Les dimensions de l'ouverture du filet sont de 7-8 m en largeur, 1 m de hauteur, maille 22 mm étirée. Ils sont utilisés par paire sur les pirogues et maintenus sur deux perches horizontales perpendiculairement à l'axe de l'embarcation et de part et d'autre de celui-ci. Les pirogues sont ancrées. Dans les zones moins profondes, les filets peuvent être fixés sur deux pieux enfoncés dans la vase. Ils sont aussitôt soulevés dès que le courant commence à changer de direction. La pêche a lieu la nuit, à marée descendante.

Cette technique de pêche permet une bonne protection de la ressource : le filet ne détruit pas la ressource ; il est très sélectif (grâce au courant d'eau, les mailles sont bien tendues) et les produits sont de bonne qualité (crevettes de taille marchande et avec carapace dure). Cette technique de capture concerne les crevettes en migration vers la mer (carapace dure, crevette de taille marchande).

- « Félé-félé », filets dérivants, filets maillants dérivants ; en fait, le terme filet encerclant serait le mieux adapté (Figure 1.17b)

Ils sont tous utilisés sur les hauts fonds, à partir de pirogues monoxyles propulsées à la pagaie. La longueur du filet est variable, elle peut atteindre 200 m ou plus. L'ouverture des mailles du filet n'est pas réglementée, elle varie entre 10 et 14 mm. L'équipage est de trois personnes. L'un s'occupe de la manœuvre de la pirogue, les deux autres du filet (mouillage et relèvement du filet). Lors de la remontée du filet, un pêcheur hale la ralingue supérieure, l'autre la ralingue inférieure, la plupart des crevettes sont piégées dans la poche ainsi formée, une minorité de crevettes étant maillée. La pêche a également lieu la nuit, durant toute la durée du jusant. Le filet est mouillé quinze à vingt fois, chaque opération durant une quinzaine de minutes.

Cette technique de pêche est dénoncée par beaucoup de pêcheurs, notamment ceux utilisant les filets fixes. En comparaison à ces derniers, les filets dérivants ne sont pas sélectifs, utilisés en bordure du fleuve, ils deviennent nocifs pour la pêche crevette et sont assimilables au chalut à pied.

- Kili, chalut à pied, filet traînant, « mbal xuuss » (Figure 1.17c)

Le kili est un filet en forme de poche allongée, maintenu ouvert pendant la pêche par deux bâtons tenus par deux personnes qui plongent dans l'eau jusqu'à la poitrine. La poche a une longueur de 5 à 10 m avec une ouverture horizontale de 2 à 3 m et une ouverture verticale de 1,5 m. Le fil utilisé pour la fabrication est du 6 660 m/Kg et le maillage homogène est de 12 mm de côté. Quelque fois la maille

peut être inférieure à 10 mm. La pêche se fait à pied dans les estuaires et les bolons bien qu'interdite dans ces milieux. L'utilisation de cet engin présente des inconvénients : altération de la chaîne trophique (par destruction du plancton), et donc diminution de l'abondance du plancton, nourriture de base des crevettes et mauvaise qualité des crevettes.

La pêche artisanale se caractérise par des captures composées en majorité de jeunes crevettes de petite taille ayant terminé ou non leur phase estuarienne (Garcia et Le Reste, 1981).

En mer, les pêcheurs utilisent des chaluts à crevettes. Le plus utilisé est le «Drezen » dont la taille varie entre 16 et 32 m de corde de dos et suivant la puissance du bateau (120 et 500 chevaux vapeurs, CV).

Les chalutiers exploitent actuellement le stock de Saint-Louis (sur le plateau vaseux entre Cayar et Saint-Louis). La saison de pêche commence vers le 15 novembre et se termine en mars-avril (De Bondy, 1970). En dehors de cette période, l'espèce est trop dispersée pour donner des rendements intéressants. Lors de campagnes scientifiques, Lhomme et Garcia (1984) ont obtenu des résultats semblables dans cette même zone : la pêche de *F. notialis* n'est jamais nulle et les meilleures prises sont obtenues en moyenne de janvier à avril.

Les captures, souvent très importantes en Casamance, ne sont jamais nulles. Le schéma saisonnier est nettement bimodal avec un maximum en septembre-octobre et un autre en avril-mai-juin (Lhomme et Garcia, 1984).

Au Sine-Saloum, les rendements obtenus sont en moyenne de 15 kg par heure. Il semble que la pêche y soit rentable toute l'année, avec une forte pointe au début de la saison chaude. La production exportée en 1966 s'élevait à 120 tonnes environ (De Bondy, 1970). Ces résultats sont confirmés par ceux de Lhomme et Garcia (1984) : les meilleures captures sont obtenues en septembre-octobre et les captures annuelles ne dépassent pas les 310 tonnes.

Une synthèse sur les productions maximales de *F. notialis* a été menée par Caverivière (2002) pour certains stocks ouest africains. Elle permet de montrer par comparaison, une augmentation de la production maximale de l'espèce dans la zone côtière de l'Afrique de l'Ouest (Tableau 1.10). Ceci montrerait que l'accroissement de MSY des crevettes dû à la surexploitation du poisson serait ancien. En raison de la diminution de MSY actuels observés, on peut penser que cet accroissement n'est donc plus observable aujourd'hui Gascuel (com. pers.).

Tableau 1.10. Productions maximales estimées dans quelques stocks ouest africains (Caverivière, 2002)

Zone	Auteurs	MSY ancien (en tonnes)	MSY récent (en tonnes)
Stock Roxo-Bijagos	Lhomme, 1981	2500 (1967-1978)	5000 (1981)
Stock Sierra Léone-Liberia	FAO, 1993	1870 (1969-976)	6 000 à 8 000 (1985-1990)
Nigeria	Ogbonna, 2001	3 000 à 5000	MSY > 5 000 (depuis 1991)

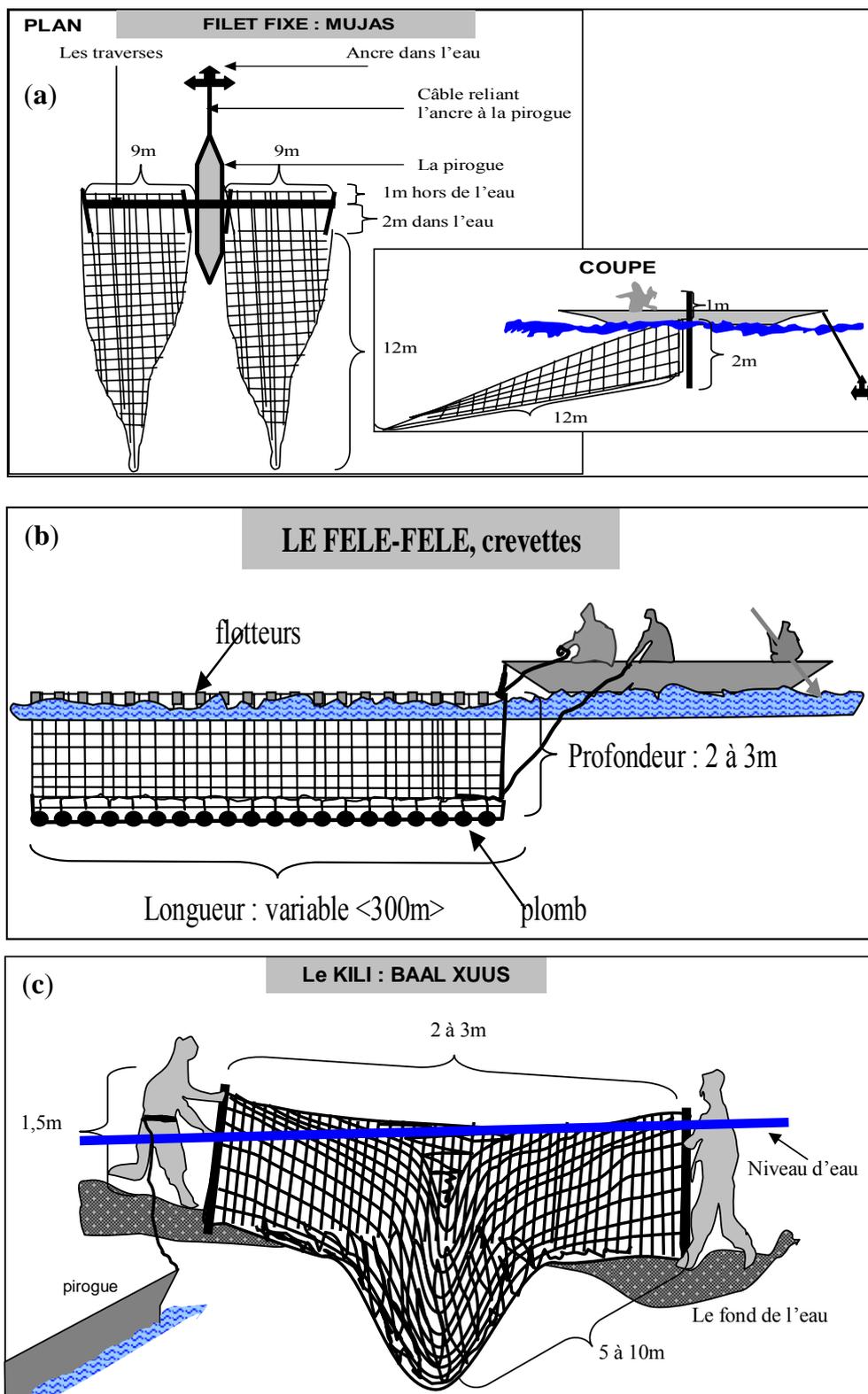


Figure 1.17. Schéma de différents engins de pêche utilisés pour capturer les crevettes : (a) filet fixe, (b) filet dérivant, (c) filet trainant à crevette (source : IDEE Casamance, d'après Charcles-Dominique et Ndiaye, 2003)

1.3.4. Recrutement et sélectivité

1.3.4.1. Recrutement

Le recrutement peut être étudié à partir des variations saisonnières de la proportion d'individus très jeunes dans les captures (Lhomme et Vendeville, 1993).

Les périodes de recrutement sont déterminées de manière indirecte par les périodes de migration des individus hors des estuaires ou lagunes. On peut également suivre l'abondance des juvéniles de petite taille (taille ≤ 25 mm LC) dans les captures pour déceler un temps de latence entre migration en mer et arrivée dans la pêcherie (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984).

Pour le stock de Saint-Louis, le recrutement principal se produit de janvier à juin avec un maximum en avril, et ceci pour une taille supérieure à 25 mm LC. Le temps de latence serait de 1,5 mois (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984).

Pour le stock de Roxo-Bijagos, la situation paraît plus complexe. Un recrutement important est noté en octobre-novembre-décembre, vraisemblablement lié à la période des crues. On note cependant que l'importante migration en mer de janvier à juin n'apparaît pas au niveau du recrutement. Cette migration se produit à une taille très élevée, plus importante que celle observée à Saint-Louis et pour la plupart des stocks de Penaeidae côtiers du monde. Ceci doit être lié vraisemblablement au caractère halin de l'estuaire de la Casamance (salinité plus élevée que celle de l'eau de mer pendant une bonne partie de l'année). Le temps de latence est plus long (2,5 mois) et susceptible de permettre une croissance importante à cette période chaude de l'année (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984).

La taille à la migration et donc au recrutement varie saisonnièrement et d'année en année en fonction des conditions climatiques (Garcia et Le Reste, 1981). Ce phénomène est responsable des variations naturelles de la taille à la première capture dans certaines pêcheries artisanales. En Casamance, ce phénomène est assez net. La taille à la migration varie de 24,3 mm LC en période de pluviométrie normale à 30 mm LC en période sèche. Cette variation équivaut à une modification du vecteur de mortalité par pêche en fonction de l'âge dont les conséquences sur la production annuelle ne sont pas négligeables (Garcia et Le Reste, 1981). La taille moyenne à la première capture est alors plus élevée à Roxo-Bijagos (28 mm LC) qu'à Saint-Louis (21 mm LC) et ceci, en raison d'une taille à la migration plus grande au sud du Sénégal (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984).

L'âge à la première capture varie, pour les raisons naturelles précitées, de 4,3 mois à Saint-Louis à 7,4 mois à Roxo-Bijagos (Lhomme et Garcia, 1984).

1.3.4.2. Sélectivité

L'étude de la sélectivité a été réalisée au Sénégal par Lhomme (1981) et les résultats en sont repris par Lhomme et Garcia (1984). Elle est réalisée par la méthode de la double poche avec des mailles 20 ; 25 ; 30 ; 35 ; 40 et 50 mm de côté correspondant à des ouvertures de maille de 37 ; 46 ; 54 ; 62 ; 73 et 94 mm. Des différences de sélectivité liées au sexe ont été observées. En dessous de 20 mm LC, le pourcentage de rétention des femelles est supérieur à celui des mâles. Ceci a été également noté en Côte d'Ivoire (Lhomme et Vendeville, 1993). Le phénomène inverse est observé pour les tailles supérieures à 20 mm LC.

Un changement de maille, de 37 à 62 mm entraînerait une perte immédiate, mais négligeable en poids (de l'ordre de 3%), dans les quelques semaines suivant l'application du nouveau maillage. Cette perte serait compensée par un gain à long terme équivalent, ceci pour un taux d'exploitation de 0,5

(Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984). Ce résultat indique que la maille des crevettiers pourrait être portée à 62 mm sans affecter de manière appréciable la rentabilité de la pêche, tout en améliorant sensiblement la survie des juvéniles des espèces associées (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984).

1.3.5. Autres espèces de crevettes exploitées au Sénégal

Le long de la côte ouest africaine, cinq espèces de crevettes Penaeidae sont exploitées dont *F. notialis* (Figure 1.18) est la plus importante (Lhomme, 1981). Au Sénégal, d'autres espèces de crevettes sont capturées accessoirement. Celles-ci sont très minoritaires dans les captures en Casamance, de l'ordre de 1% (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003). Néanmoins, on va les mentionner pour indiquer leur présence dans la pêche. La systématique des crevettes pêchées au Sénégal est tirée de Pérez Farfante et Kensley (1997) et mentionnée dans le tableau 1.11.

1.3.5.1. *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798)

C'est une espèce indo-pacifique (Figure 1.19) introduite accidentellement par l'aquaculture dans la région Sénégal-Gambie (Clotilde et al., 2002 ; Charles-Dominique et Ndiaye, 2003) et au Cameroun (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003). Elle ne possède pas d'exopode sur les cinquièmes pattes thoraciques (Crosnier, 1965). La taille maximale observée en Casamance (Sénégal) est de 330 mm LT (Tableau 1.12). Elle se reproduit également en mer et les juvéniles grandissent dans les estuaires et lagunes (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003). Les individus seraient tous omnivores lorsqu'ils sont jeunes, puis deviendraient nettement carnivores (Crosnier, 1965).

Les captures de *P. monodon* étaient occasionnelles en 1998. Cependant en 2002, l'espèce a été capturée régulièrement pendant la campagne de prospection par chalutage en Guinée (Domain et al., 2002). Ce stock pourrait constituer un bon réservoir de géniteurs dans le cas où son élevage serait entrepris. Cependant des contraintes environnementales dans la région Sud du Sénégal (augmentation de la salinité notamment) empêchent une croissance normale et régulière de cette espèce, au cours de l'année et ne favorisent donc pas son élevage (Clotilde et al., 2002).

Cette espèce a été également fréquemment capturée au niveau de l'estuaire du fleuve Sénégal. Ces captures témoignent des capacités migratoires de l'espèce qui aurait franchi plus de 700 Km au cours d'une période qui n'excéderait pas quatre années (Clotilde et al., 2002). Elles mettent aussi en exergue les facultés d'adaptation de l'espèce à des milieux différents, marins et saumâtre (espèce euryhaline et eurytherme, Clotilde et al., 2002). Ces caractéristiques laissent présager une large extension de la crevette géante tigrée dans les eaux sénégalaises et même ouest africaines.

Vu la valeur économique élevée de cette espèce, on pourrait envisager une introduction massive de *P. monodon* dans les eaux sénégalaises. Cependant, il faut garder à l'esprit que, cette espèce colonise les mêmes biotopes que la crevette blanche, *F. notialis* (Clotilde et al., 2002), et un phénomène de compétition interspécifique pourrait donc se produire.

L'ensemble de ces considérations montre qu'il faudrait surveiller le rythme et l'abondance des captures de *P. monodon* à l'intérieur du cadre maritime local et même sous-régional.

1.3.5.2. *Parapenaeopsis atlantica* (Balss, 1914)

C'est la crevette guinéenne (Figure 1.20). Elle est plus petite que la crevette rose (taille maximale de 170 mm LT pour les femelles et 120 mm LT pour les mâles, en Casamance). *P. atlantica* fréquente les estuaires, les lagunes et les zones côtières peu profondes, de 10 à 40 m (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003). Il est abondant dans la partie côtière avec des abondances de 0,4 Kg et un rendement maximum de 5 Kg/30 mn de chalutage (Domain *et al.*, 2002).

Etant de taille petite, l'espèce est peu commercialisée. Elle pourrait cependant être valorisée à terre sous la forme de queues décortiquées et congelées pour l'exportation (Domain *et al.*, 2002).

1.3.5.3. *Melicertus kerathurus* (Forskål, 1775)

C'est la crevette rose de la Méditerranée (Figure 1.21). Sa taille maximale est de 235 mm LT pour les mâles et 180 mm LT pour les femelles en Casamance (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003).

M. kerathurus est une espèce côtière. Elle fréquente les vases molles, à une profondeur de 5 à 50 m (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003).

1.3.5.4. *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846)

C'est la crevette profonde ou crevette rose du large ou des grands fonds (Figure 1.22). Elle est connue sous la dénomination espagnole « gamba » (Caverivière *et al.* 1986). Elle a une taille maximale de 190 mm LT en Casamance. Elle ne fréquente pas les estuaires (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003).

P. longirostris fréquente les zones sablo-vaseuses, de 150 à 600 m de profondeur (Caverivière *et al.*, 1986 ; Domain *et al.*, 2002 ; Charles-Dominique et Ndiaye, 2003). Cependant quelques soient la saison et la zone, son abondance maximale se situe à 200-300 m (Caverivière *et al.*, 1986).

Il a une répartition bathymétrique qui varie suivant la taille, les grands individus devenant de plus en plus nombreux et de taille de plus en plus grande en profondeur (Crosnier *et De Bondy*, 1967).

Comme toutes les crevettes Penaeidae, *P. longirostris* n'incube pas ses œufs (Crosnier *et al.*, 1970). Les œufs, une fois fécondés, sont émis directement dans l'eau. En général, c'est un seul groupe d'ovocytes qui évolue jusqu'à la ponte. Ce mode unique de maturation des ovocytes est presque commun aux Penaeidae (Crosnier *et al.*, 1970). La ponte a lieu au mois de mai. Les mois de juin, juillet et août correspondent à la période de repos sexuel et, en septembre la maturation des ovaires reprend. Une relation entre la période de ponte et des températures élevées a été mise en évidence par Crosnier *et al.* (1970). Leurs résultats montrent que la ponte a lieu en saison chaude et la saison froide correspond à la période de repos sexuel.

La taille à la première maturité sexuelle se détermine à partir des échantillons pêchés en période de ponte. Les femelles mesurant au moins 16 mm LC peuvent être matures et à partir de 25 mm LC, elles pondent toutes (Crosnier *et al.*, 1970).

L'aire de reproduction se situe entre 200 et 350 m de profondeur ; toutes les femelles pondeuses (taille ≥ 25 mm LC) se retrouvent entre ces deux isobathes (Crosnier *et al.*, 1970).

Les femelles sont toujours plus abondantes que les mâles dans toutes les strates de profondeur ; il y a une nette augmentation du pourcentage de femelles avec la profondeur et une diminution parallèle de celui des mâles. Cette différence dans la composition par sexe est en général beaucoup plus marquée dans la zone nord qu'au Sine Saloum (Caverivière *et al.*, 1986).

Après la ponte, les larves migrent vers des profondeurs plus faibles. A la fin de la vie larvaire, elles tombent sur le fond et effectuent alors, vers le large, une migration trophique et de reproduction (Crosnier et al., 1970).

1.3.5.5. *Aristeus varidens* (Holthuis, 1980)

Aristeus varidens (Figure 1.23) est une espèce profonde observée le long des côtes ouest africaines. Ses caractéristiques biologiques ont été étudiées lors de campagnes de chalutages scientifiques menées conjointement entre l'Espagne et le Sénégal sur les stocks profonds du Sénégal (Caverivière *et al.*, 1986). Les informations mentionnées sont donc tirées du rapport de Caverivière *et al.* (1986).

L'espèce est plus connue sous l'appellation espagnole « Alistado ». Elle est la seconde espèce profonde en importance du point de vue commercial après *P. longirostris*. L'alistado est une crevette plus grosse que la gamba.

Sa distribution bathymétrique s'étend jusqu'à 1 000 m mais sa présence n'est en général significative de 400 m à 800 m.

Les meilleurs rendements moyens sont obtenus par ordre d'importance en Casamance (31 Kg/h en saison chaude), au Sine Saloum (11 Kg/h avec une absence presque totale en fin de saison froide) et à Saint-Louis (5 Kg/h). Les valeurs moyennes les plus élevées sont obtenues en saison chaude (juin-juillet) et entre 500 et 600 m, dans toutes les zones.

Le sex-ratio est en faveur des femelles (65%). Son évolution suivant la profondeur ne montre pas de tendance générale ; les mâles et les femelles sont par ailleurs présents dans toutes les strates.

La taille moyenne des mâles est toujours inférieure à celle des femelles pour toutes les strates bathymétriques. Une augmentation de la taille moyenne des individus avec la profondeur est observée aussi bien chez les mâles que chez les femelles.

1.3.5.6. *Plesiopenaeus edwardsianus* (Johnson, 1867)

Plesiopenaeus edwardsianus (Figure 1.24) vit dans les mêmes profondeurs que *H. ensifer* (Domain *et al.* 2002). C'est une espèce encore appelée « carabinero » (espagnole). Elle a été pêchée du nord au sud du Sénégal (Caverivière *et al.*, 1986).

Elle se rencontre entre 300 et 800 m dans les fonds de crevettes du Sénégal et les meilleurs rendements sont obtenus entre 500 et 800 m. Le rendement moyen le plus élevé n'a cependant été que de 1,9 Kg/h et a été obtenu en février-mars au Saloum à 600-700 m (Caverivière *et al.*, 1986).

Malgré son faible abondance apparente, l'espèce présente de bonnes qualités commerciales : une belle présentation et de grandes tailles pouvant attendre 310 mm LT (Caverivière *et al.*, 1986).

1.3.5.7. *Plesionika martia* (A. Milne Edwards, 1883)

Plesionika martia est une espèce de grande taille (Figure 1.25) qui se prête à la congélation. Elle vit à des profondeurs comprises entre 300 et 600 m. C'est l'espèce la plus intéressante des crevettes qui vivent au large (Domain *et al.*, 2002).

1.3.5.8. *Heterocarpus ensifer* (A. Milne Edwards, 1881)

Heterocarpus ensifer (Figure 1.26) vit à des profondeurs comprises entre 300 et 600 m (Domain *et al.*, 2002).

Selon Domain *et al.* (2002), les rendements sont bons, pour l'ensemble des crevettes en Guinée.

Tableau 1.11. Systématique des crevettes exploitées au Sénégal (Pérez Farfante et Kensley, 1997)

Espèce	Famille	Ordre	Classe	Super-classe
<i>Farfantepenaeus notialis</i>	Penaeidae	Decapoda	Malacostraca	Crustacea
<i>Parapenaeus longirostris</i>				
<i>Parapenaeopsis atlantica</i>				
<i>Melicertus kerathurus</i>				
<i>Penaeus monodon</i>				
<i>Plesionika martia</i>	Pandalidae			
<i>Heterocarpus ensifer</i>				
<i>Aristeus varidens</i>	Aristeidae			
<i>Plesiopenaeus edwardsianus</i>				

Tableau 1.12. Tailles maximales des crevettes exploitées en Casamance, Sénégal (Charles-Dominique et Ndiaye, 2003)

Espèce	Tailles maximales (mm LT)		
	Femelles	Mâles	Tous sexes
<i>Farfantepenaeus notialis</i>	230	170	-
<i>Parapenaeus longirostris</i>	-	-	190
<i>Parapenaeopsis atlantica</i>	170	120	-
<i>Melicertus kerathurus</i>	180	235	
<i>Penaeus monodon</i>	-	-	330

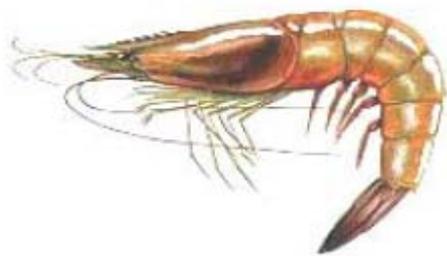


Figure 1.18. *Farfantepenaeus notialis* (Pérez Farfante, 1967) Source : Charles-Dominique et



Figure 1.19. *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) Source : National Geographic, décembre 2002

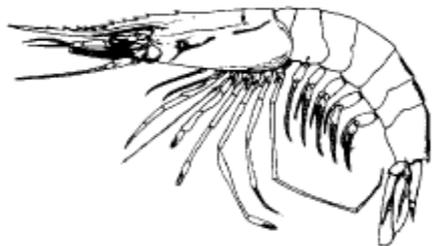


Figure 1.20. *Parapenaeopsis atlantica* (Bals, 1914) Source : Charles-Dominique et Ndiaye, 2003

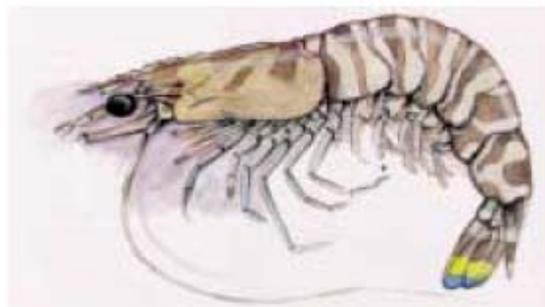


Figure 1.21. *Melicertus kerathurus* (Forskål, 1775) Source : Charles-Dominique et Ndiaye, 2003

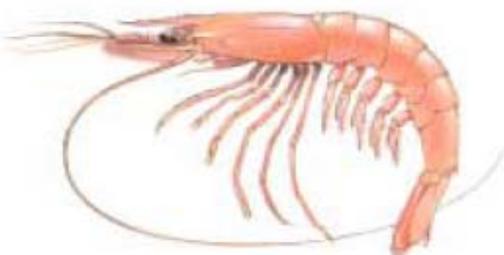


Figure 1.22. *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) Source : Charles-Dominique et Ndiaye, 2003

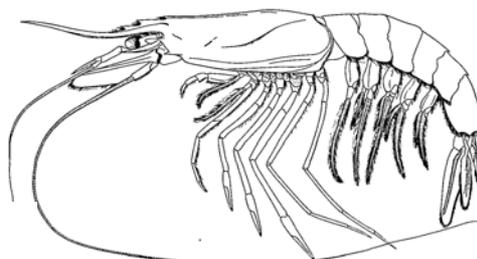


Figure 1.23. *Aristeus varidens* (Holthuis, 1980) Source: Crosnier et De Bondy, 1967

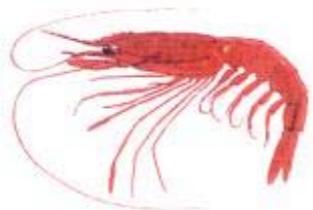


Figure 1.24. *Plesiopenaeus edwardsianus* (Johnson, 1867) Source: google



Figure 1.25. *Plesionika martia* (A. Milne Edwards, 1883) Source : google



Figure 1.26. *Heterocarpus ensifer* (A. Milne Edwards, 1881) Source: google

1.4. Evolution de la composition du peuplement marin

Les changements globaux constituent la résultante d'une démographie et d'une industrialisation croissantes ainsi que d'une activité humaine en expansion économique dont les besoins en ressources renouvelables (pêche) ne cessent de s'accroître.

Les informations fournies ici à titre d'illustration, sont essentiellement tirées des résultats du projet SIAP (Chavance *et al.*, 2004) et de la littérature.

Les résultats de plusieurs approches complémentaires contribuent à améliorer notre appréciation de l'impact de la pêche sur les différents niveaux fonctionnels du milieu marin vivant que sont respectivement les stocks (mono-spécifiques), les peuplements (plurispécifiques) et les écosystèmes.

L'état des principaux stocks mono-spécifiques qui sous-tendent les pêcheries démersales du Sénégal et de la Guinée est analysé en recourant aux meilleures données disponibles (Chavance *et al.*, 2004). Barry *et al.* (2004) étudient au Sénégal, les cinq principales espèces démersales exploitées (thiof, pageot, pagre, petit capitaine et rouget) et Sidibé *et al.* (2004), quant à eux, font le point sur les principales espèces de la communauté littorale en Guinée (le bobo, le petit capitaine, le bar nanka, le bar sénégalais). Pour le Sénégal, un indice synthétique d'abondance est fourni pour ces principales espèces depuis les années 1970 par Laurans *et al.*, (2004). Au terme de leurs études, ces auteurs font le constat que ces espèces sont pleinement exploitées, voire surexploitées. Ainsi, ils montrent que, depuis plus d'une décennie, les biomasses des ressources halieutiques ont diminué de façon drastique, de 50 à 90% selon les espèces et certaines d'entre elles, très sollicitées, à l'instar du thiof et du pageot au Sénégal, sont proches du seuil de précaution habituellement considéré comme limite inférieure de la biomasse à ne pas dépasser.

Dans leur étude, Garibaldi et Grainger (2004) concluent que la zone statistique FAO 34 est passée en cinquante années d'une situation où 90% des stocks étaient dans un stade de pêcheries sous-développées à une situation où 68% sont matures ou en déclin. Beaucoup de travaux indiquent que les niveaux actuels des captures sont sensiblement inférieurs aux potentiels de production du fait d'un effort de pêche excessif (Chavance *et al.*, 2004).

En général, ce sont les espèces les plus exploitées qui ont le plus diminué en abondance, en particulier celles dont les niveaux trophiques sont les plus élevés. Ainsi, l'évolution du niveau trophique des captures est utilisée pour mettre en évidence les bouleversements dans la composition spécifique d'un écosystème donné (Pauly *et al.*, 2002, 2005). Actuellement, une baisse globale du niveau trophique moyen des écosystèmes marins d'environ 0.03 à 0.1 par décennie a été mise en évidence au niveau mondial, faisant passer le niveau trophique mondial moyen des prises de 3.6 à 3.3 entre 1970 et 2000 (Pauly *et al.*, 1998, 2000, 2001, 2003). En Afrique de l'Ouest, Gascuel *et al.* (2004) notent dans leur synthèse une diminution des espèces prédatrices et une augmentation des espèces à bas niveau trophique. Les données tirées du site de la FAO montrent le même phénomène (Figure 1.27). Sidibé *et al.* (2004) en Guinée et Laurans *et al.* (2004) au Sénégal, confirment que la baisse des captures semble plus forte pour les classes trophiques les plus élevées. Cette diminution du niveau trophique des captures est un processus majeur pouvant affecter le fonctionnement des écosystèmes marins (Pauly *et al.*, 2002).

Cette baisse du niveau trophique est le reflet d'une transition dans les débarquements ; des espèces à longue durée de vie dont les niveaux trophiques sont élevés vers des espèces à courte durée de vie dont

les niveaux trophiques sont faibles (Mollusques, crustacés et petits poissons pélagiques) (Pauly *et al.*, 1998). Ainsi en Afrique de l'Ouest, il existe quelques cas de changements notables survenus au sein des ressources démersales (Caverivière, 2004 ; Koranteng et Pauly, 2004). Ces changements portent soit sur la quasi-disparition des captures de certaines espèces déjà fortement surexploitées (thiof, pageot, etc.) et, bien au contraire, l'augmentation subite de certaines espèces auparavant peu concernées par l'exploitation (baliste, poulpe, crevettes, etc.).

Les causes plausibles de ces changements sont discutées par beaucoup d'auteurs dans la littérature. Les changements survenus s'inscrivent tous dans le même schéma de simplification des chaînes trophiques avec diminution de l'abondance des prédateurs et émergence d'espèces invasives à vie courte qui subissaient auparavant la pression directe ou indirecte de ces prédateurs. Au Sénégal, la production démersale est passée de 30 000 tonnes au début des années 1970 à près de 100 000 tonnes en 2000 (Laurans *et al.*, 2002). Au cours de ces trois dernières décennies, 43 à 88% de la biomasse des principales espèces exploitées aurait « disparu » comparativement à la situation vierge (Laurans *et al.*, 2002). Les effets de l'environnement climatique et de la surpêche, en fragilisant les écosystèmes, rendent les espèces plus sensibles aux changements de l'environnement. Même si des effets environnementaux sont possibles, il ne fait aucun doute que ces diminutions sont essentiellement liées à l'accroissement de la pression de pêche.

La relation observée entre diminution de biomasse et niveau trophique relève d'un double aspect. D'une part, les espèces de haut niveau trophique peuvent être plus recherchées par les pêcheurs et donc faire l'objet d'un effort de pêche spécifique plus important. D'autre part, il est logique de penser que ces espèces, généralement de forte longévité et souvent de fécondité limitée, sont a priori les plus fragiles ; elles seraient ainsi les premières à subir les conséquences de l'accroissement de la pression de pêche (Laurans *et al.*, 2004). En effet, l'exploitation de certaines de ces espèces pouvant aller parfois jusqu'à leur disparition quasi-totale comme c'est le cas pour certains requins d'Atlantique dont le déclin est estimé à 75% depuis quinze ans (Baum *et al.*, 2003) ou plus généralement pour les grands prédateurs dont le taux de déclin a été estimé à 13% par an et la biomasse résiduelle de 10% par rapport à l'aire préindustrielle (Myers et Worms, 2003). En Mauritanie, Gascuel et Pauly (2009) mettent également en évidence une diminution de la biomasse par 10 des espèces démersales les plus sévèrement exploitées.

Plusieurs réactions en cascades, attribuées au retrait des espèces prédatrices qui induit un relâchement de la prédation sur les espèces herbivores (contrôle top-down), ont déjà été observées au niveau mondial (Cury *et al.*, 2005 ; Franck *et al.*, 2005) donnant lieu à de nouveaux changements dans la composition des espèces et accélérant le processus de baisse des prédateurs par un renforcement positif (feed-back positif) lié à l'augmentation de la prédation des premiers stades de vie des prédateurs par leur proie (cultivation effect, Walters *et al.*, 2001). Ces changements, conséquence directe ou indirecte de la baisse de la prédation, sont caractérisés par une augmentation de l'abondance des espèces à bas niveau trophique mais aussi par une augmentation des espèces à fort turn-over (i.e. à fort taux de renouvellement des individus) mais dont les niveaux trophiques peuvent être élevés. C'est le cas pour les méduses et poulpes en Afrique du Nord et de l'Ouest, ou les calmars géants dans les écosystèmes d'upwelling d'Amérique du sud (Cury, 2003).

Les principaux stocks exploités présentent des niveaux d'exploitation différents en Afrique de l'Ouest, en particulier au Sénégal. Les ressources démersales côtières (dorades, thiof, rouget, crevette blanche,

céphalopodes, capitaines) montrent depuis quelques années des signes de surexploitation (Figure 1.28a). En revanche, les disponibilités en crevettes et en céphalopodes, espèces à durée de vie courte, sont très variables d'une année à l'autre selon l'importance du recrutement (Figure 1.28a). Les ressources démersales profondes (crevettes, merlus) nécessitent une approche de précaution dans leur exploitation. Les ressources pélagiques côtières (sardinelles, chinchards, maquereaux) qui sont les plus abondantes, présentent depuis quelques années une surexploitation locale des juvéniles et des jeunes reproducteurs surtout au niveau de la Petite Côte. Les pélagiques hauturiers (thons, espadons, voiliers) sont pleinement exploités, voire surexploités à l'échelle de l'océan Atlantique. Les petits thonidés côtiers (ravig, bonite, maquereau bonite, etc.), essentiellement ciblés par les pêcheries artisanales sénégalaises sont en état de sous exploitation.

Malgré cette situation de pleine ou de surexploitation de la plupart des stocks exploités, la capacité de pêche continue d'augmenter surtout pour les pélagiques (Figure 1.28b) ainsi que les capacités de transformation et de conservation des produits, aggravant *de facto* le problème structurel du sous-alimentation des entreprises (entraînant ainsi la fermeture de beaucoup d'usines). Les subventions et l'appel à l'investissement pour moderniser les unités de pêche et les infrastructures à terre, dans le but de tirer davantage profit des ressources halieutiques (soucis d'augmenter les capacités de pêche), risquent d'induire des effets multiplicateurs pervers dans un contexte de stocks menacés.

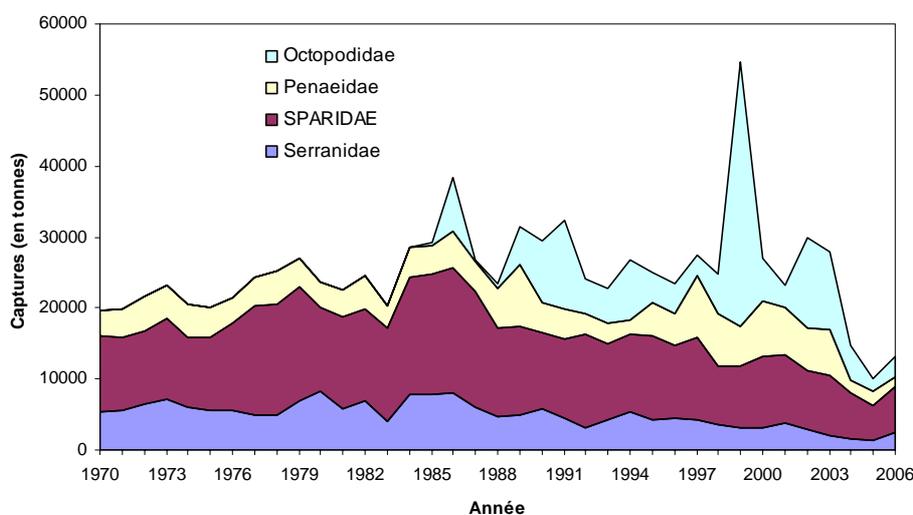


Figure 1.27. Evolution des captures des principaux groupes d'espèces exploitées au Sénégal (FAO, 2009)

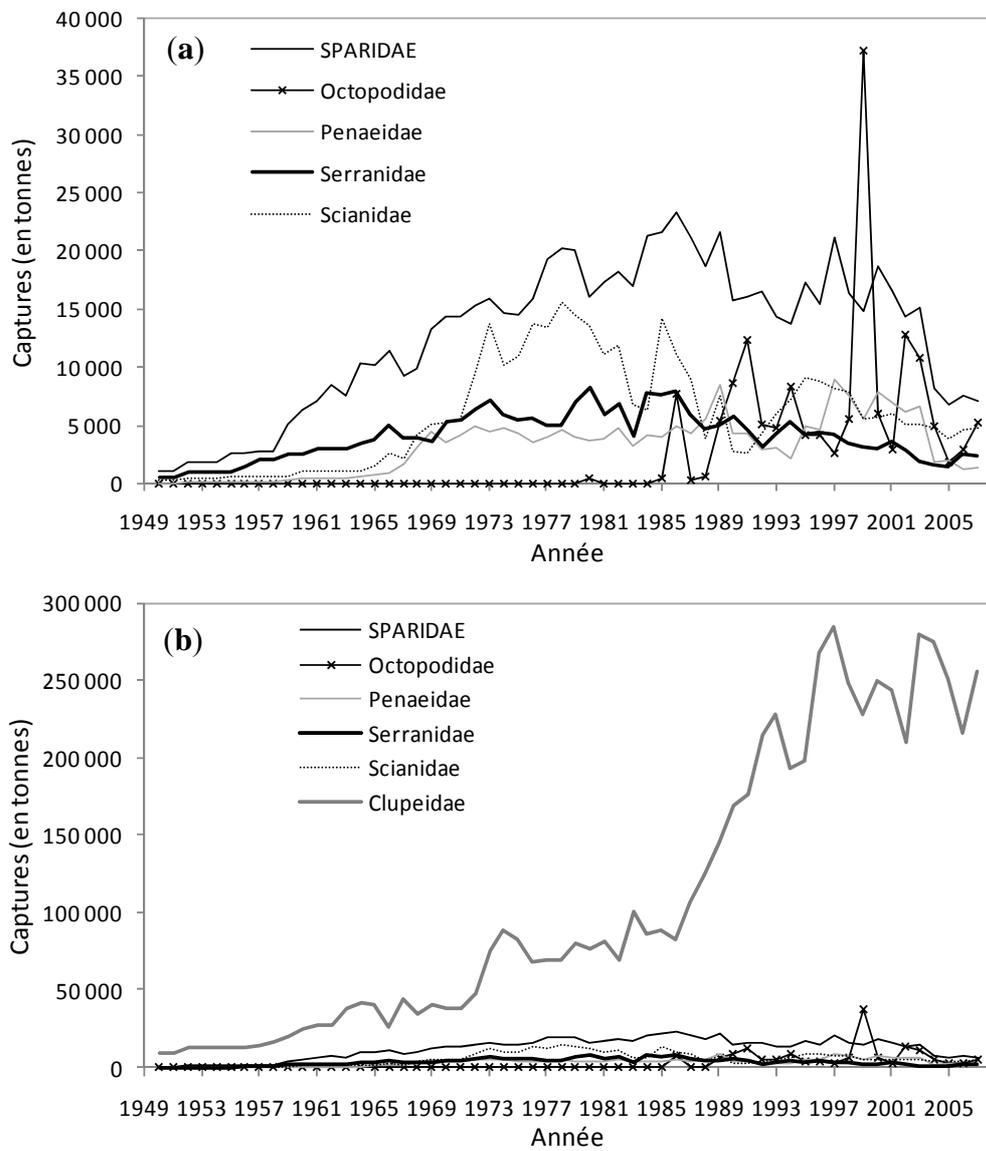


Figure 1.28. Evolution des captures des principaux groupes d'espèces exploitées au Sénégal : (a) sans les Clupeidae, (b) avec les Clupeidae (FAO, 2009)

1.5. Mesures de gestion des pêches maritimes au Sénégal

L'essentiel des informations fournies ici sont tirés des différents rapports des institutions en charge de la gestion des ressources halieutiques et des travaux du projet ISTAM dont le résumé de Labrosse (2007). Cette revue privilégie une lecture simple et comparative des mesures existantes et des orientations majeures prises en matière de gestion. Il s'agit d'un résumé portant sur les mesures de gestion des pêches maritimes au Sénégal, tiré d'une bibliographie plus globale sur le sujet.

Un cadre réglementaire fixe les conditions d'accès à la ressource dans les eaux sous juridiction sénégalaise et définit les mesures techniques de gestion. Il est constitué de textes juridiques : lois (Loi n°98-32 du 14 avril 1998 portant code de la pêche maritime), décrets d'applications (Décret n°98-498 du 14 avril 1998 fixant les modalités d'application de la loi) et arrêtés (Arrêtés portant approbation des plans d'aménagement des pêcheries). Les lois définissent les formes que peut recouvrir la pêche selon ses finalités : subsistance, recherche, commerciale, sportive. Selon les moyens mis en œuvre, on classe les différents types de pêche, en pêcheries artisanales et pêcheries industrielles.

L'ensemble des textes réglementaires régissant les mesures techniques de gestion dans les quatre pays dispose d'une relative flexibilité ; ils peuvent faire en permanence l'objet de modifications temporaires ou durables. Afin d'ajuster périodiquement ces mesures aux données disponibles sur les pêcheries, la loi prévoit notamment l'établissement de plans d'aménagement en Mauritanie, au Sénégal et en Guinée. Elaborées au travers des plans d'aménagement ou par l'administration centrale, les décisions de mise en œuvre d'ajustements relatifs aux mesures de gestion relèvent dans tous les pays, du Ministre de tutelle et sont traduites juridiquement le plus souvent par des arrêtés.

Ce dispositif repose sur l'établissement de cadres de concertation intégrant les parties prenantes. Ce qui constitue l'une des difficultés dans leur élaboration. Ainsi, il n'existe à ce jour au Sénégal aucun plan d'aménagement élaboré et mis en œuvre. Trois chantiers sont cependant ouverts et à l'étude dans ce sens ; ils concernent la pêche crevette, la pêche poulpière et la pêche démersale profonde. En Mauritanie, seul le plan de gestion et d'aménagement du poulpe a été approuvé et mis en œuvre. Deux autres plans sont en cours de finalisation et concernent la crevette et le segment de la pêche artisanale et côtière. En Guinée, le plan de gestion et d'aménagement des pêcheries est établi sur une base annuelle et contient l'essentiel des mesures techniques en vigueur. La Maroc ne dispose pas de plan d'aménagement mais ajuste régulièrement ses mesures de gestion aux données disponibles par arrêtés et circulaires.

Au Sénégal, le système de gestion des pêches repose principalement sur deux grands axes (Tableau 1.13) : la maîtrise de la capacité de pêche par un système de licences et l'orientation de cette capacité au travers plusieurs mesures techniques de gestion ; zonage, les tailles de première capture, les restrictions des engins de pêche, les limitations de prises accessoires et enfin les fermetures temporelles.

Tableau 1.13. Description des différentes pêcheries (d'après Massal Fall, com. pers.)

Éléments	Pêcheries artisanales	Pêcheries industrielles
Financement	limité (quelques millions), souvent propre, rarement prêté (mutuelles, caisses de crédits/épargnes, etc.)	massif (millions, milliards), rarement propre (sauf riches armateurs), souvent prêté (banques) ou octroyé (Union Européenne)
Embarcations	12 000 à 13 000 pirogues	< 300 bateaux et autres cordiers
Moyens de propulsion	Pagaies et voiles jadis, moteurs diesel modernes (> 90 % du parc)	puissants moteurs: plusieurs dizaines de CV (rougetiers) à 2 ou 3 milliers de CV
Équipage	3-20 hommes "formés sur le tas" en général, dont le capitaine	10-30 marins professionnels en majorité, dont les officiers
Engins de pêche	lignes, casiers, turlottes, palangres, sennes, filets maillants (dormant, encerclant), etc.	Sennes, cannes, casiers, variantes de chaluts (crevettes, rougets, poissons de fonds), etc.
Zone autorisée	bande côtière exclusive (6-7 miles) voire eaux du large (cf. autonomie propre)	large (> 6-7 miles), partagé avec les pirogues entraînant ainsi des conflits, incidents, etc.
Accès à la ressource	libre et incontrôlé... jusqu'à octobre 2005! Depuis lors, promulgation d'un permis de pêche artisanal par le Ministère de tutelle à raison de 25 000 FCFA/an pour une pirogue de > 13 m, 15 000 FCFA pour une pirogue de ≤ 13 m, 5 000 FCFA pour la pêche à pied	payant (licences de pêche pélagiques et démersales, côtières, hauturières, profondes) et réglementé (autorisations préalables Direction de la Marine Marchande + Commission Consultative d'Attribution des Licences de Pêche + Ministère en charge du secteur)
Surveillance	Pas encore de balises ARGOS ou INMARSAT embarqués à bord des pirogues. A l'étude : système plus adapté aux pirogues	Par la Direction de la Protection et de la Surveillance des Pêches (DPSP). Système centralisé et décentralisé (radar). Suivi de balises (ARGOS, INMARSAT) depuis 2005 dans le cadre du Vessel Monitoring System (VMS)
Marché ciblé	local surtout, voire étranger	étranger surtout
Repos biologique	Jamais appliqué sauf poulpe (1er-20 juillet 1996 et 1er juin-15 juillet 1997 : raisons sanitaires et scientifiques) et Yeet (mars 1999 et février 2000 : lutte contre le rejet massif de bébés volutes dans les aires de transformation) – applications localisées (poulpe) : cf. Nianing, Mballing, etc.	Appliqué depuis 2003 en pêche démersale, sauf dérogation spéciale ministérielle (non respect, réduction de moitié) : «Poissons céphalopodes profonds» (mai-juin), «crevettes profondes» (septembre-octobre) et «poissons céphalopodes côtiers» (octobre-novembre)
Mixité des engins	Courante	Inexistante
Rouget	pêche artisanale ± inexistante	pêche industrielle quasi exclusive
Seiche	capture des plus gros individus	capture de petits/moyens individus
Jeunes démersaux côtiers (poissons surtout)	menace de surexploitation réelle (sennes de plage, éperviers, etc.)	accessibilité impossible, en théorie (cf. zonage en vigueur)
Qualité des produits	médiocre pour la pêche fraîche (du jour) et les aires de débarquement, assez bonne pour la pêche piroguière glacière (cf. cales à glace embarquées). Bois décrié surtout	Bonne, surtout pour les congélateurs (crevettes surtout, peu de marées mais longues), moindre pour les glaciers (rougetiers surtout, plusieurs courtes marées)
Durée des marées	des heures (pêche du jour) à une vingtaine de jours (pirogue glacière)	10 jours maximum pour un glacier, 1-4 mois pour un congélateur, voire plus...
Rémunération	à la part, dont une pour les moyens de production Exemple : 7 parts si 6 pêcheurs !	salaires, primes de production, charges sociales, etc.
Fonctions	<u>sociale</u> surtout : emplois directs (pêcheurs) ou indirects (charpentiers, porteurs, écailleurs, etc.) et <u>alimentaire</u> (pélagiques surtout)	<u>source de devises</u> surtout (cf. redevances, taxes, licences, produits à l'export, etc.). Fonctions sociale et alimentaire: ± importantes
Pavillon	Sénégalais essentiellement	sénégalais et étranger (UE surtout) sur fonds de problème supposé des « prête noms »

1.6. Conclusions

❖ Conditions environnementales favorables

Les vents alizés constituent le principal moteur des upwellings permanents et/ou saisonniers qui se développent le long du littoral ouest-africain ; du Maroc au Sénégal. Les alizés du nord repoussent les eaux côtières vers le large. A la côte, ce déséquilibre est compensé par un flux vertical qui apporte en surface des eaux froides profondes ; riches en éléments minéraux. Ces apports d'éléments minéraux dans la couche euphotique sont à l'origine de la forte productivité des zones d'upwelling côtières (Roy, 1989). Cependant, au cours des trente dernières années, la circulation atmosphérique au-dessus de l'Atlantique tropical et du continent africain a connu de profondes modifications dont une des conséquences les plus spectaculaires, a été la sécheresse frappant la zone sahélienne à partir des années 1970 (Roy, 1989). Au Sénégal, les fluctuations interannuelles et saisonnières de la température à la surface de la mer apparaissent synchrones le long du littoral (Faure, 2000). Une baisse générale de la température à la surface de la mer suivie d'un réchauffement, est observée au début des années 1970 dans l'ensemble de la région (Faure, 2000). Sur la Petite Côte, une amplification des variations saisonnières de l'upwelling et de la turbulence le long terme est observée (Faure, 2000). Ces changements climatiques peuvent avoir une répercussion importante sur l'écosystème marin.

Les zones côtières sénégalaises sont caractérisées par deux contrastes importants : un contraste morphologique du plateau continental entre le nord et le sud, lié à la largeur du plateau et à l'orientation de la côte et un contraste saisonnier lié en grande partie au régime des vents alizés. Ces deux principaux contrastes sont responsables, en grande partie de la variabilité hydroclimatique des zones côtières sénégalaises.

Les milieux estuariens et lagunaires ont connu de fortes modifications de leur environnement, conséquence de la sécheresse chronique qu'a connue la zone sahélienne pendant ces dix dernières décennies. Le rôle des milieux estuariens et lagunaires en tant que milieux favorables à l'accueil, à la survie et à la croissance des juvéniles de nombreuses espèces de poissons côtiers fait l'objet d'un large consensus, mais de nombreuses questions restent posées quant à l'aspect quantitatif des relations qu'entretiennent les espèces comme les crevettes avec ces milieux et quant à l'existence d'habitats et de nourriceries alternatifs en milieu côtier (Albaret et al., 2004).

La productivité du milieu marin et celle des ressources marines sont le résultat d'équilibres dynamiques complexes (Chavance et Diallo, 1995). Des changements, même subtils dans les paramètres de base de cet environnement (upwelling, température, salinité, vents, courants, débit des fleuves) peuvent avoir des conséquences notables sur les ressources et leur disponibilité. Ces changements doivent être suivis de façon à distinguer parmi les modifications survenues dans l'état des stocks, celles liées à l'exploitation susceptible d'être adaptée et celles d'origine environnementale.

L'impact de la variabilité environnementale sur la dynamique des populations de poulpe et crevettes mérite d'être étudié de façon approfondie. Le cycle migratoire et l'intensité des migrations de *Epinephelus aeneus* sont influencés par les fluctuations saisonnières et interannuelles de l'upwelling au nord du Cap-Vert (Cury et Roy, 1988). Fréon (1984) a montré que les fluctuations interannuelles de l'upwelling permettent d'expliquer une part importante de la variabilité de l'abondance apparente des sardinelles et de modéliser la production en fonction de l'effort de pêche et du régime des vents.

❖ **Biologie et écologie particulières du poulpe**

Les mâles deviennent matures sexuellement à une taille et un âge inférieurs à ceux des femelles (Caverivière et al., 2002 ; Idrissi et al., 2006). La reproduction du poulpe est continue mais deux périodes principales de ponte peuvent être identifiées : octobre-décembre et février-mai. Les deux périodes de ponte indiquent la présence d'au moins, de deux micro-cohortes par année, générant deux pics de ponte et de captures, bien séparés et d'intensité différente, dépendant des caractéristiques biologiques de chaque cohorte et des conditions environnementales (Hernández-García et al., 1998 ; Caverivière et al., 2002 ; Idrissi et al., 2006).

La croissance du poulpe est différente d'un individu à un autre (forte variabilité interindividuelle) et d'une région à une autre (Jouffre et al., 2002). Le poulpe mature présente une croissance continue sauf dans sa dernière phase de vie où le poids décroît sensiblement.

L'abondance des espèces à courte durée de vie dépend du succès du recrutement. Les facteurs clés du déterminisme du recrutement du stock de poulpe sont relativement semblables à ceux des principales populations de petits pélagiques vivant dans les mêmes zones (Faure, 2000). Cette similitude résulte de l'existence commune d'un stade larvaire planctonique dont la survie, très dépendante des conditions du milieu, est la principale source de variation du recrutement. En effet, les conditions hydrologiques conditionnent la survie des para-larves et influencent indirectement le succès du recrutement. L'environnement serait donc un facteur clé de la variabilité interannuelle de la productivité de la plupart des stocks. Au Sénégal, de fortes relations abondance-environnement ont été mises en évidence (Demarcq et Faure, 2000 ; Faure, 2000 ; Faure et al., 2000 ; Caverivière et al., 2002). En effet, la taille du stock de poulpe dépendrait essentiellement de l'état de l'équilibre entre les processus d'enrichissement trophique, de concentration et de rétention côtière durant le stade paralarvaire (Demarcq et Faure, 2000).

Il existe une forte instabilité de la production de poulpe à l'échelle interannuelle (Boyle, 1997), dont les causes sont encore assez incertaines. L'environnement serait donc un facteur clé de la dynamique des populations de poulpe (Demarcq et Faure, 2000 ; Faure, 2000 ; Faure et al., 2000 ; Caverivière et al., 2002 ; Caverivière et Demarcq, 2002). Ainsi, les conditions climatiques et la pression de prédation sont autant de facteurs, supposés déterminants sur la variabilité interannuelle des captures.

❖ **La crevette blanche, une espèce à fort turnover et fortement exploitée**

Depuis longtemps, la place des crevettes Penaeidae dans la production halieutique mondiale est de plus en plus importante. Ceci est d'autant plus vrai que la valeur moyenne au kilogramme de crevettes est plus élevée que celle du kilogramme de poisson. Ce phénomène est observé dans la plupart des zones de pêche mondiales, en particulier en Afrique de l'Ouest. Le marché est énorme et complexe. Les demandes des consommateurs concernant la nature du produit varient selon les pays : crevette entière ou queue ; crevette congelée, fraîche ou cuite ; décortiquée ou non.

Le cycle vital des crevettes Penaeidae est connu. Les adultes vivent en mer et y pondent. Les œufs se transforment en larves planctoniques puis en postlarves. Ces dernières rejoignent, environ trois semaines après leur naissance, les milieux dessalés (estuaires) en utilisant la marée. Là, elles deviennent des juvéniles benthiques caractérisés par leur croissance très rapide en milieu saumâtre. Les juvéniles y passent 2 à 3 mois et migrent ensuite vers la mer. Ils ont alors rejoint le stock adulte et

peuvent être recrutés dans la pêcherie ou mourir naturellement ou par prédation. La durée de vie des espèces de crevettes côtières ne dépasse pas deux ans.

Les résultats sur la croissance de *F. notialis* ont été obtenus par marquage et par la méthode de Petersen de décomposition des modes (Lhomme, 1981). Grâce aux marquages, les résultats montrent un arrêt total de la croissance en saison froide, une croissance importante en saison chaude et forte différence de croissance entre les mâles et les femelles.

Il est bien connu qu'une courte durée de vie va de pair avec un renouvellement rapide des populations et, ceci constitue un facteur de résistance à une exploitation intense. La crevette rose du stock sud Sénégal-Guinée Bissau montre une grande résistance à l'exploitation (Caverivière et Thiam, 2002).

L'exploitation de la crevette rose par les chalutiers spécialisés est une des principales activités de pêche en Afrique de l'Ouest (Caverivière, 2002a). La pêche au chalut de la crevette rose a entraîné la destruction des poissons, en général les gros individus sur les mêmes fonds. En effet, cette diminution de la prédation sur la crevette blanche expliquerait au moins pour partie, l'augmentation de la part disponible pour la pêche (Caverivière, 2002a). La diminution de la prédation expliquerait alors que le niveau des prises en crevette rose dépasse 4 000 tonnes dans la région Sud (Casamance) depuis de nombreuses années alors que le potentiel maximal de capture avait été auparavant estimé à environ 2500 tonnes (Lhomme, 1981). Caverivière (2002a) considère que la surexploitation des poissons de fond a un impact positif sur la productivité des crevettes et céphalopodes. La prédation naturelle est alors remplacée par la prédation humaine qui n'a pas encore influencé le niveau d'abondance de la crevette (Caverivière et Thiam, 2002).

Une analyse précise portant sur la relation entre l'abondance des poissons (espèces consommatrices de crevettes) et celle des crevettes permettrait de bien comprendre la dynamique actuelle des populations de crevettes en Afrique de l'Ouest, en particulier au Sénégal.

Au Sénégal, les chalutiers exploitent les individus matures et la pêche artisanale exploite les juvéniles (immatures). En effet, les jeunes crevettes font l'objet d'une pêche artisanale intense lors de leur migration en mer, dans les zones où le courant de marée est important (Lhomme, 1994). Ceci a une double conséquence : économique (diminution de la production) et écologique (les juvéniles sont les proies préférentielles des poissons). La production de chacune de ces phases exploitées dépend, à priori, du niveau d'exploitation de l'autre.

Les informations sur la biologie des crevettes pourront être utilisées pour l'évaluation des stocks de crevettes au Sénégal. Les chapitres suivants ont pour objectif de déterminer l'état actuel d'exploitation des crevettes caractérisée par une augmentation de l'effort de pêche à partir de l'analyse des données de statistiques de pêche.

De nombreux indices montrent que la production des crevettes varie fortement d'une année à une autre en relation avec les facteurs climatiques (Lhomme, 1981 ; Lhomme et Garcia, 1984 ; Lhomme, 2001). Des mesures d'aménagement tenant en compte, les relations entre les autres espèces, la pêche et l'environnement, doivent être mises au point afin de permettre une meilleure gestion et exploitation du stock de crevettes au Sénégal (Lhomme, 1994).

❖ **Nécessité de suivi de l'état des stocks d'espèces à vie courte**

Vu les pratiques actuelles d'exploitation du poulpe et de la crevette blanche liées à l'absence totale d'une vision claire et nette quant à la gestion, de la part de l'Etat, et la recherche effrénée de gain des autres acteurs, on ne peut qu'être pessimiste par rapport à une gestion qui se veut durable. Non seulement l'Etat n'a pas mis les moyens de sa politique, mais il ne fait pas non plus la politique de ses moyens. D'autre part, le nombre élevé de pêcheurs combiné au renchérissement des mareyeurs et l'instabilité de l'échiquier syndical influent négativement sur la gestion des pêches. Par conséquent, des actions énergiques doivent être entreprises pour une gestion durable des ressources halieutiques.

Pour le cas du poulpe, c'est une espèce présentant de fortes variations d'abondance, d'une année à une autre. D'ailleurs, la pêcherie s'est développée à partir d'années de forte production. De ce fait, les variations interannuelles d'abondance peuvent conduire à une surexploitation temporaire par surcapacité de pêche (Jouffre et Inejih, 1997). Ainsi des périodes de repos biologique ont été expérimentées au Sénégal en 1996 (fermeture de la pêche du 1 au 15 juin) et en 1997 (fermeture de la pêche du 1 juin au 15 juillet) dans le but d'éviter cette possible surexploitation temporaire. Les arguments invoqués en faveur de cette mesure sont : la préservation des biomasses parentales et/ou juvéniles dans le but de préserver le recrutement et l'augmentation des tailles moyennes pêchées du fait du taux de croissance élevé.

Au Sénégal, l'intensification de la pression de pêche induit des changements dans la structure démographique des populations marines et surtout dans l'abondance des stocks. De plus, par le jeu des stratégies de pêche et des espèces cibles des différentes pêcheries, des changements dans la composition spécifique sont notés. Par conséquent, un suivi de l'état des stocks de poulpe et de crevettes doit permettre de percevoir ces changements dans l'abondance, la répartition, la composition et la structure des stocks en vue d'une gestion durable.

Les systèmes d'exploitation halieutiques sont caractérisés par des impacts de l'activité de pêche sur les ressources et, réciproquement, par l'influence des conditions de la pêche (biologiques, économiques) sur l'activité (Pech et al., 2001). Les changements et la variabilité des conditions d'environnement « naturel » ou « socio-économique » se traduisent par une non stationnarité des variables au moyen desquelles l'activité, la ressource et la production sont décrites (Pech et al., 2001). Il est important d'en tenir compte pour mieux décrire l'évolution des relations entre ces variables, les facteurs d'adaptation des pêcheries, et donc la viabilité et durabilité de tels systèmes d'exploitation d'une ressource naturelle par une activité humaine. Par exemple, Fall et al. (2006) ont identifié 12 tactiques et 6 stratégies de pêche, et par des regroupements, ont finalement retenu 8 tactiques et 5 stratégies de pêche déployées par les chalutiers côtiers.

Chapitre 2 :

Variabilité interannuelle des abondances de céphalopodes et de crevettes

Introduction

Nous nous intéressons ici aux évolutions d'abondance des principales espèces de Céphalopodes et de crevettes exploitées au Sénégal. Il s'agit de trois espèces de Céphalopodes (*Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis* et *Loligo vulgaris*) et de quatre espèces de crevettes (*Farfantepenaeus notialis*, *Parapenaeus longirostris*, *Penaeus kerathurus* et *Penaeus monodon*).

Bien que ces espèces soient exploitées depuis longtemps, l'évolution de leurs captures et rendements est assez mal documentée jusqu'aux années récentes. Les seules études portant sur l'évaluation des stocks et l'estimation de l'abondance des principaux stocks exploités au Sénégal concernent les poissons démersaux comme le Thiof, le Pageot, le Rouget, le Pague et le Thiékem. Ces poissons démersaux montrent des abondances en diminution constante depuis au moins trois décennies, alors qu'il semblerait que, dans le même temps, on ait assisté à tendance inverse (augmentation de biomasse) pour certains stocks d'espèces à durée de vie plus courte, telles que les poulpes et les crevettes (Caverivière, 2002a).

Les indices d'abondance sont estimés par le modèle linéaire généralisé (GLM). L'estimation d'indices d'abondance annuels, par espèce, vise deux objectifs : (1) ils permettent de suivre l'abondance d'une

espèce au cours des années ; ce sont donc des indicateurs directs de l'état d'un stock et (2) ils peuvent être utilisés comme variables d'entrée dans les modèles d'évaluation des stocks soit pour estimer des efforts de pêche théoriques dans le cas du modèle global soit pour calibrer l'analyse des cohortes dans le cas de l'approche structurale (Gascuel et Thiam, 1994).

2.1. Matériel et Méthodes

2.1.1. Données

Quatre principales sources de données sont utilisées : (1) les données de campagnes scientifiques, (2) des données beaucoup plus complètes sur les prises par unité d'effort fournies par l'usine Sopasen, (3) les données annuelles de captures et efforts de pêche des flottilles artisanale et industrielle et (4) les séries temporelles d'indices d'abondance tirées de la littérature.

❖ Données de campagnes scientifiques

Différentes campagnes scientifiques ont été réalisées sur l'ensemble du plateau continental sénégalais. Les campagnes utilisées pour cette étude sont celles réalisées par le navire Louis Sauger, entre 1986 et 1995. Les données ont été extraites de la base Trawlbase établie au cours du projet SIAP. Conformément à la charte des utilisateurs de cette base, on utilise ici les données déclarées publiques par le CRODT. Huit campagnes ont été réalisées de 1986 à 1995, cinq en saison froide et trois en saison chaude. Elles ont été effectuées à des profondeurs allant de 5 à 200 m. En revanche, nous n'avons malheureusement pas eu accès aux données des campagnes récentes.

Depuis 1986, des campagnes de prospection des ressources démersales du plateau continental sénégalais sont régulièrement conduites par chalutage sur la base d'un échantillonnage aléatoire stratifié. Pour ce faire, la surface du plateau continental comprise entre les isobathes 5 et 200 m a été divisée en 1150 rectangles dont les côtés mesurent 2' de longitude et 2,5' de latitude, distance suffisante à la réalisation d'un trait de chalut de 30 minutes. Les rectangles ont ensuite été regroupés en trois zones : zone Nord, de la frontière avec la Mauritanie à la Pointe des Almadies (Dakar) ; zone centre, de Dakar à la frontière nord de la Gambie et zone sud, de la frontière sud de la Gambie au Cap Roxo (frontière sud du Sénégal) et quatre bandes bathymétriques : 10-30 m ; 30-60 m ; 60-100 m et 100-200 m. Les différentes combinaisons zone-profondeur forment 12 sous-strates. Les strates 100-200 m des zones centre et sud n'ont pas été échantillonnées car les fonds sont difficilement chalutables. L'échantillonnage stratifié au hasard (sans remise) est employé pour diminuer la variance des estimations par rapport à l'échantillonnage aléatoire simple, quand les strates sont judicieusement choisies en fonction de l'hétérogénéité des populations échantillonnées (Grosslein et Laurec, 1982).

Les campagnes ont été effectuées par le navire océanographique sénégalais Louis Sauger, chalutier de pêche arrière de 282 tonneaux de jauge brute, 800 cv et 36,6 m de longueur hors-tout. Le chalutier utilisé est un chalut le Drezen à grande ouverture verticale de 27 m de corde de dos et 36 m de bourrelet. La largeur d'ouverture du chalut est de 16 m. Le bourrelet est muni de rondelles en caoutchouc de 15 cm environ de diamètre et d'une chaîne pesant 80 Kg. Le cul du chalut est formé par des mailles de 25 mm de côté, soit 45,4 mm d'ouverture de maille. Son fond est protégé par un tablier en caoutchouc. La durée prévue des traits a été standardisée à une demi-heure entre le blocage du treuil après la descente et le début de la remontée. La vitesse moyenne en pêche a été de 3,5 nœuds soit 6,67 km/h.

La donnée de chaque trait est exprimée en capture moyenne (Kg) par surface chalutée (Km²). Ces données sont ensuite utilisées pour estimer l'indice d'abondance annuel du poulpe pour la période 1986-1995. Nous avons considéré comme variables explicatives potentielles les effets saison, zone et bathymétrie. Les modalités pour chacune de ces variables sont présentées dans le Tableau 2.2. Pour les autres espèces étudiées, les données ne sont pas suffisantes pour estimer leurs indices d'abondance par modélisation linéaire GLM.

❖ **Données usines : pêche industrielle sénégalaise**

Des données portant sur les captures ont été collectées au cours de la thèse auprès de certaines entreprises de pêche (Sopasen, Sénécrust, Ikagel et Sénégal Pêche) du Port Autonome de Dakar. Les données obtenues auprès des usines Sénécrust, Ikagel et Sénégal Pêche comprennent les captures mensuelles (Kg) par catégorie commerciale de *O. vulgaris* et *F. notialis*. Les données d'efforts de pêche ayant entraîné ces captures ne sont pas disponibles car elles n'ont pas été enregistrées par les responsables des navires de pêche.

Par contre, pour les données détaillées, nous nous sommes contentés des fiches de débarquement fournies à chaque marée (voir annexes I et II, p. 198-199) par dix chalutiers congélateurs sur dix neuf de la société Sopasen. Ces données sont disponibles par jour de pêche, par navire et par zone de pêche, au cours de la période janvier 1996 à décembre 2005. La collecte presque exhaustive de ces données permet de disposer de données de qualité qui sont utilisées pour estimer les indices d'abondance.

Pour ces données, une base est créée et comporte 60307 lignes. Les informations collectées sont la date de saisie de la facture, l'année de pêche, le mois, le nom du bateau, le nom de l'espèce, le calibre commercialisé, le poids total correspondant, la zone de pêche, la date de sortie du bateau en mer, la date de retour et le nombre de jour de pêche. Ces données permettent donc de calculer des CPUE (Kg/jour de pêche) par bateau, mois, zone et ceci pour chaque espèce ou chaque catégorie commerciale. Les modalités pour chacune de ces variables sont présentées dans le tableau 2.3. Les différents types de calibrage utilisés pour chaque espèce commercialisée nous ont été fournis par la direction de la société.

Pour l'estimation des indices d'abondance, seules les informations contenues dans les fiches correspondant à des marées effectuées entièrement dans les eaux sous juridiction sénégalaise ont été prises en compte. Ces données permettent d'estimer les indices d'abondance annuels des espèces étudiées pour la période 1996 - 2005. Nous avons considéré comme variables explicatives potentielles les effets 2 zones, 3 zones, 8 zones, 2 saisons, 3 saisons, 4 saisons, mois et bateau. Les modalités pour chacune de ces variables sont présentées dans le Tableau 2.3.

❖ **Statistiques de pêche issues des systèmes d'enquêtes nationaux**

Les deux principales sources de données halieutiques du Sénégal sont représentées par les cellules statistiques du Centre de Recherches Océanographiques de Dakar Thiaroye (CRODT) et de la Direction des Pêches Maritimes (DPM). Ces deux sources sont sollicitées mais on s'appuie ici principalement sur les données fournies par le CRODT. Cette institution possède l'information la plus complète et la plus diversifiée sur les ressources (données sur les quantités débarquées). Et parallèlement, le CRODT collecte aussi l'information nécessaire, dans un format scientifique adapté aux besoins de l'évaluation des stocks, en ce qui concerne l'activité de pêche (les efforts de pêches en nombre de bateaux et leurs caractéristiques, nombre de sorties, temps de pêches, etc.) (Laloë, 1985).

Les bases de données publiques de la DPM sont utilisées comme complément d'information, et pour des besoins de recoupements et de vérifications, en particulier sur les efforts de pêche totaux et les quantités totales débarquées.

Pour les données commerciales du CRODT, les prises par unité d'effort de la pêche industrielle exprimées en kilogramme par jour de pêche sont utilisées pour estimer les indices d'abondance du poulpe et de la crevette blanche. Les prises par unité d'effort de la pêche artisanale, en kilogramme par sortie de pirogue sont aussi utilisées pour estimer un indice d'abondance annuel du poulpe.

Les données de la pêche industrielle sont agrégées mensuellement et disponibles par année, par mois, par nombre de jours en mer, par navire et par zone de pêche, au cours de la période 1985-2005 (Tableau 2.1). D'autres données de la pêche industrielle de même structuration, sont également disponibles pour la période 1971-2005 mais concernent le stock de crevettes blanches de Roxo-Bijagos. Pour l'estimation des indices d'abondance du poulpe et de la crevette, nous avons considéré comme variables explicatives potentielles les effets zones, saisons, nombre de jours en mer et classe TJB. Les modalités pour chacune de ces variables sont présentées dans le Tableau 2.4.

Pour la pêche artisanale, les données sont également agrégées mensuellement et disponibles par année, par mois, par nombre de sorties en mer, par zone de pêche et par type d'engin de pêche pour la période 1985-2005 (Tableau 2.1). Ces données sont ensuite utilisées pour estimer l'indice d'abondance annuel du poulpe. Pour cela, nous avons considéré comme variables explicatives potentielles les effets zone, saisons et type d'engin de pêche. Les modalités pour chacune de ces variables sont présentées dans le Tableau 2.5. Les différents types d'engins utilisés par la pêche artisanale sont les pirogues voiles lignes (PVL), les pirogues moteurs lignes (PML), les filets dormants, les pirogues glaciers lignes (PGL), les sennes tournantes (ST), les filets maillants encerclant (PME), les sennes de plage (SP) et divers. Les crevettes sont essentiellement capturées par les filets dormants (FD) et les céphalopodes, par les pirogues moteurs lignes (PML) et les pirogues glaciers lignes (PGL).

❖ Données issues de la littérature

Plusieurs séries d'indices d'abondance sont tirées de la littérature. Les espèces ayant fait l'objet d'évaluation de stock ou d'estimation d'indice d'abondance sont la crevette blanche, *F. notialis* (Lhomme et Garcia, 1984 ; Gascuel et Thiam, 1994 ; Caverivière et Thiam, 2002) et le poulpe commun, *O. vulgaris* (Laurans et al., 2002).

Lhomme et Garcia (1984) ont estimé des indices d'abondance pour les deux stocks de crevettes *F. notialis* existants (stock de Saint-Louis et stock de Roxo) pour la période (1965-1978). Ils ont utilisé trois sources de données : (1) le pointage quotidien des unités de pêche présente au port, permettant de calculer le temps d'absence au port, (2) les enquêtes à bord des navires au moment du débarquement, permettant d'obtenir la durée de la marée, la zone de pêche, une estimation du poids total débarqué et une ventilation approximative par espèce et enfin (3) les fiches de débarquement en usine permettant d'avoir la distribution précise des captures par espèce. Pour évaluer l'effort de pêche réellement dirigé sur la crevette (dans une pêcherie démersale multispécifique où le biotope à exploiter constitue une mosaïque de peuplements différents que le chalutier peut exploiter successivement d'une marée à l'autre et parfois pendant la même marée), la procédure utilisée est d'éliminer toutes les marées où faute d'une abondance suffisante de crevettes, le chalutier a été contraint de changer de stratégie en cours de marée. Seules les marées dirigées vers les crevettes, ainsi définies ont servi à calculer la

CPUE moyenne annuelle de 1965 à 1978 et ceci, pour les deux stocks de crevettes. Le rapport des prises totales et des CPUE permet de calculer un effort total appliqué à la crevette.

Plusieurs indices d'abondance ont été aussi estimés par Gascuel et Thiam (1994) pour plusieurs espèces ou groupe espèces dont *O. vulgaris*, *S. officinalis* et *F. notialis*. Les auteurs ont ajusté un modèle linéaire aux données de CPUE par mois, navire et zone de pêche, des chalutiers industriels pêchant dans la ZEE et appartenant à la flottille sénégalaise basée à Dakar et à celle des chalutiers étrangers. Ces indices sont annuels et couvrent la période 1985-1991. Les CPUE de poulpes sont calculées par heure, zone et navire. L'effort de pêche utilisé est un temps de pêche égal à la durée des marées (en heures), corrigée d'un temps de route par marée dépendant de la zone de pêche. Trois grandes zones de pêche sont distinguées : Grande Côte, Petite côte (Sine Saloum) et Casamance.

Des études sur l'évaluation du stock sud de crevettes ont été réalisées par Caverivière et Thiam (2002) à partir des données de la pêche industrielle sénégalaise basée à Dakar ou opérant au Sénégal dans le cadre de licence de pêche étrangère. Ces données sont constituées des prises (Kg) et rendements (K/jour en mer) des principales espèces ou groupes d'espèces réalisés par les chalutiers dans les différentes zones de pêche. Les rendements ont été obtenus en sélectionnant les bateaux ayant pour cible la crevette blanche, *F. notialis* et pour les marées, en utilisant des seuils de rendement ou/et de pourcentage en crevettes. En effet, un crevettier peut cibler temporairement d'autres ressources dans certaines conditions : faible densité en crevette et/ou autres espèces particulièrement abondantes (poulpe par exemple). Pour le calcul des rendements, la détermination des marées ayant pour cible la crevette rose a été faite sur la base d'au moins 8% de crevettes dans la prise totale débarquée de la marée et d'une moyenne de 60 kg de crevettes par jour de pêche. Les seuils ont été abaissés pour tenir compte de l'augmentation en pourcentage des prises accessoires des crevettiers, qui rejettent de moins en moins de poissons. Les données utilisées sont les CPUE moyennes annuelles et couvrent la période 1971-1999. Elles permettent de suivre l'évolution de l'abondance du stock de crevettes sud.

Laurans et al. (2002), quant à eux, ont calculé un indice d'abondance combiné annuel pour le poulpe à partir des données de captures et d'efforts de pêche de la pêche artisanale (PA) et de la pêche industrielle (PI). Ces données proviennent du CRODT et de la Direction des Pêches Maritimes et couvrent la période 1986-1999. Les indices estimés correspondent à des rendements et sont considérés représentatifs de l'abondance. Ces indices sont dits combinés car ils sont obtenus en tenant compte de la pêche artisanale et de la pêche industrielle. En effet, on calcule deux indices d'abondance IA_{PA} et IA_{PI} qui sont déduits respectivement de la pêche industrielle et de la Pêche artisanale.

Tableau 2.1. Données utilisées pour l'estimation des indices d'abondance par modélisation GLM

Sources/types de données	Types de pêche	Période	Caractéristiques de la donnée unitaire	Espèces concernées	Nombre d'enregistrements
Données de pêches commerciales (CRODT)	Pêche artisanale	1985-2005	CPUE moyenne mensuelle (en Kg/nombre de sortie), estimée par type d'engin de pêche et par zone	<u>Céphalopodes:</u> <i>Octopus vulgaris</i>	2053
	Pêche industrielle	1985-2005	CPUE moyenne mensuelle (en Kg/jour en mer)	<u>Céphalopodes:</u> <i>Octopus vulgaris</i>	3291
		1971-2005	CPUE moyenne mensuelle (en Kg/jour en mer)	<u>Crevettes:</u> <i>F. notialis</i>	3947
Usine SOPASEN (Port Autonome de Dakar)	Pêche industrielle sénégalaise	1996-2006	CPUE moyenne mensuelle (en Kg/jour de mer), estimée par bateau et par zone	<u>Céphalopodes:</u> <i>Octopus vulgaris</i> , <i>Sepia officinalis</i> , <i>Loligo vulgaris</i>	1046
				<u>Crevettes:</u> <i>F. notialis</i> , <i>Penaeus kerathurus</i> , <i>Penaeus monodon</i>	1063 1036 1050 1059 1002
Campagnes scientifiques (CRODT)	Pêches scientifiques	1986-1995	CPUE moyenne (en Kg par surface chalutée Km ²), estimée par zone, saison et classe bathymétrique	<i>Octopus vulgaris</i>	1081

Tableau 2.2. Description des variables explicatives associées aux campagnes scientifiques.

Variables explicatives	Modalités	Description des modalités
Bathymétrie	1	0 à 10 m
	2	10 à 50 m
	3	50 à 200 m
Zone	1	10° N < Latitude < 13.05°N
	2	13.05°N < Latitude < 14.35°N
	3	14.35°N < Latitude < 16.30°N
Saison	1	Mars
	2	Avril-mai
	3	Octobre-novembre
Mois	5 mois	Mars (1); Avril (2); mai (3); octobre (4); novembre (5)

Tableau 2.3. Description des variables explicatives associées aux données usines.

Variable explicative	Nombre de modalités	Description des modalités
2 zones	2	Grande côte (1), zone sud du Cap-Vert (2)
3 zones	3	Grande côte (1), petite côte (2), Casamance (3)
8 zones	8	Tous les sites de débarquement, du nord au sud
2 saisons	2	Novembre à mai (1); juin à octobre (2)
3 saisons	3	Janvier à mai (1); Juin à août (2); septembre à décembre (3)
4 saisons	4	Janvier à mars (1); avril à juin (2); juillet à septembre (3); Octobre à Décembre (4)
Mois	12	12 mois de chaque année
Bateau	8	Tous les dix bateaux recensés

Tableau 2.4. Description des variables explicatives associées aux données commerciales pêche industrielle CRODT.

VARIABLES explicatives	Modalités	Description des modalités
3 Zones	1	10° N < Latitude < 13.05°N
	2	13.05°N < Latitude < 14.35°N
	3	14.35°N < Latitude < 16.30°N
2 Zones	1	13.05°N < Latitude < 14.35°N
	2	14.35°N < Latitude < 16.30°N
2 Grandes zones	1	10° N < Latitude < 14.35°N
	2	14.35°N < Latitude < 16.30°N
2 saisons	1	Novembre à mai
	2	Juin à octobre
3 saisons	1	Janvier à mai
	2	Juin à août
	3	Septembre à décembre
4 saisons	1	Janvier à mars
	2	Avril à juin
	3	Juillet à septembre
	4	Octobre à Décembre
Mois	12 mois	12 mois de chaque année
Nombre de jours en mer	1	< 10 jours en mer
	2	> 10 jours en mer
Classe TJB	1	< 50 TJB
	2	50 – 149 TJB
	3	150 – 249 TJB
	4	250 – 499 TJB
	5	≥ 500 TJB
	6	Indéterminée

Tableau 2.5. Description des variables explicatives associées aux données commerciales pêche artisanale CRODT.

VARIABLES explicatives	Nombre de modalités	Description des modalités
Zone	4	Cap-Vert (1) ; Fleuve St-Louis (2) ; Thiès Nord (3) ; Thiès Sud (4)
2 saisons	2	Novembre à mai (1) ; juin à octobre (2)
3 saisons	3	Janvier à mai (1) ; Juin à août (2) ; septembre à décembre (3)
4 saisons	4	Janvier à mars (1) ; avril à juin (2) ; juillet à septembre (3) ; Octobre à Décembre (4)
Mois	12	12 mois de chaque année
Type d'engin de pêche	8	PVL (1) ; FD (2) ; FME (3) ; PG (4) ; PML (5) ; PVL (6) ; SP (7) ; Indéterminé (8)

2.1.2. Méthodes

2.1.2.1. Principes généraux

De nombreuses méthodes existent pour estimer des indices d'abondance. Le modèle linéaire fait partie des outils les plus utilisés et est appliqué aux données des campagnes scientifiques ou aux données de prises par unité d'effort de différentes flottilles. Le GLM (Generalized Linear Model) est une extension du modèle linéaire (McCullagh et Nelder, 1989 ; Dobson, 1990 ; Hastie et Pregibon, 1992). Comparativement au modèle linéaire, il permet de lever certaines hypothèses plus ou moins contraignantes telles que l'hétérogénéité des variances, la normalité des erreurs et de prendre compte des contraintes dans le domaine de la variation de l'espérance de l'observation (in Laurans, 2005).

En général, on ne dispose que de données indirectes (captures et efforts) pour estimer un indice d'abondance. Or cet indice d'abondance est en fait, la capture par unité d'effort (CPUE) qui est très variable suivant la flottille considérée. Une première approximation d'un indice d'abondance consiste à estimer pour chaque flottille, une CPUE moyenne par année. Cette méthode, en raison de sa rapidité d'exécution présente un grand avantage et est souvent retenue. Cette approche est utilisée dans un but comparatif entre les résultats issus de cette démarche et ceux obtenus par modélisation GLM de ces mêmes CPUE (Gascuel et Thiam, 1994).

La modélisation de type GLM est utilisée pour deux raisons principales : D'une part, le modèle conduit en quelque sorte à un « rééquilibrage du plan d'échantillonnage ». Les jeux de données sont en général très déséquilibrés (la répartition saisonnière et spatiale des relevés est variable d'une année à une autre). En attribuant un même poids à chaque modalité des variables explicatives retenues, le modèle conduit à des estimations équivalentes à celle d'un plan d'échantillonnage équilibré. D'autre part, la modélisation permet un traitement simultané des données de différentes années, en tenant compte des informations acquises chaque année. En particulier lorsque les tests statistiques le justifient, on tient compte des effets de puissance de pêche par catégorie de navire et des schémas de répartition spatio-temporelle calculés en valeur moyenne sur l'ensemble de la période. L'indice d'abondance ainsi estimé chaque année par ce modèle tient alors compte de ces facteurs de standardisation et/ou de ces schémas saisonniers.

La modélisation GLM permet également d'analyser des séries de CPUE dont la distribution n'est pas normale (par exemple une distribution gamma, poissonnienne, binomiale ou delta). Ce type de modèle décrit la distribution et la variabilité d'une CPUE au regard de certains facteurs mesurables. Ces derniers permettent d'expliquer, au moins pour partie, la variabilité des CPUE. Les effets pouvant être pris en compte sont :

- un effet année qui prend en compte la variation interannuelle d'abondance de la fraction accessible de la population ainsi que la variabilité interannuelle de l'efficacité de la (ou des) flottille (s),
- un effet mois ou saison qui intègre la disponibilité saisonnière de la partie accessible de la population sur la zone et la période d'étude et l'efficacité saisonnière de la flottille liée aux modifications d'activité,
- un effet zone qui tient compte de la variation spatiale d'abondance et d'accessibilité du stock sur la période ainsi que l'efficacité spatiale de la flottille sur la période,
- un effet catégorie de navire qui intègre l'efficacité différentielle d'un groupe de navire sur la zone et la période d'étude par rapport au restant de la flottille et

- un effet bathymétrique qui tient compte de la distribution suivant la profondeur de l'abondance et accessibilité du stock sur la période, ainsi que l'efficacité du bateau (campagnes scientifiques).

Lors de l'application du modèle, les effets simples et d'interactions sont recherchés. Mais en général, peu d'effets d'interactions sont conservés car ils expliquent une faible part de la déviance du modèle tout en augmentant fortement le nombre de degré de liberté.

La décision de retenir ou de rejeter un modèle dépend de (1) l'analyse de la significativité de l'ajustement du modèle aux données, (2) l'examen du coefficient de détermination (R^2) et du degré de liberté jusqu'à un niveau raisonnable lié à l'ensemble du modèle et à chaque facteur introduit, (3) la vérification des hypothèses de base de l'analyse de variance : analyse des résidus (histogramme de fréquence des résidus, graphique résidus-prédits, graphique variance-prédits et vérification de la normalité des résidus), (4) des critères biologiques et/ou halieutiques liés à la cohérence et à « l'interprétabilité » des résultats obtenus mais surtout (5) du critère d'Akaike (AIC, Akaike, 1974).

Les différentes valeurs de CPUE sont transformées par le logarithme népérien afin de diminuer leur variabilité et de rendre compte de la nature multiplicative des processus qui déterminent les changements d'abondance. La transformation logarithmique des CPUE suit généralement une distribution proche de la loi gaussienne. Par ailleurs, l'importance des enregistrements nuls dans les CPUE (e.g. « *zero-inflated data* ») empêche souvent l'utilisation d'un modèle de type LM pour modéliser les effets des différents facteurs (année, zone, type de navire ...). Pour remédier à cela, on a recouru à un modèle de type Delta (Le Pape et al., 2003 ; Laurans, 2005). Ce modèle est obtenu en combinant deux sous-modèles : (1) un premier modèle pour modéliser l'absence et la présence de l'espèce dans les traits de chalut ; (2) l'autre pour modéliser les valeurs positives des CPUE. Selon le cas, un modèle est ajusté, pour chaque série. A partir de ce modèle, l'indice d'abondance annuel est estimé.

2.1.2.2. Sous modèle 1 : Distribution binomiale de présence-absence

Les probabilités de présence sont d'abord obtenues par un recodage binaire (0 = absence et 1 = présence) des CPUE. Ensuite, un modèle GLM avec l'hypothèse d'une distribution binomiale est mis en œuvre :

$$(1) \quad z_{i,j,k,l,m,n} = \text{logit}(p_{i,j,k,l,m}^{>0})$$

$$(2) \quad z_{i,j,k,l,m} = \mu_i + \alpha_j + \beta_k + \gamma_l + \delta_m$$

où $P_{i,j,k,l,m}$ est l'espérance de la probabilité de présence de l'espèce considérée pour le bateau i de classe de taille j , calculée pour la zone de pêche k , à la saison l de l'année m , α_j un effet classe de taille du bateau exprimée en TJB, β_k un effet zone de pêche, γ_l un effet saison, δ_m un effet année. i, j, k, l et m sont utilisés pour indiquer les niveaux de chaque variable. Notons que ce modèle est écrit ici avec seulement 4 variables explicatives pour la pêche industrielle et que dans les analyses, il peut être élargi à d'autres variables explicatives existantes dans les bases de données et pour d'autres pêcheries.

La prédiction de la probabilité de présence est faite en premier lieu dans l'échelle de la fonction de lien $\text{logit}()$ et le passage au référentiel initial est obtenu par la transformation inverse (calcul automatique sous R) :

$$(3) \quad \hat{p}_{i,j,k,l,m}^{>0} = \frac{e^{\hat{z}_{i,j,k,l,m}}}{1 + e^{\hat{z}_{i,j,k,l,m}}}$$

2.1.2.3. Sous modèle 2 : Distribution gaussienne du log des CPUE non nulles

Le modèle GLM est appliqué ici uniquement sur les enregistrements correspondant à des CPUE positives. Dans un premier temps, une transformation logarithmique est appliquée sur les données afin d'homogénéiser les variances et de tenir compte de la nature multiplicative des effets étudiés. On suppose que la réponse $\log(\text{IA})$ suit un modèle linéaire du type :

$$(4) \quad U_{i,j,k,l,m} = \log(\text{IA}_{i,j,k,l,m}) = \mu_i + \alpha_j + \beta_k + \gamma_l + \delta_m + \varepsilon_{i,j,k,l,m}$$

Où $\text{IA}_{i,j,k,l,m}$ est la CPUE du bateau i , de classe de taille j , calculée pour la zone de pêche k , à la saison l de l'année m et $\varepsilon_{i,j,k,l,m}$ un terme d'erreur résiduelle.

Afin de revenir à l'échelle initiale des CPUE, une transformation exponentielle est effectuée en tenant compte de la correction de Laurent (1963) qui permet d'obtenir des valeurs non biaisées de l'espérance de l'indice d'abondance (IA) :

$$(5) \quad \hat{\text{IA}}_{i,j,k,l,m}^{>0} = e^{\hat{U}_{i,j,k,l,m}^{>0}} \cdot e^{1/2 \cdot \sigma^2}$$

σ^2 est la variance de l'estimateur associé à l'observation.

Ce sous-modèle est appliqué à la crevette blanche qui est présente à toutes les marées (occurrence égale à 1).

2.1.2.4. Combinaison des deux sous-modèles

Les indices d'abondances prédits par le modèle delta (IA) sont obtenus par le produit des probabilités de présence-absence et des CPUE prédites pour les observations non nulles (in Le Pape et al., 2003 ; Laurans, 2005) :

$$(6) \quad \hat{\text{IA}}_{i,j,k,l,m} = \hat{p}_{i,j,k,l,m}^{>0} \cdot \hat{\text{IA}}_{i,j,k,l,m}^{>0}$$

Les valeurs prédites par l'équation (6) sont calculées dans un tableau généré par une boucle sous R, pour toutes les combinaisons possibles des modalités des variables retenues. Ensuite, une moyenne sur l'ensemble des modalités des facteurs autres que l'année permet d'obtenir la prédiction de l'indice d'abondance pour l'année correspondante.

2.1.2.5. Indices d'abondances synthétiques

Différentes séries d'indices d'abondance ont été considérées en vue d'estimer un indice d'abondance synthétique pour les stocks de poulpe et de crevettes. L'indice synthétique s'exprime ensuite comme une moyenne des séries standardisées. Le coefficient de standardisation est donc le ratio entre la moyenne d'une série donnée et la moyenne de la série de référence, pour la période qui leur est commune. En outre, on présente ici un indice lissé, avec l'optique d'analyser les évolutions tendanciennes de l'état et la variabilité interannuelle de l'abondance de chacun des stocks. La pertinence d'un tel indice est appréciée en calculant le coefficient de détermination entre chaque série et la série de référence.

Pour le stock de poulpe, les indices d'abondance utilisés sont ceux estimés par Gascuel et Thiam (1994), les indices d'abondance combinés estimés par Laurans et al. (2002), les indices estimés par GLM à partir des données de campagnes scientifiques réalisées à des profondeurs comprises entre 5 et 200 m par le navire Louis Sauger et enfin les CPUE de la pêche artisanale et de la pêche industrielle. Ici chaque série est standardisée sur la série d'indices d'abondance estimés par GLM à partir des données commerciales de la pêche industrielle fournies par le CRODT pour la période 1985-2005, considérée comme série de référence.

Aussi, différentes séries d'indices d'abondance de crevettes blanches du stock de Roxo-Bijagos sont utilisées afin d'estimer un indice synthétique pour l'ensemble de la période 1967-2005. Sont pris en compte : les indices GLM estimés à partir des données de pêche industrielle (données Sopasen), les indices de Lhomme et Garcia (1984), de Gascuel et Thiam (1994) et de Caverivière et Thiam (2002). Chaque série est standardisée en prenant comme référence soit la série IA estimée par GLM à partir des données de la pêche industrielle soit la série issue du modèle global de Caverivière et Thiam (2002) soit la série IA synthétique issue des IA standardisés par la série de Caverivière et Thiam (2002).

2.2. Résultats

2.2.1. Le poulpe

❖ Ajustement des modèles

Concernant les données de campagnes scientifiques, le modèle binomial explique 27,0% de la déviance des données de présence/absence (Tableau 2.6). Les effets statistiques les plus importants, en termes de déviance expliquée, sont la profondeur et l'année. Quant au modèle gaussien, il explique 25,8% de la déviance des données d'abondance non nulles. Il prend en compte les effets statistiques significatifs mois ainsi qu'un effet d'interaction année*profondeur qui traduit des évolutions différentes de l'abondance annuelle suivant la bathymétrie (Tableau 2.6).

Pour les données usines, il n'y a pas d'effet d'interaction dans les modèles binomial et gaussien. Le modèle binomial explique 23,6% des données de présence/absence et le modèle gaussien, 34,7% des données non nulles. L'occurrence moyenne annuelle du poulpe varie peu d'une année à une autre. Pour le modèle gaussien, l'effet an explique une large part de la déviance totale. L'absence d'interaction indique que les évolutions suivent globalement la même tendance moyenne pour chaque modalité des autres effets des facteurs retenus.

Pour les données commerciales CRODT, deux indices d'abondance annuels sont estimés ; l'un, à partir des CPUE de la pêche industrielle et l'autre à partir des données de la pêche artisanale.

Pour la pêche industrielle, les variables explicatives retenus pour le modèle binomial expliquent 15,9% de la déviance totale et sont l'année, la saison, la zone et la classe TJB (Tableau 2.8). Les deux effets simples année et classe TJB expliquent une part importante de la déviance expliquée. Quant au modèle gaussien, il explique 34.5% de la déviance totale (Tableau 2.8). Les trois effets année et mois expliquent une part importante de la déviance. L'effet mois montre un effet saisonnier très marqué. L'effet année traduit la forte variabilité interannuelle de la l'abondance du poulpe.

Concernant les données de la pêche artisanale, le modèle GLM avec une distribution gaussienne est appliqué au logarithme des captures par sortie, il tient compte de la distribution log-normale de ces dernières. Pour un grand nombre de sorties des piroguiers, du poulpe a été débarqué, indiquant ainsi que la distribution des prises par sortie suit une loi gaussienne. Les effets retenus sont l'année, le mois, la zone et le type d'engin de pêche (Tableau 2.9). L'effet type d'engin de pêche explique une part importante de la déviance expliquée par le modèle. Le type d'engin de pêche utilisé explique donc en grande partie l'abondance moyenne annuelle observée. Cependant les effets année, mois et zones sont aussi significatifs. L'effet année montre une forte variabilité interannuelle de l'abondance et l'effet mois, un effet saisonnier bien marqué.

❖ Schéma de répartition spatio-temporelle

Les résultats montrent que l'occurrence du poulpe est particulièrement importante dans la région sud, plus précisément sur la Petite Côte (Mbour) (Figures 2.1a, 2.3a, 2.5a). Le poulpe est aussi présent dans la région Nord (Saint-Louis) mais avec des occurrences plus faibles que sur la petite Côte. Les occurrences les plus faibles sont observées en Casamance. Ceci permet de localiser le stock de poulpe, avec plus ou moins de précision. En effet, le stock poulpe se situerait dans la région Sud du Sénégal, plus précisément sur la Petite Côte. Dans cette région, les fortes occurrences de poulpes sont observées à des profondeurs allant de 50 à 200 m (Figure 2.1b). Donc les poulpes vivent plus au fond du plateau continental. Il existe deux périodes principales d'occurrence du poulpe : la première, d'avril à mai et la seconde, d'août-septembre (Figures 2.1c, 2.3b, 2.5c).

Les rendements élevés de poulpes sont observés dans la région Sud du pays où l'essentiel des captures se font dans cette partie du pays, plus particulièrement à Joal (Figures 2.3, 2.5., 2.7). On note aussi des abondances élevées à Saint-Louis mais de moindre importance par rapport à celles observées sur la Petite Côte. En fonction de la bathymétrie, les abondances élevées sont observées entre 10 et 50 m en 1986-1987 et entre 50 et 200 m sur la période 1987 et 1995 (Figure 2.2c). Les abondances de poulpes élevées sont observées au printemps, de mars à avril et en été, de juillet à septembre et les abondances faibles, en juin et d'octobre à février de l'année suivante (Figures 2.2b, 2.3d, f, 2.5e, 2.7b).

❖ Evolution d'abondance

Sur la période 1986-1995, les données de campagnes scientifiques montrent une légère augmentation (Figure 2.2c). Bien que l'effet d'interaction profondeur/année soit significatif, les évolutions d'abondance sont peu différentes dans les classes de bathymétrie 10-50 et 50-200 m. L'indice moyen de ces deux strates est finalement conservé comme indice global d'abondance.

Sur la période 1996-2005, l'abondance du poulpe estimée à partir des données de l'usine Sopasen montre des variations interannuelles importantes sans tendance nette (Figure 2.4). On constate que

l'occurrence annuelle varie peu et que les indices d'abondance annuels sont presque égaux à ceux estimés par le modèle gaussien (Figure 2.4). Les indices d'abondance restent faibles pour la période 1996-1998 puis augmentent brusquement durant l'année 1999 avec une abondance annuelle jamais enregistrée auparavant. Cette année est suivie d'une diminution remarquable de l'abondance en 2001. A partir de cette année, les données montrent une légère augmentation avec des valeurs d'indices d'abondance inférieures en moyenne à 30 Kg par jour de bateau en mer.

L'évolution de l'indice d'abondance, estimée à partir des données commerciales de la pêche industrielle fournies par le CRODT sur la période 1985-2005, montre aussi des variations interannuelles importantes sans tendance particulière (Figure 2.6). Excepté les années 1987 et 1988, l'occurrence du poulpe est toujours supérieure à 60% et varie peu d'une année à une autre. Les indices d'abondances sont presque estimés par le modèle gaussien. Globalement, les indices d'abondances augmentent progressivement sur la période 1985-1994, puis diminuent jusqu'en 1998. Ils augmentent brusquement durant l'année 1999 où les abondances ont été très élevées (135 Kg/jour de pêche). Après cette augmentation, on note encore une diminution nette de l'abondance en 2001. Cette année est suivie d'une augmentation légère de l'abondance jusqu'à 2004. En 2005, on observe un indice d'abondance moyen de 25 Kg/jour de pêche, diminuant de moitié de l'abondance en 2004.

Quant à l'évolution de l'indice d'abondance, estimé à partir des données commerciales de la pêche artisanale fournies par le CRODT sur la période 1989-2005, elle montre une forte variabilité interannuelle de l'abondance du poulpe sans tendance nette (Figure 2.7d).

Les différents indices d'abondance estimés sur la période 1985-2005 présentent la même évolution (Figure 5.8a). En moyenne, l'abondance annuelle varie d'une année à une autre sans tendance nette (Figure 5.8b). L'exploitation a commencé de façon effective avec l'apparition massive de poulpes en 1986. Cette année est suivie d'une diminution considérable de l'abondance en 1987 puis une d'augmentation irrégulière jusqu'en 1991. A partir de cette année, l'abondance diminue nettement jusqu'en 1998, avec cas même une légère hausse en 1994. En 1999, on observe une brusque augmentation exceptionnelle de l'abondance du poulpe. Cependant en 2001, le stock a connu une forte diminution, avec un indice d'abondance annuel moyen inférieur à 20 Kg/jour de pêche. Entre 2002 et 2004, les abondances ont encore légèrement augmenté mais diminuent brusquement pour l'année 2005. Cependant sur la période 2002-2005, on constate que les biomasses sont plus élevées par rapport à la période 1993-1998.

Tableau 2.6. Modélisation GLM des CPUE de poulpe, structure des modèles et résultats statistiques (Sources : Campagnes scientifiques)

Modèle binomial : Présence/absence Poulpe ~ Bathymétrie + Année + Zone + Saison

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			1415	1939.02		
Bathymétrie	2	204.63	1413	1734.38	10.55	3.67E-45
Année	9	243.69	1404	1490.70	12.57	2.15E-47
3 Zones	2	55.00	1402	1435.70	02.84	1.14E-12
Saison	2	21.06	1400	1414.64	01.09	2.67E-05

Modèle gaussien : CPUE Poulpe ~ Année * Profondeur + Mois

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			612	1076.4		
Année	9	97.92	603	978.48	9.10	5.53E-12
Bathymétrie	1	45.07	602	933.42	4.19	8.11E-09
Mois	4	76.87	598	856.55	7.14	1.42E-11
Année: bathymétrie	9	58.21	589	798.34	5.41	2.20E-06

Tableau 2.7. Modélisation GLM des CPUE de poulpe de la pêche industrielle sénégalaise (Sources : données Sopasen)

Modèle binomial : Présence/absence Poulpe ~ Année + Mois + 8 Zones+ Bateau

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			1045	1338.86		
Année	10	108.81	1035	1230.05	8.13	9.27E-19
Mois	11	99.23	1024	1130.81	7.41	0.00
8 Zones	7	58.53	1017	1072.28	4.37	2.97E-10
Bateau	9	48.76	1008	1023.52	3.64	1.84E-07

Modèle gaussien : CPUE Poulpe ~ Année + Mois + 8 Zones+ Bateau

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			691	3163.6		
Année	10	480.5	681	2683.2	15.19	6.77E-28
Mois	11	215	670	2468.1	6.80	2.11E-10
8 Zones	7	315.7	663	2152.5	9.98	6.96E-19
Bateau	9	84.9	661	2067.6	2.68	1.29E-06

Tableau 2.8. Modélisation GLM des CPUE de poulpe de la pêche industrielle sénégalaise (Sources : données commerciales CRODT)

Modèle binomial : Présence/absence Poulpe ~ Année + Mois + 3 Zones+ Classe TJB

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% deviance	P(> Chi)
NULL			3289	3352.7		
Année	20	268.4	3269	3084.3	8.01	2.18E-45
3 Saisons	2	57.8	3267	3026.6	1.72	2.86E-13
3 Zones	2	12.8	3265	3013.7	0.38	1.64E-03
Classe TJB	5	194.5	3260	2819.2	5.80	4.19E-40

Modèle gaussien : CPUE Poulpe ~ Année + Mois + 3 Zones + Classe TJB

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% deviance	P(> Chi)
NULL			2609	12400.1		
Année	20	1423.4	2589	10976.7	11.48	7.39E-83
Mois	11	1385.8	2578	9590.9	11.18	4.42E-87
3 Zones	2	107.4	2576	9483.5	0.87	4.20E-08
Classe TJB	5	1354.8	2571	8128.7	10.93	2.12E-90

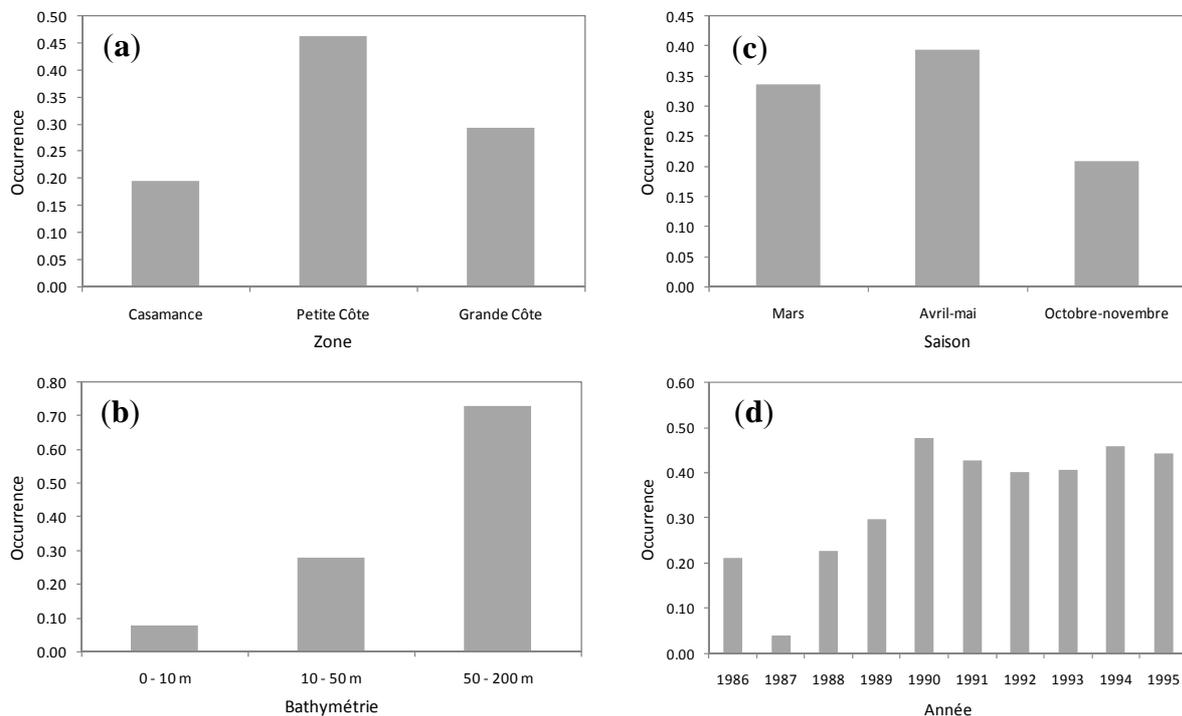


Figure 2.1. Répartitions géographique (a), bathymétrique (b) et temporelle (saison (c), année (d)) de l'occurrence du poulpe, *O. vulgaris*, estimée à partir des données de campagnes scientifiques

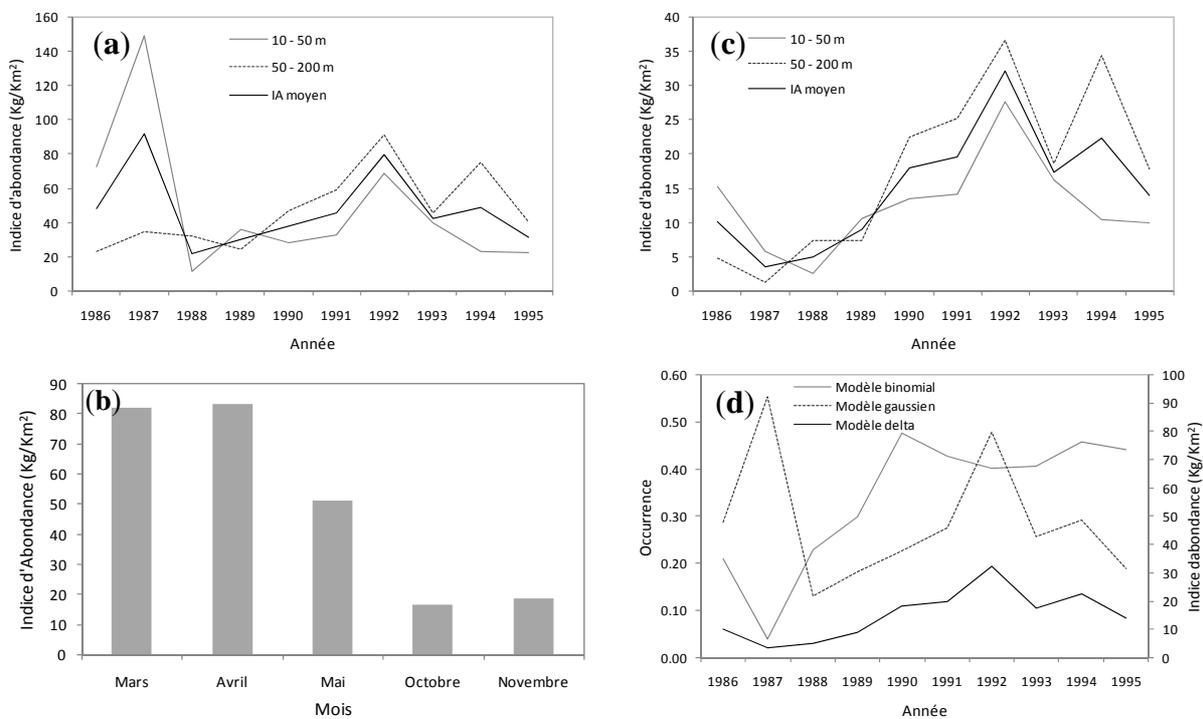


Figure 2.2. Indices d'abondance du poulpe estimés à partir des données de campagnes scientifiques et selon différents modèles: (a, b) modèle gaussien, (c) modèle delta et (d) tous les modèles

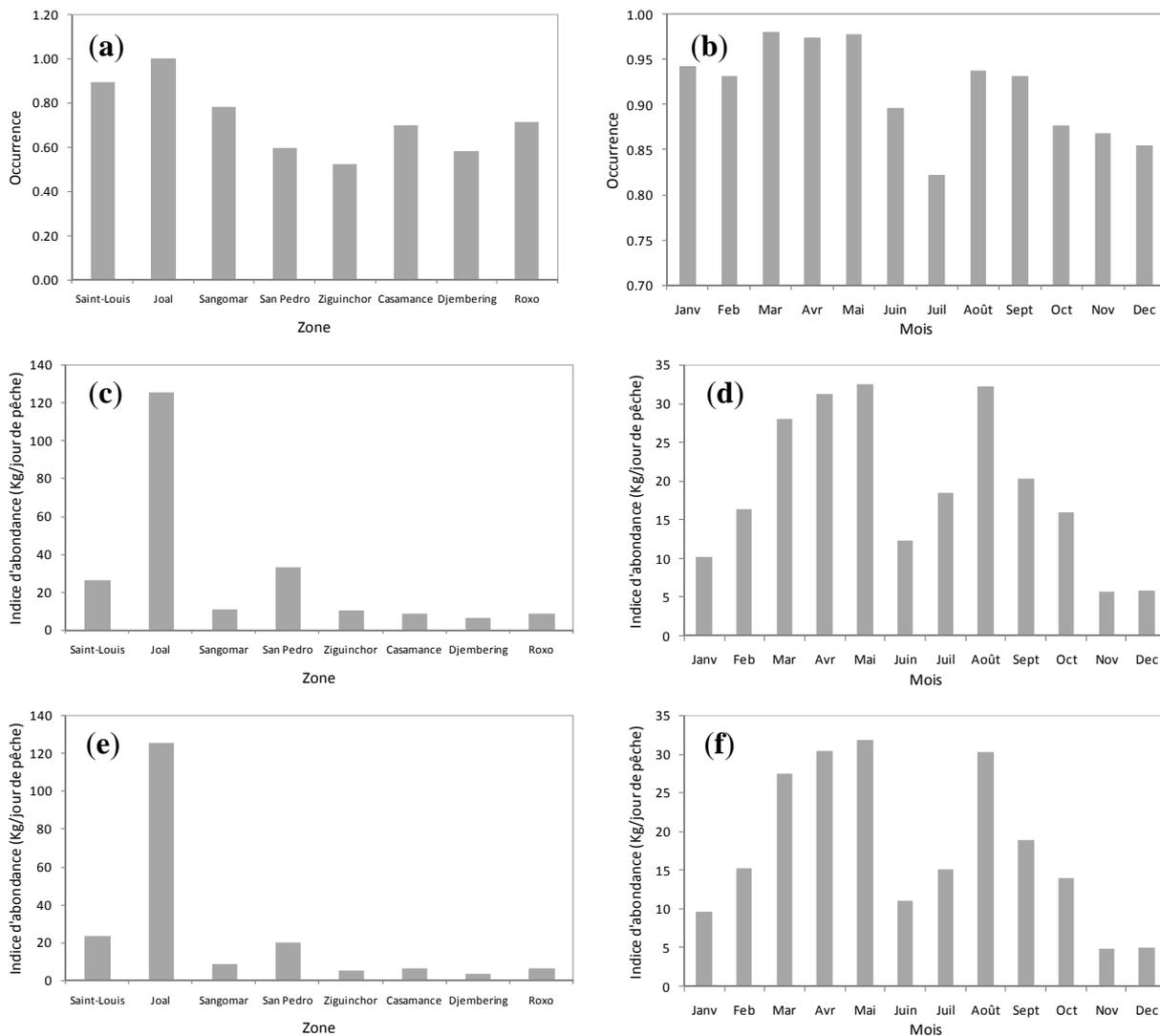


Figure 2.3. Répartitions géographiques et variations saisonnières de l'occurrence (a, b), des indices d'abondance (c, d) et de l'abondance (e, f) de *O. vulgaris* (source : données Sopasen)

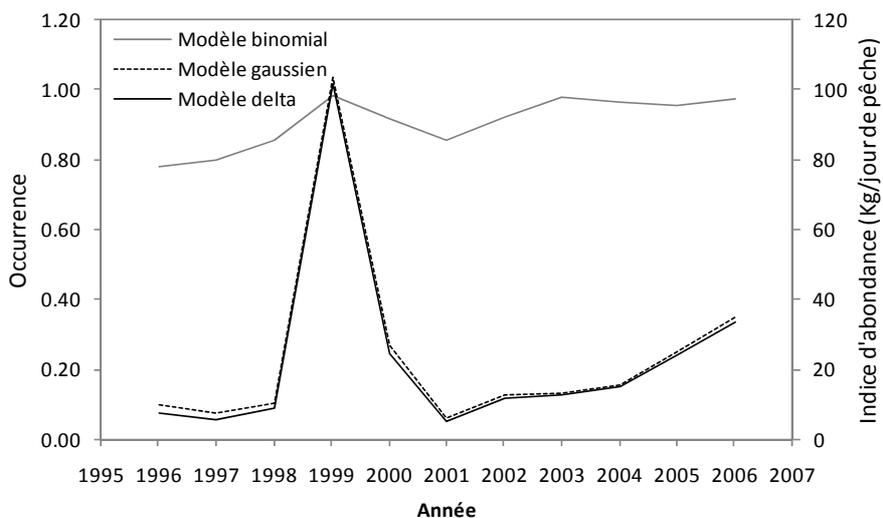


Figure 2.4. Indices d'abondance et occurrence du poulpe estimés à partir des données Sopasen.

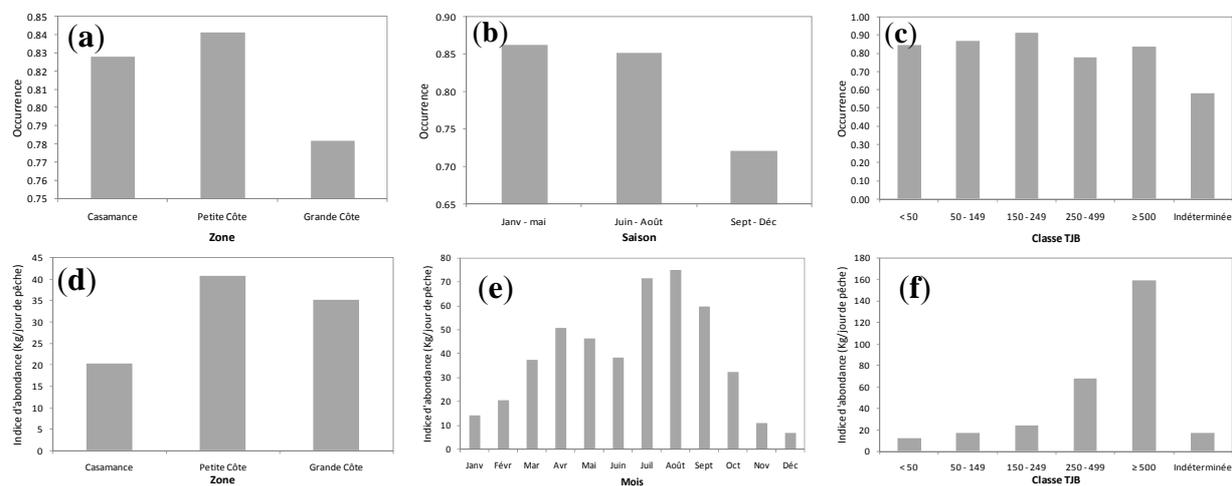


Figure 2.5. Répartitions géographiques, variations saisonnières et suivant la classe TJB de l'occurrence (a, b, c) et de l'abondance (d, e, f) de *O. vulgaris* (source : données commerciales pêche industrielle CRODT).

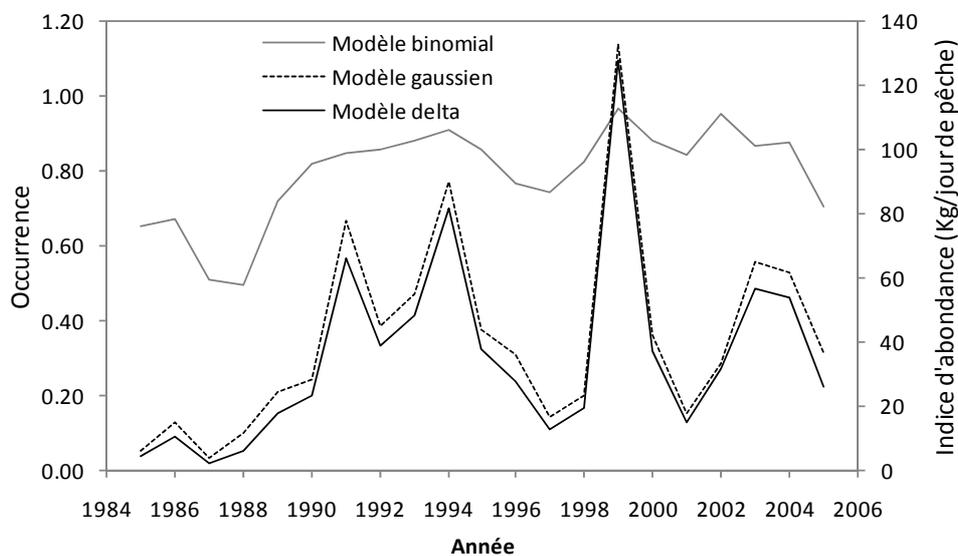


Figure 2.6. Indices d'abondance et occurrence du poulpe estimés à partir des données commerciales pêche industrielle CRODT.

Tableau 2.9. Modélisation GLM des CPUE de poulpe de la pêche artisanale (Sources : données commerciales CRODT)

Modèle gaussien : CPUE Poulpe ~ Année + Mois + 4 Zones + Type d'engin de pêche

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% deviance	P(> Chi)
NULL			1963	8897		
Année	16	279.5	1947	8617.5	3.14	5.97E-13
Mois	11	515	1936	8102.6	5.79	4.50E-31
4 Zones	3	587.7	1933	7514.8	6.61	2.59E-42
Type d'engin de pêche	7	1749.6	1926	5765.2	19.67	5.32E-122

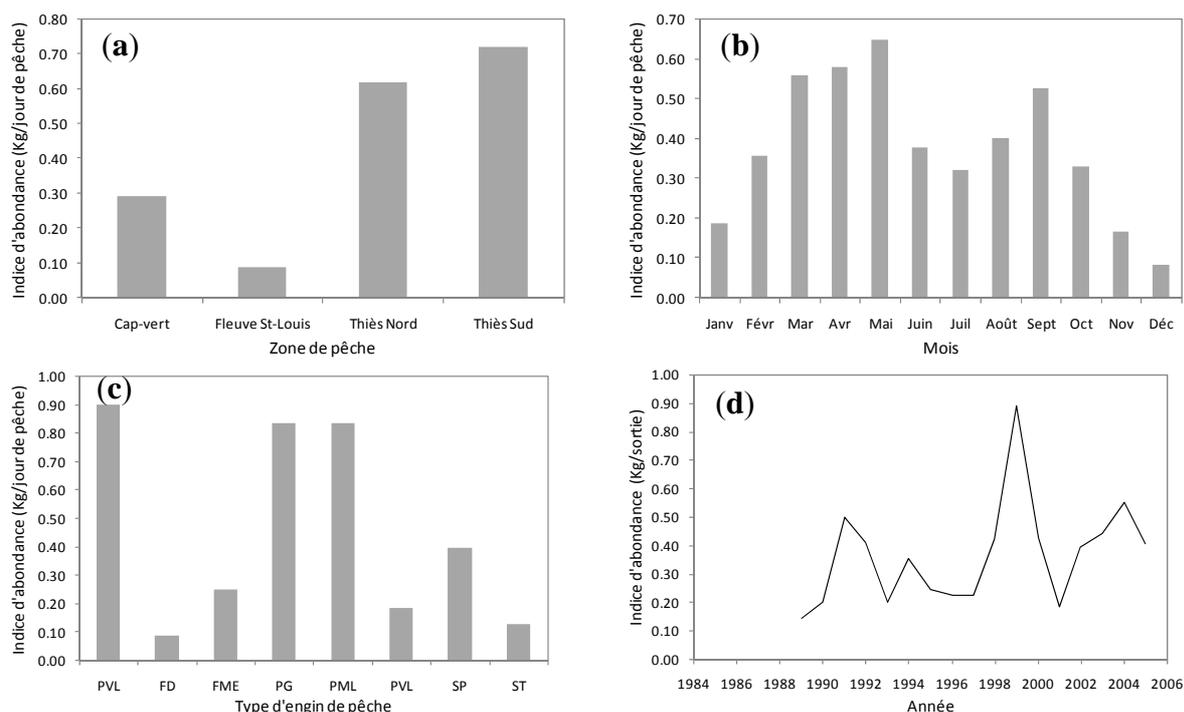


Figure 2.7. Indices d'abondance du poulpe estimés à partir des données commerciales pêche artisanale CRODT et selon différentes variables : zone de pêche (a) ; saison (b) ; type d'engin de pêche (c) et année (d).

Tableau 2.10. Indices d'abondance estimés à partir de différentes sources de données disponibles

Année	Gascuel et Thiam, 1994	IA Laurans et al., 2002	IA camp. Scient.	IA GLM Sopasen	IA GLM PIS CRODT	IA GLM PA CRODT
1985	67.10				4.27	
1986	102.70	52.88	10.15		10.27	
1987	27.40	4.62	3.61		2.09	
1988	64.60	12.09	5.02		5.85	
1989	132.20	32.97	9.09		17.47	0.14
1990	149.30	18.14	18.11		23.45	0.20
1991	266.70	15.57	19.72		65.89	0.50
1992		7.69	32.21		38.66	0.41
1993		6.05	17.45		48.27	0.20
1994		5.67	22.45		81.48	0.35
1995		4.97	13.98		37.55	0.25
1996		2.56		7.33	27.84	0.22
1997		2.47		5.62	12.56	0.23
1998		3.56		8.76	19.24	0.42
1999		35.43		101.72	127.66	0.89
2000				24.54	37.04	0.43
2001				4.95	15.09	0.18
2002				11.47	31.59	0.39
2003				12.53	56.28	0.44
2004				14.93	53.80	0.55
2005				23.80	25.87	0.41

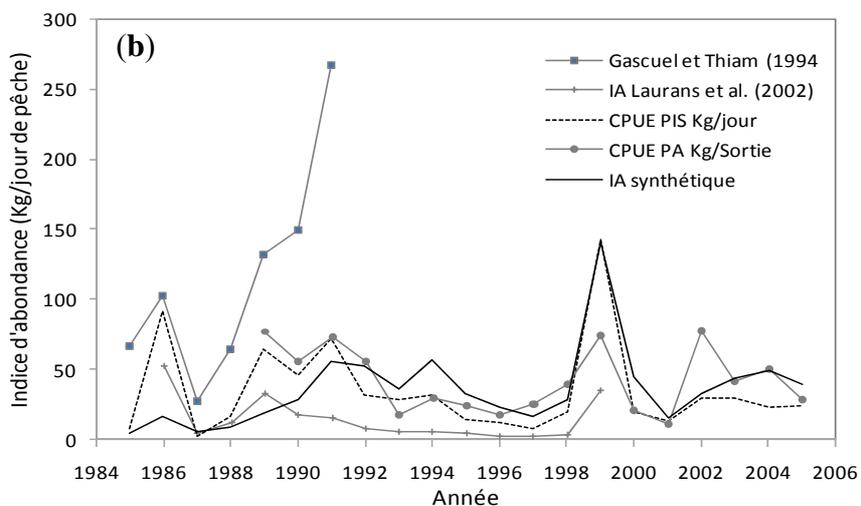
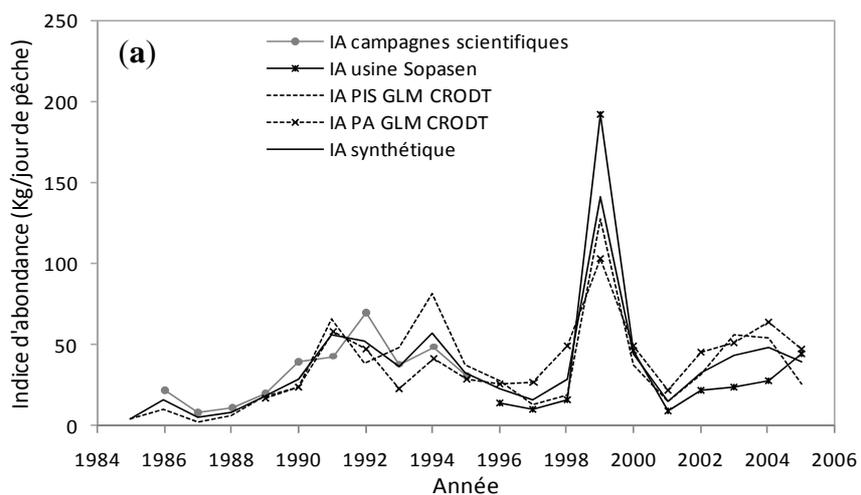


Figure 2.8. Indices d'abondance estimés pour le poulpe : indices standardisés sur la série IA de la pêche industrielle sénégalaise (a) et sur la série IA synthétique des indices d'abondances estimés (c).

2.2.2. Crevettes

Les indices d'abondance sont ici calculés à partir des seules données pêche industrielle de Sopasen et un indice moyen intégrant les données issues de la littérature est calculé.

2.2.2.1. La crevette blanche

Pour les données Sopasen, les crevettes sont débarquées presque à chaque marée ; l'occurrence annuelle est donc proche de 1. Ainsi le modèle gaussien est utilisé pour estimer les indices d'abondance annuels de crevettes. Les facteurs retenus sont l'interaction année * zone, le mois et le bateau. Le modèle explique 52.9% de la déviance totale. Les effets simples année et zone expliquent une part importante de la déviance totale expliquée. L'effet année montre une diminution nette de l'abondance des crevettes sur la période 1996-2005. L'effet zone est quant à lui, significatif, indiquant une répartition spatiale de l'abondance ; les populations de crevettes se rencontrent dans les zones nord et sud du pays, correspondant aux deux stocks de crevettes. L'effet d'interaction année : zone est significatif et améliore nettement le modèle. En revanche, l'interaction mois-zone n'est pas significative, indiquant une même saisonnalité pour les deux stocks.

La crevette blanche présente une variabilité saisonnière très marquée, avec deux périodes principales d'abondance élevées ; la première, de novembre à février et la seconde, de juin à septembre (Figure 2.9b). A cette variabilité saisonnière, s'ajoute une variabilité spatiale avec des indices d'abondances plus élevées au sud du Sénégal qu'au Nord (Figure 2.9b). Le stock de crevettes sud est donc plus important, en termes d'abondance que le stock nord. L'essentiel des captures nationales de crevettes sont fournies par le stock de Roxo-Bijagos d'où l'importance des flottilles industrielles dans la zone Casamance-Roxo. Le rendement moyen annuel est de l'ordre de 100 Kg par jour de pêche.

Pour les deux stocks de crevettes, l'abondance varie fortement d'une année à une autre, surtout pour le stock nord (Figure 2.10). La figure 2.10 montre aussi que le stock de Roxo-Bijagos diminue fortement, d'un facteur de 4 sur la période 1996-2005. Quant au stock nord, il ne présente pas de tendance nette. Cependant, l'abondance est beaucoup plus variable, avec quelques fois des abondances plus élevées que le stock sud, au moins pour les années récentes 2004 et 2005.

Concernant les données commerciales de la pêche industrielle sénégalaise fournies par le CRODT pour la période 1985-2005, le modèle binomial explique 28.4% de la déviance totale (Tableau 2.12). Les facteurs retenus sont l'année, la zone, le mois, la classe TJB et le nombre de jours en mer. Il existe un effet d'interaction année*zone aussi bien dans le modèle binomial que dans le modèle gaussien, indiquant l'existence de deux populations de crevettes vivant dans deux zones géographiques distinctes, l'une au Nord et l'autre au Sud. Tant pour le modèle binomial que pour le modèle gaussien, l'effet classe TJB explique la majorité de la déviance totale.

Pour les deux stocks de crevettes, l'abondance diminue fortement sur la période (Figure 2.11). Ainsi l'abondance du stock Sud a diminué de huit sur la période 1986-2005 ; de près de 80 Kg/jour de pêche en 1986, elle est passée à moins de 10 Kg/jour de pêche en mer en 2005. Les fluctuations interannuelles de l'abondance ne sont pas les mêmes pour les deux stocks. L'abondance du stock Sud est plus importante que celle du stock Nord durant les années 1986, 1987 et 1998. Exceptés ces années, l'abondance du stock Nord est plus élevée.

D'autres données commerciales de la pêche industrielle sénégalaise ont été également fournies par le CRODT pour la période 1971-2005 et concernent uniquement les crevettes capturées sur le fond de pêche de Roxo-Bijagos. Pour ces données, les résultats du modèle delta montrent aucun effet d'interaction (Tableau 2.13). Le modèle binomial explique 44.8% de la déviance totale et le modèle gaussien, 16,2%. Les mêmes variables sont retenues pour les deux stocks. En effet pour le modèle binomial, l'effet nombre de jours en mer explique la plus grande part de la déviance, quant au modèle gaussien, c'est l'effet année qui explique la grande part de la déviance du modèle.

Mis à part une certaine augmentation au cours de l'année 1975, de la période 1979-1989 et de l'année 1998, l'évolution de l'indice d'abondance montre une nette diminution d'un facteur de 9 (Figure 2.13) ; l'abondance des crevettes qui était près de 90 Kg/jour de pêche en 1975 diminue jusqu'à moins de 10 Kg/jour de pêche.

Pour le stock Sud, un indice d'abondance standardisé a été calculé à partir de plusieurs indices d'abondance dont certains tirés de la littérature pour une période beaucoup plus longue (1971-2005). La figure 2.14, obtenue après standardisation de l'indice d'abondance du stock de crevettes sud et d'autres indices d'abondance tirés de la littérature, confirme les résultats obtenus. Les séries d'indices d'abondance sont toutes corrélés à l'indice synthétique estimé (Tableau 2.14). En plus de la variabilité interannuelle de l'abondance des crevettes, l'abondance du stock sud diminue fortement sur la période 1967-2005. Les mêmes résultats sont obtenus en analysant sur la période 1971-2005, l'évolution annuelle des CPUE de crevettes de la pêche industrielle sénégalaise sur l'ensemble du Sénégal (Figure 2.15).

Pour le stock Nord, deux séries d'indices d'abondance sont estimés (Figure 2.16) ; l'une à partir des données Sopasen sur la période 1996-2005 et l'autre à partir des données commerciales de la pêche industrielle sur la période 1985-2005. En plus des variations interannuelles, l'indice d'abondance estimé sur la période 1985-2005 montre une diminution nette (Figure 2.16). Quant à l'indice issu des données Sopasen, il montre que des fluctuations interannuelles sur la période (Figure 2.16).

Tableau 2.11. Modélisation GLM des CPUE de la crevette blanche, *Farfantepenaeus notialis* de la pêche industrielle sénégalaise (Sources : données SOPASEN)

Modèle gaussien : CPUE Crevette blanche ~ Année * 2 Zones + Mois + Bateau

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			1049	1671.72		
Année	10	284.43	1039	1387.29	17.01	3.98E-69
2 Zones	7	168.9	1032	1218.39	10.10	2.50E-41
Mois	11	152.94	1021	1065.45	9.15	2.07E-34
Bateau	9	133.34	1012	932.11	7.98	1.05E-30
Année : 2 Zones	44	145.46	968	786.64	8.70	3.35E-18

Tableau 2.12. Modélisation GLM des CPUE de la crevette blanche, *F. notialis* de la pêche industrielle sénégalaise (Source : données commerciales CRODT 1985-2005, pour les deux stocks)

Modèle binomial : Présence/absence *F. notialis* ~ Année * 2 grandes zones + Mois + Classe TJB + Nombre jours de pêche + Année : 2 grandes zones

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Déviance	P(> Chi)
NULL			3289	3524.8		
Année	20	135.7	3269	3389.1	3.85	3.25E-19
2 grandes zones	1	1.4	3268	3387.7	0.04	0.2
Mois	11	74.8	3257	3313	2.12	1.51E-11
Classe TJB	5	669.1	3252	2643.9	18.98	2.35E-142
Nombre de jours en mer	1	81	3251	2562.9	2.30	2.26E-19
Année : 2 grandes zones	20	38	3231	2524.8	1.08	8.74E-03

Modèle gaussien : CPUE *F. notialis* ~ Année * 2 grandes zones + Classe TJB + Mois + Nombre jours de pêche + Année : 2 grandes zones

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Déviance	P(> Chi)
NULL			2542	8447.9		
Année	20	386.3	2522	8061.5	4.57	8.65E-23
2 grandes zones	1	45.2	2521	8016.3	0.54	2.11E-05
Classe TJB	5	1336.8	2516	6679.5	15.82	2.77E-113
Mois	11	357	2505	6322.6	4.23	4.48E-25
Nombre de jours en mer	1	15.8	2504	6306.7	0.19	1.19E-02
Année : 2 grandes zones	20	95	2484	6211.7	1.12	8.87E-03

Tableau 2.13. Modélisation GLM des CPUE de la crevette blanche, *F. notialis* de la pêche industrielle sénégalaise (Sources : données commerciales CRODT 1971-2005 pour le stock de sud)

Modèle binomial : Présence/absence *F. notialis* ~ Année + Mois + Nombre de jours en mer + 2 Zones

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% déviance	P(> Chi)
NULL			61218	81761		
Année	34	2019	61184	79742	2.47	0
Mois	11	616	61173	79126	0.75	4.376E-125
Nombre de jours en mer	1	26953	61172	52172	32.97	0
2 Zones	1	7033	61171	45139	8.60	0

Modèle gaussien : CPUE Crevette blanche ~ Année + 2 Zones + Mois + Nombre jours de pêche

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% déviance	P(> Chi)
NULL			23743	60865		
Année	34	6052	23709	54813	9.94	0
2 Zones	1	1210	23708	53603	1.99	2.834E-124
Mois	11	1735	23697	51867	2.85	9.819E-166
Nombre de jour en mer	1	852	23696	51016	1.40	5.176E-88

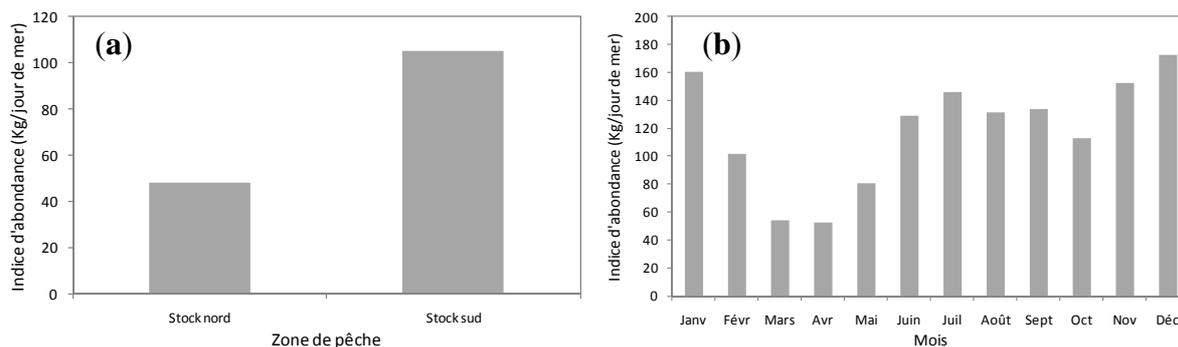


Figure 2.9. Répartition géographique (a) et variations saisonnières (b) de l'abondance des crevettes *F. notialis* (source : données Sopasen)

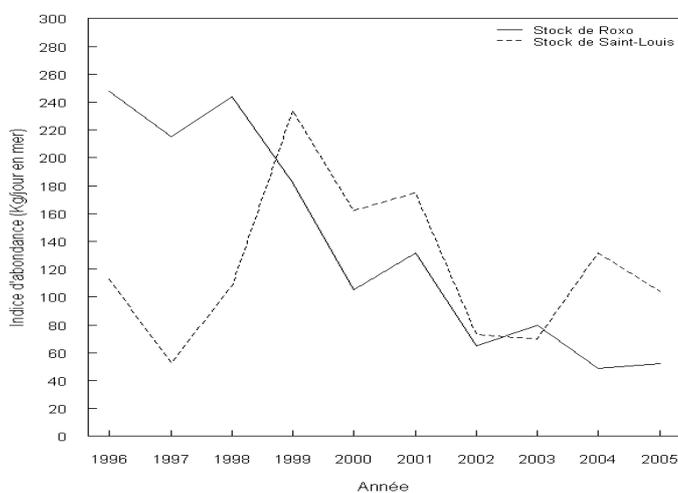


Figure 2.10. Indices d'abondance de *F. notialis* estimés à partir des données Sopasen pour les deux stocks de crevettes

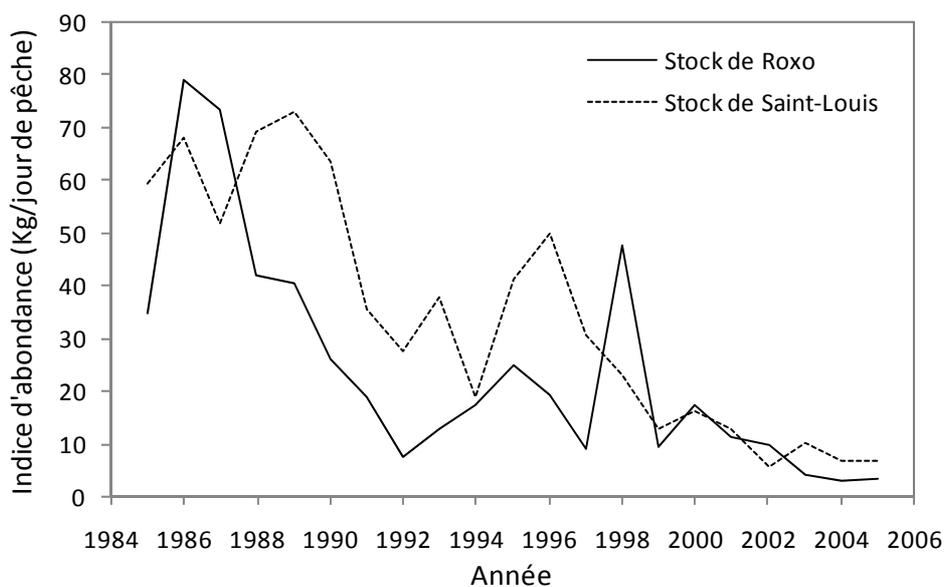


Figure 2.11. Indices d'abondance et occurrence du poulpe estimés à partir des données commerciales pêche industrielle CRODT.

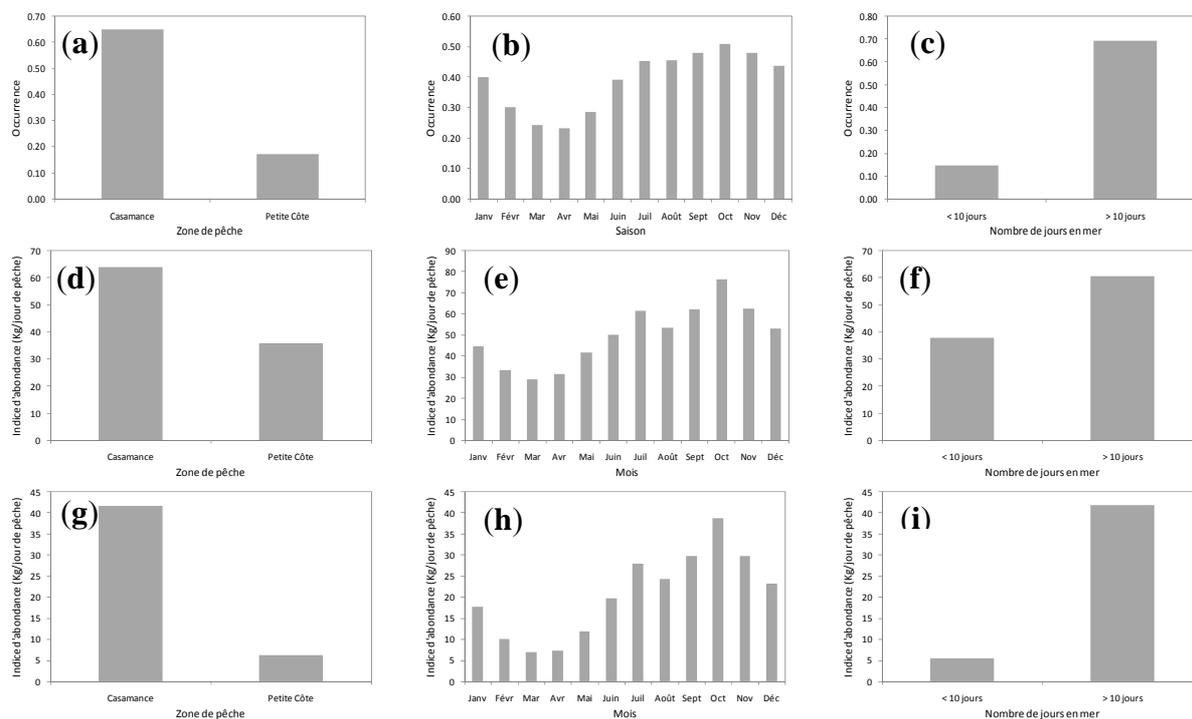


Figure 2.12. Répartitions géographiques, variations saisonnières et selon le nombre de jours en mer de l'occurrence (a, b, c) et des indices d'abondance (d, e, f) et de l'abondance (g, h, i) de *O. vulgaris* (source : données commerciales pêche industrielle CRODT).

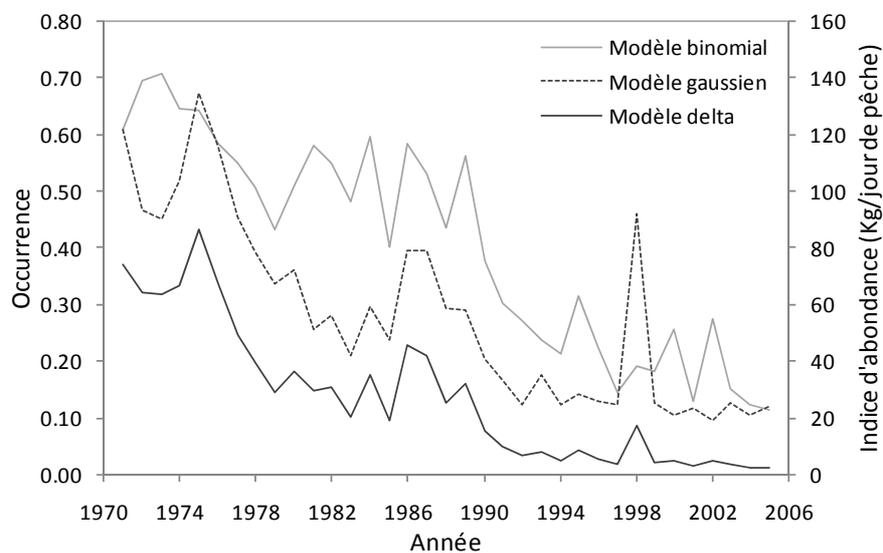


Figure 2.13. Indices d'abondance et occurrence de la crevette blanche du stock Sud estimés à partir des données commerciales pêche industrielle CRODT pour la période 1971-2005.

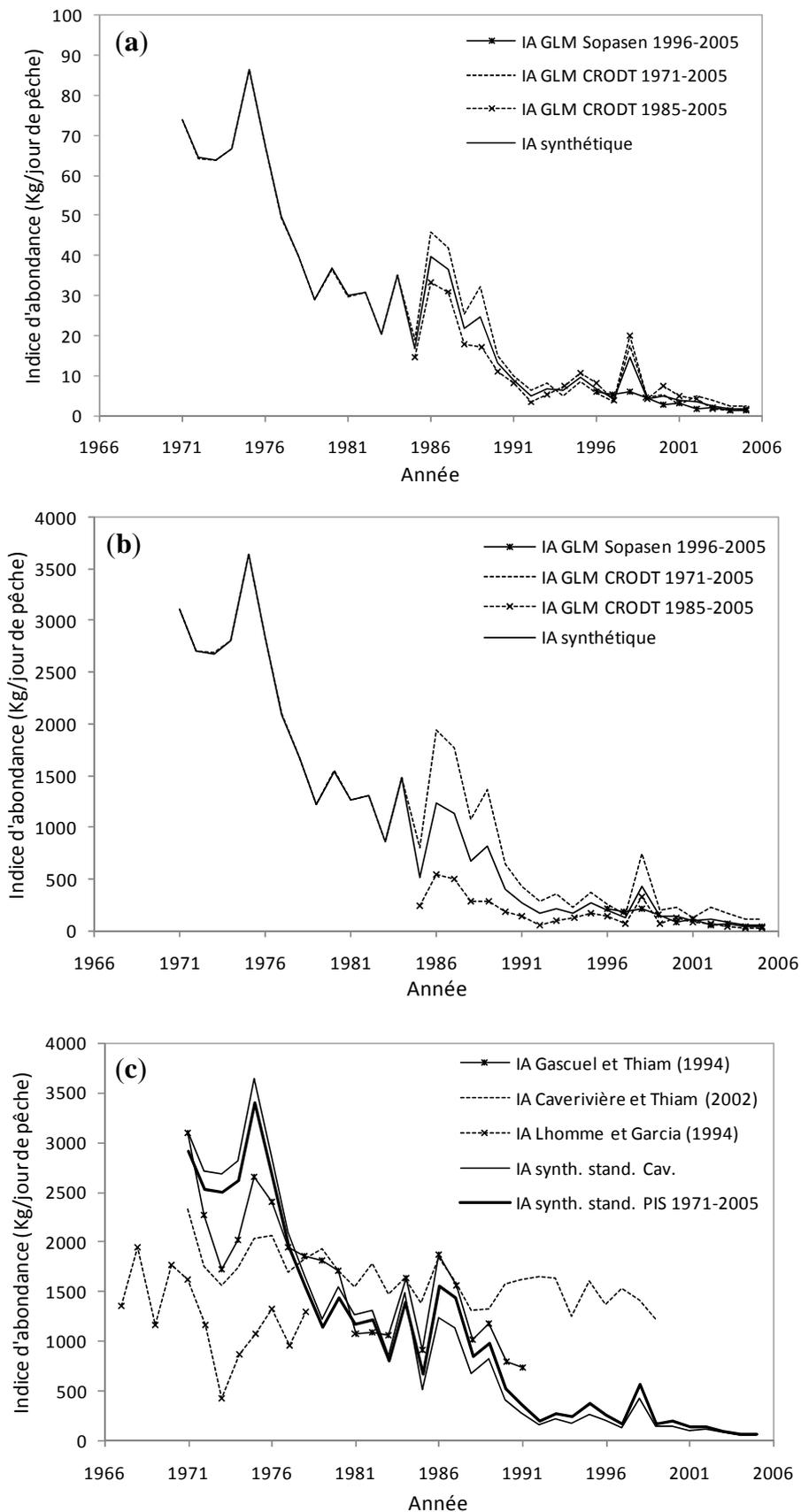


Figure 2.14. Indices d'abondance estimés pour le stock de *F. notialis* de Roxo-Bijagos : indices standardisés sur la série IA GLM de la pêche industrielle (a), sur la série IA de Caverivière et Thiam (2002) (b) et sur la série IA synthétique standardisés de Caverivière et Thiam (2002) (c).

Tableau 2.14. Coefficient de détermination entre les différents indices d'abondance du stock de crevettes sud utilisés (indices standardisés sur la série de Caverivière et Thiam (2002), le chiffre entre parenthèse indique le nombre de valeurs).

Coefficient de détermination (R^2)	IA synthétique	IA Gascuel et Thiam (1994)	IA Caverivière et Thiam (2002)	IA Lhomme et Garcia (1994)	IA GLM sopsasen 1996-2005	IA GLM CRODT 1971-2005
IA Gascuel et Thiam (1994)	0.89 (21) 1971-1991					
IA Caverivière et Thiam (2002)	58 (29) 1971-1999	0.70 (21) 1971-1991				
IA Lhomme et Garcia (1994)	0.74 (12) 1967-1978	0.54 (8) 1971-1991	0.70 (8) 1971-1978			
IA GLM sopsasen 1996-2005	0.86 (10) 1996-2005					
IA GLM CRODT 1971-2005	0.85 (35) 1971-2005	0.83 (21) 1971-1991	0.49 (29) 1971-1999	0 (8) 1971-1978	0.32 (10) 1996-2005	
IA GLM CRODT 1985-2005	0.92 (21) 1985-2005	0.95 (7) 1985-1991	0.09 (15) 1985-1999		0.44 (10) 1996-2005	0.91 (21) 1985-2005

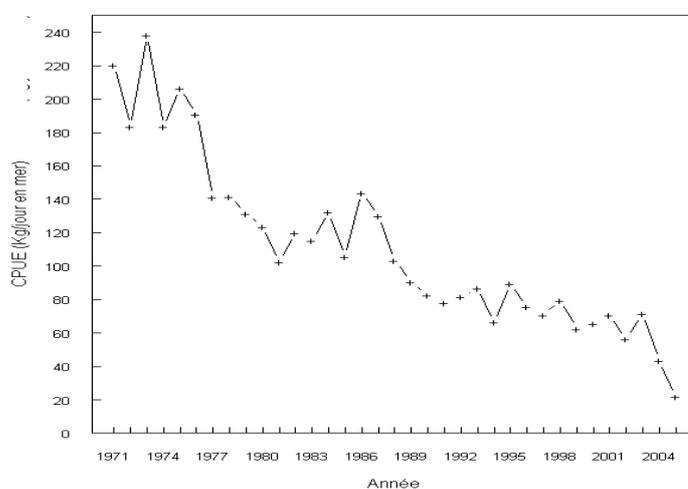


Figure 2.15. Captures par unité d'effort (Kg/jour en mer) de *F. notialis* pour l'ensemble de la pêche industrielle sénégalaise et pour toutes zones confondues (d'après CPUE CRODT).

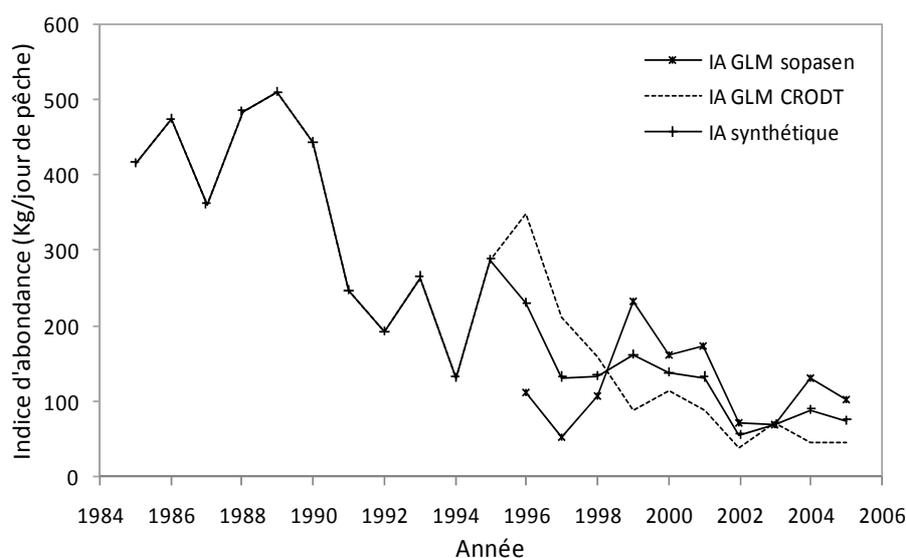


Figure 2.16. Indices d'abondance de *F. notialis* pour le stock Nord de Saint-Louis (indices standardisés sur la série d'indice d'abondance estimés par GLM à partir des données Sopsasen).

2.2.2.2. La crevette rose

L'indice d'abondance de la crevette rose, *P. kerathurus* est estimé uniquement à partir des données Sopasen. Pour le modèle binomial, les facteurs retenus sont l'interaction année * zone, mois et bateau. Il explique 39% de la déviance totale (Tableau 2.15). Quant au modèle gaussien, il explique 38.8% de la déviance totale avec comme facteurs explicatifs retenus, l'année, le mois, le bateau et la zone. Tant pour le modèle binomial que pour le modèle gaussien, l'effet année explique une large part de la déviance expliquée (Tableau 2.15). Dans le modèle binomial, l'interaction année : zone est faible mais améliore tout au moins le modèle (effet significatif). *P. kerathurus* partage les mêmes zones géographiques que *F. notialis* et se répartit aussi en deux stocks distincts (nord et sud). Il n'y a pas d'effet d'interaction dans le modèle gaussien.

L'occurrence de l'espèce est plus importante durant les mois de janvier-février et de juillet à octobre et particulièrement faible en mars et avril (Figure 2.17a). L'indice d'abondance est quant à lui, plus élevé dans la région Sud du Sénégal, plus particulièrement à Joal (Figure 2.17b). L'abondance est faible à Saint-Louis et en Casamance. L'espèce est donc présente en forte abondance sur la Petite Côte et au Sud du pays, à la frontière entre le Sénégal et la Guinée Bissau (Djembering et Roxo). La crevette rose est particulièrement abondante durant les mois de janvier-février et surtout en été, de juillet à octobre (Figure 2.17c, d). Pour les autres mois de l'année, son abondance reste faible.

Pour les deux stocks, les abondances présentent la même évolution, surtout pour la période 2000-2005, avec des abondances plus élevées pour le stock de Roxo entre 1997 et 2004 (Figure 2.18). Ils ne présentent pas de tendance particulière, par contre fluctuent fortement d'une année à une autre. L'espèce est absente dans 57% des marées ; elle est moins fréquente que la crevette blanche et représente la seconde espèce de Penaeidae côtières exploitée au Sénégal, en termes d'abondance.

Tableau 2.15. Modélisation GLM des CPUE de la crevette rose de la Méditerranée, *P. kerathurus* de la pêche industrielle sénégalaise (Sources : données Sopasen)

Modèle binomial : Présence/absence *P. kerathurus* ~ Année + 2 Zones + Mois + Bateau + Année : 2 Zones

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			1058	1449.79		
Année	10	333.84	1048	1115.95	23.03	1.07E-65
2 Zones	1	114.79	1047	1001.16	7.92	8.75E-27
Mois	11	31.25	1036	969.91	2.16	1.01E-03
Bateau	9	55.73	1027	914.18	3.84	8.83E-09
Année : 2 Zones	10	27.53	1017	886.65	1.90	2.14E-03

Modèle gaussien : CPUE *Penaeus kerathurus* ~ Année + 8 Zones + Mois + Bateau

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			598	1566.8		
Année	9	527.12	589	1039.69	33.643	4.38E-74
8 Zones	7	115.94	582	923.74	7.400	7.57E-15
Mois	11	80.08	571	843.66	5.111	4.80E-08
Bateau	9	41.92	562	801.74	2.676	5.58E-04

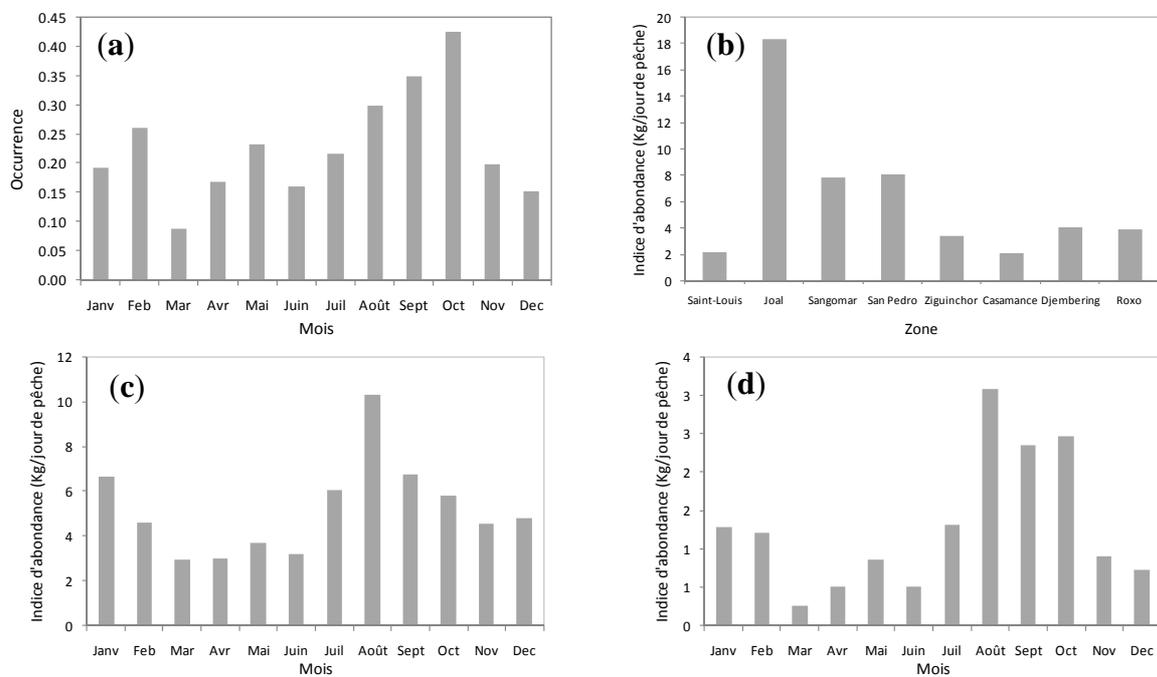


Figure 2.17. Variations saisonnières de l'occurrence (a), répartition géographique et variations saisonnières de l'indice d'abondance (b, c) et de l'abondance (d) de *P. kerathurus*.

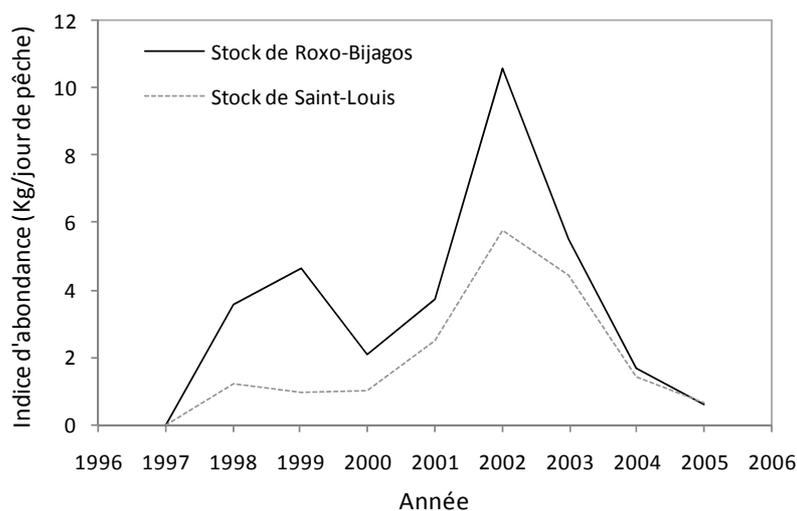


Figure 2.18. Indices d'abondance de *P. kerathurus* estimés à partir des données Sopasen pour les deux stocks de crevettes

2.2.2.3. La crevette tigrée

Le modèle binomial explique 34,3% de la déviance totale (Tableau 2.16). Les facteurs explicatifs retenus sont l'année, le mois, le bateau et la zone. L'effet année explique plus 75% de la déviance expliquée (21.4%). Ceci indique que le taux de présence de la crevette tigrée varie fortement d'une année à une autre. Quant au modèle gaussien, il explique 52,68% de la déviance totale, avec comme facteurs explicatifs conservés ; le mois et l'année, avec respectivement 25.4% et 18.6% de la déviance expliquée. Ainsi, *P. monodon* présente des variations saisonnières et interannuelles importantes. Le rendement moyen est de l'ordre de 1 à 1,5 Kg par jour de pêche. C'est une ressource moins fréquente dans les captures que les deux autres espèces de crevettes mais en pleine extension.

La crevette tigrée est principalement capturée dans la région sud, entre Sangomar et Roxo où elle trouve les occurrences les plus élevées (Figure 2.19a). De plus, elle est particulièrement abondante en été (Figure 2.19b). L'indice d'abondance est plus élevé à Ziguinchor et à Roxo (Figure 2.19c) et est important en été, durant les mois de juin à août (Figure 2.19d). L'abondance de la crevette tigrée est plus élevée dans la région Sud, plus particulièrement à Ziguinchor, avec 0.50 Kg par jour de pêche et dans une moindre mesure à Roxo (Figure 2.19e) et reste faible dans le reste du pays. Elle est aussi généralement élevée durant la période chaude, plus précisément entre les mois de juin et août (Figure 2.19f).

Au Sénégal, la crevette tigrée, *P. monodon*, est une espèce nouvelle qui a commencé à être capturée en 1997. Par exemple, l'usine Sopasen a débuté la capture de cette espèce, en décembre 1997 avec 11 Kg. Depuis cette année, les captures n'ont cessé d'augmenter (Figure 2.20). Néanmoins, deux situations remarquables sont notées : une diminution nette de l'abondance en 2000 et 2004 et un pic en 2002. Vu que *P. Monodon* est une espèce vivant dans les mêmes zones géographiques et capturée aux mêmes moments que la crevette blanche, on pourrait penser que ces deux espèces présentent des comportements biologiques et écologiques semblables, d'où un phénomène de compétition interspécifique pourrait être attendu.

Tableau 2.16. Modélisation GLM des CPUE de la crevette tigrée, *Penaeus monodon* de la pêche industrielle sénégalaise (Sources : données Sopasen)

Modèle binomial : Présence/absence *Penaeus monodon* ~ Année + Mois + 8 Zones + Bateau

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% deviance	P(> Chi)
NULL			1001	1384.72		
Année	10	295.74	991	1088.98	21.36	1.24E-57
Mois	11	45.19	980	1043.79	3.26	4.49E-06
8 Zones	7	109.1	973	934.68	7.88	1.41E-20
Bateau	9	24.64	964	910.04	1.78	3.39E-03

Modèle gaussien : CPUE *Penaeus monodon* ~ Année + Mois + 8 Zones

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			467	1121.49		
Année	9	208.84	458	912.66	18.62	1.35E-32
Mois	11	284.66	447	628	25.38	2.34E-44
8 Zones	7	97.35	440	530.65	8.68	9.81E-15

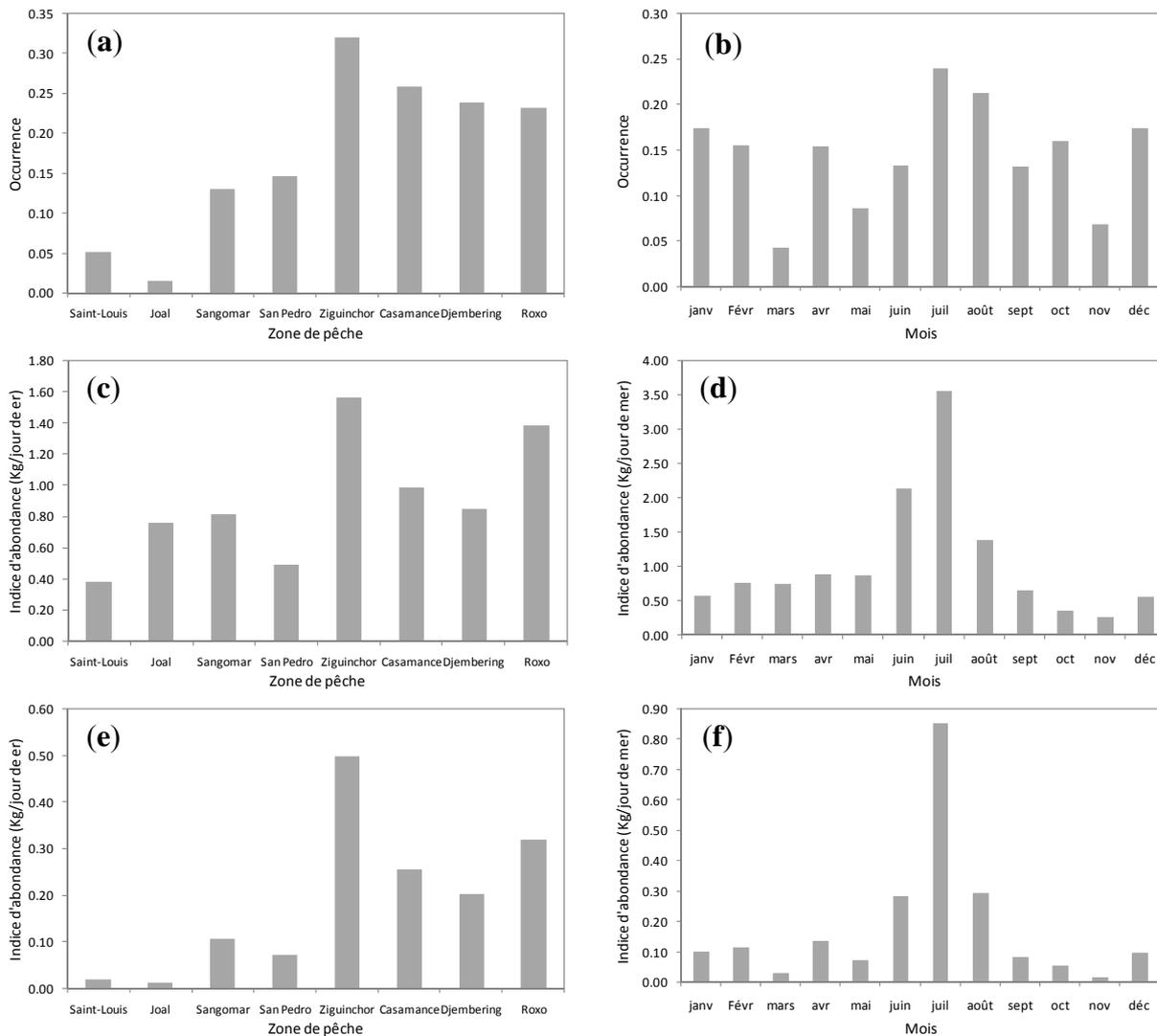


Figure 2.19. Répartitions géographiques et variations saisonnières de l'occurrence (a, b), l'indice d'abondance (c, d) et de l'abondance (e, f) de *P. monodon*

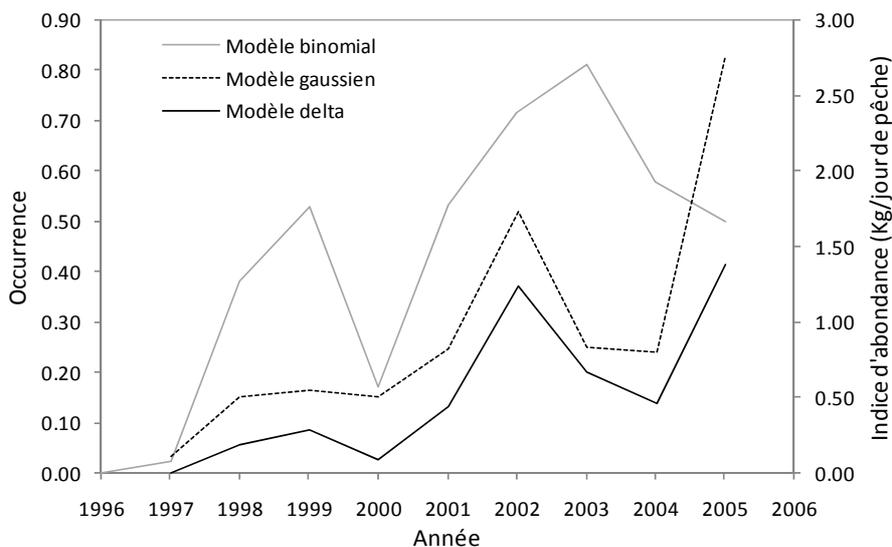


Figure 2.20. Indices d'abondance (Kg/jour de pêche) et occurrence annuels de *P. monodon* de 1997 à 2005.

2.3. Discussion et conclusions

L'analyse de l'évolution des indices d'abondance des céphalopodes et crevettes montre une variabilité interannuelle importante. Pour les céphalopodes (voir aussi annexe III, p. 200), il n'y a pas de tendance générale de l'évolution de leur abondance (très irrégulière) à échelle des trois dernières décennies, par contre, les crevettes *F. notialis* et *P. kerathurus*, quant à elles présentent une nette diminution de leur abondance au cours de cette même période et même antérieurement, depuis les années 1970 au moins. La crevette tigrée, *P. monodon* est la seule espèce dont les rendements ont augmenté considérablement depuis son apparition dans la zone au début des années 1990 (Clotilde-bâ et al., 2002), et en particulier au cours des dix dernières années mais, ceci pourrait au moins pour partie, être le résultat d'un ciblage accru de cette espèce.

Au Sénégal, le peuplement demersal est soumis, depuis une cinquantaine d'années, à une intense exploitation, entraînant ainsi des changements importants (Gascuel et al., 2004) et une instabilité accrue (Domalain et al., 2004) dans la composition du peuplement marin. Sur le long terme (5 dernières décennies), les captures de la plupart des poissons démersaux sont en nette diminution (Gascuel et al., 2004), contrairement à celles d'espèces à vie courte comme le poulpe et la crevette blanche (Caverivière et Thiam, 2002). Cette évolution du profil général des captures, au profit des espèces à fort turn over (et par conséquent capables de déplétion suivies de recolonisation rapides), peut aussi être mis en relation avec le profil général des peuplements tel qu'observé à partir de données de campagnes scientifiques par Domalain et al. (2004). Ces auteurs ont montré une instabilité des structures écologiques et des profils d'espèces erratiques d'une année à l'autre, tandis que la diversité globale serait globalement stable. Ce qui pourrait être interprété comme une certaine résilience de l'écosystème sénégalais. Un résultat important obtenu ici est cependant que l'abondance de la crevette blanche, qui est l'espèce de crevette principale, est en forte baisse depuis la fin des années 1960.

Quant à la diminution régulière des rendements de crevettes avec le temps, on pourrait la relier à l'augmentation de l'effort de pêche. Cette explication a été également proposée par Caverivière et Thiam (2002) qui avaient déjà observé cette diminution des rendements mais ils avaient alors exclu l'idée d'une surexploitation de la ressource. Dans ce contexte de diminution de l'abondance de la plupart des stocks de crevettes côtière, le stock de *P. monodon* constitue l'exception. On peut penser que son développement est pour partie, lié à la diminution des autres stocks de crevettes et/ou poissons.

On peut donc en conclure que les variations interannuelles de prédation ou autres par les principales espèces démersales ne semblent pas déterminantes sur les fluctuations d'abondance des populations de poulpes et crevettes à l'échelle annuelle. En revanche, les évolutions à long terme peuvent être liées. En fait, les relations causales entre espèces sont toujours difficiles à démontrer (et particulièrement ici du fait du « brouillage » dû aux conditions environnementales instables (en zone d'upwelling), mais aussi à des « effets retard », avec des vitesses différentes dans les dynamiques des différentes espèces ou groupes d'espèces étudiées, le résultat conduisant, pour ce qui concerne les relations interspécifiques en question, à des décalages entre les causes et les effets, les relations causales ne pouvant alors se traduire que sur le long terme mais pas à l'échelle d'observation annuelle à interannuelle à court terme (sur quelques années).

Chapitre 3 :

Evaluation de l'impact de la pêche sur la dynamique des populations de poulpe et de crevettes par modélisation structurale

Introduction

Ce chapitre constitue une étape supplémentaire dans l'analyse de la variabilité interannuelle des populations de poulpe et crevettes exploitées au Sénégal. Il permet (1) de comprendre et de quantifier les effets de la pêche sur la dynamique de ces populations et (2) d'établir un diagnostic sur leur état actuel.

La dynamique des stocks est ainsi modélisée en recourant à une approche structurale, menée sur un pas de temps mensuel pour tenir compte de la faible longévité et de la forte productivité des poulpes et crevettes. Pour ces dernières, notre analyse structurale porte sur le stock de crevettes femelles de Roxo-Bijagos. En effet, les crevettes femelles grandissent plus rapidement que les mâles et atteignent une taille maximale nettement plus élevée (Lhomme, 1981). Par la suite, l'essentiel des captures de crevettes est généralement constitué de femelles.

3.1. Evaluation du stock de poulpe

La dynamique du stock est modélisée en recourant à une approche structurale, menée sur un pas de temps mensuel. Pour cela, les captures pondérales structurées en catégories commerciales sont converties en captures numériques structurées en âges. Ces dernières sont utilisées pour l'analyse démographique détaillée de l'histoire du stock de poulpes sur la période 1996-2005 ; c'est l'analyse des cohortes ou VPA (Virtual Population Analysis). Les résultats issus de cette analyse servent de données d'entrée pour le modèle Thompson et Bell (1934) qui est un modèle d'évaluation de l'état du stock et simulation de divers scénarii d'exploitation.

3.1.1. Matériel et Méthodes

3.1.1.1. Données utilisées

❖ Captures mensuelles totales

Les captures mensuelles de poulpes, pour l'ensemble du Sénégal et par pêcherie nous ont été fournies par le CRODT. Les données de la pêche industrielle sont les captures triées par calibres et mises en cartons, soit en mer par les chalutiers soit en usines. Elles comprennent les débarquements de l'ensemble des armements qui débarquent au Sénégal (pêche industrielle sénégalaise) et les captures de la flottille étrangère constituée de tous les bateaux ne débarquant pas sur les côtes sénégalaises (pêche industrielle étrangère). Les données de la pêche artisanale sont collectées sur les différents sites de débarquements par un système d'enquêtes mis en place par le CRODT. Les données commerciales (pêche artisanale et pêche industrielle sénégalaise) comprennent les captures mensuelles (Kg) par espèce et par zone pour la période 1985-2005. Les captures de la pêche industrielle étrangère sont annuelles et couvrent la période 1983-1996.

Pour notre analyse, les données utilisées sont celles de la pêche artisanale et de la pêche industrielle sénégalaise couvrant la période 1996-2005, ceci en raison de la non disponibilité des distributions de fréquence de poids par catégories commerciales.

❖ Captures par catégories commerciales

Au Sénégal, les poulpes pêchés sont exportés. Et avant exportation, les poulpes sont triés et répartis en catégories de tailles homogènes selon la classification Mitsubishi, avant d'être mis en cartons et commercialisés. La classification Mitsubishi (Tableau 3.1) est la plus répandue et la plus utilisée, au niveau régional (Dia, 1988 ; Jouffre et al., 2000, 2002a, b) et pratiquement la seule en vigueur ces dernières années au Sénégal.

Certaines grandes usines de traitement de produits de la mer de la place nous ont fourni une copie de leurs archives concernant les quantités mensuelles de poulpes traitées, en Kg par catégories commerciales ainsi que des informations relatives à leur provenance, soit de la pêche artisanale, soit de la pêche industrielle et au type de calibrage utilisé. Ainsi, les captures mensuelles par catégories commerciales de la pêche industrielle sont obtenues auprès des entreprises Sopasen (1996-2006), Sénécrust (2002-2005) et Sénégal Pêche (2005-2006). Concernant la pêche artisanale, nous avons utilisé la distribution globale de l'usine Ikagel qui collecte, en grande partie, la production de la pêche artisanale car étant basée à Mbour où l'essentiel des captures de cette pêcherie sont débarquées. Ainsi, on prend comme représentatives de la pêche artisanale, pour la période 1996-2005, les distributions mensuelles par catégorie commerciales l'usine Ikagel.

La compilation de ces données permet d'estimer un profil mensuel moyen des captures structuré selon la classification Mitsubishi, pour chaque pêcherie. Le profil ainsi obtenu est considéré représentatif du profil réel de la capture totale pour la période analysée. Le cumul des poids des échantillons usines représente plus de 50% du poids total des prises réalisées sur l'ensemble du pays pour la période 1996-2005.

❖ Fréquences de poids par catégories commerciales

Le tri des poulpes par catégories commerciales effectué en usine fait périodiquement l'objet d'un contrôle de qualité au cours duquel des lots de poulpes, déjà triés et mis en cartons, sont sous-échantillonnés. Pour toutes les catégories commerciales, les poulpes sont de nouveau pesés individuellement. Les résultats de ces pesées nous sont fournis par diverses usines. Ils permettent d'obtenir des histogrammes de fréquence de poids par catégories commerciales.

Tableau 3.1. Classification Mitsubishi fournie par la direction de l'usine Sopasen : classes des poids individuels, en gramme de poids frais éviscérés par catégorie commerciale

Catégories commerciales	Classes des poids individuels des catégories (g)
T1	> 4500
T2]3000; 4500]
T3]2000; 3000]
T4]1500; 2000]
T5]1200; 1500]
T6]800; 1200]
T7]500; 800]
T8]300; 500]
T9]200; 300]
T10	≤200

❖ Mortalité naturelle

La mortalité naturelle est un paramètre biologique pris en compte dans l'approche analytique ; donc elle doit être estimée. Au Sénégal, lors de plusieurs études antérieures (Lanco, 1999 ; Jouffre et al. (2002a, 2002b), différentes valeurs de ce paramètre sont testées. Jouffre et al. (2002a) ont retenue une valeur raisonnable de 0.25 mois^{-1} , après une estimation basée sur la méthode de Caddy (Caddy, 1983, 1996) et en supposant une durée de vie, de l'ordre de l'année et une fécondité moyenne comprise entre 300 000 et 500 000 œufs (Caverivière et al., 2002). Cette valeur est supposée constante d'un mois à un autre et égale à tous les âges. Ce coefficient de mortalité naturelle est considéré constant pour la phase exploitée, 5^{ième} mois à la mort et dans le temps.

3.1.1.2. Estimations des captures aux âges

Les données de captures en effectifs par groupe d'âge constituent un préalable indispensable à toute évaluation par l'approche structurale. Or, ce sont les données de captures pondérales totales ou par catégories commerciales qui sont collectées sur le terrain, en particulier dans les entreprises de pêche. Ces captures sont réalisées en général par des pêcheries multispécifiques, pêche artisanale et pêche industrielle. Les captures aux âges constituent la matrice regroupant pour chaque mois, l'ensemble des captures de poulpes réalisées au Sénégal, exprimées en nombre de poulpes capturés par groupe d'âges mensuels.

La mise en forme des données consiste donc à transformer les captures pondérales mensuelles totales en captures en effectifs aux âges. Cette transformation se fait à partir des captures en Kg par catégories commerciales et de la relation de croissance de Domain et al. (2000), dans sa version exprimée en âge absolue (Jouffre et al., 2002). Cette relation de croissance est la seule obtenue sur cette espèce, par la méthode de marquage-recapture, à partir de suivi direct en mer, sur la même zone.

Cette étape, appelée prétraitement des données est la plus longue de l'analyse et regroupe un ensemble de sous-étapes ; l'extrapolation des données usines, la ventilation et le slicing.

❖ Extrapolation des données usines

Nous avons utilisé un coefficient d'extrapolation mensuel et commun à toutes les catégories commerciales, pour extrapoler les données usines en catégories commerciales (10 catégories selon la classification Mitsubishi) aux captures mensuelles totales pour l'ensemble du Sénégal (voir annexe IV, p. 204). Le coefficient d'extrapolation est le rapport du poids de la capture totale enregistrée pour l'ensemble du Sénégal sur le poids total de l'échantillon usines. Cette démarche s'appuie sur l'hypothèse forte (mais malheureusement incontournable) que les proportions des différentes catégories commerciales observées à l'usine Sopasen est représentative des proportions observées pour l'ensemble du Sénégal.

La série des données utilisées a été dès fois corrigée pour certaines valeurs mensuelles. Lorsque l'échantillon des captures connues par catégories commerciales provenant des usines dépassait la capture mensuelle totale estimée pour l'ensemble du Sénégal, le total Sénégal est remplacé par sa valeur minimale connue, soit celle de l'échantillon usine.

❖ Ventilation

Le processus continue en prenant séparément chaque catégorie commerciale, successivement de T1 à T10. Puis nous avons ventilé ou réparti la capture pondérale totale de la catégorie en nombre d'individus par classe de poids d'amplitude fine (50 g). Cette ventilation se fait à l'aide d'une fonction de répartition théorique et spécifique à la catégorie considérée. Cette fonction est obtenue par lissage (moyenne mobile) pratiqué sur l'échantillon des pesées individuelles disponibles pour la catégorie concernée. Ces données sont issues du contrôle de qualité au cours duquel des lots de poulpes, déjà triés et mis en cartons, sont sous-échantillonnés et soumis à pesées individuelles. On obtient en sortie 10 distributions de fréquences de poids, avec des classes d'amplitude de 50 g. Puis ces matrices sont sommées, afin d'obtenir pour toutes catégories confondues, une distribution unique représentant la capture mensuelle totale par classe de 50 g.

❖ Slicing

Cette dernière étape consiste à découper la distribution des captures mensuelles totales par classe de 50 g selon des bornes déterminées correspondant aux classes d'âges mensuelles. Les correspondances poids-âges sont dérivées du modèle de croissance *in situ* du poulpe de Domain et al. (2000) au Sénégal. Ce découpage est direct et permet d'obtenir en sortie le tableau complet des captures mensuelles aux âges (en nombre), utilisées comme données d'entrée de la VPA.

3.1.1.3. Analyse des cohortes

L'analyse des cohortes est une méthode d'estimation des taux instantanés de mortalité par pêche F ayant affecté le stock au cours du temps et des effectifs N passés du stock (Gascuel, 1994a). C'est donc un modèle explicatif de la dynamique passée du stock. Elle est conduite à partir des données de captures en effectifs aux âges (voir annexe IV, p. 2002) et de mortalité naturelle M . Les résultats de l'analyse sont les mortalités par pêche et par âge, les recrutements mensuels, les biomasses et productions du stock.

L'analyse des cohortes est ici conduite sur la base d'un pas de temps mensuel, pour tenir compte de la biologie de l'espèce : courte durée de vie, de l'ordre de 1 an ; croissance rapide et forte productivité.

La VPA est ajustée selon l'approximation de Pope (1972). Cette approximation revient à faire comme si l'ensemble de la capture était réalisée instantanément au milieu du mois. Cela conduit ainsi à une simplification de l'équation de survie qui permet de calculer les effectifs N directement à partir des données de mortalité naturelle M et de captures C .

$$N_{t,a} = N_{t+1,a+1} \times e^{-M_{t,a}} + C_{t,a} \times e^{-\frac{M_{a,t}}{2}}$$

avec a , classe ou groupe d'âge et t , le temps en mois.

Au début de l'analyse, les calculs sont initialisés en fixant des valeurs arbitraires pour les coefficients de mortalité par pêche F du groupe d'âge précédant le groupe + et du dernier mois de l'étude. Il s'agit des mortalités par pêche de décembre 2005 et du groupe d'âge 13. On fait ensuite converger la VPA par itérations successives en imposant des contraintes sur les mortalités par pêche du mois de décembre 2005 et du groupe d'âge 13. Au bout d'un certain nombre d'itérations, le modèle converge vers une estimation stable de toutes les inconnues, en particulier les effectifs recrutés et les mortalités par pêche.

L'analyse des cohortes est donc conduite selon la méthode de stabilisation ; méthode qui a largement été employée pour les espèces étudiées en Afrique de l'Ouest (Laurans, 2005). Le vecteur des mortalités par pêche de décembre 2005 est égal à la moyenne des mortalités par pêche des mois de décembre des années 2002, 2003 et 2004, multipliée par le paramètre a . Le vecteur des mortalités par pêche du groupe d'âge 13 est égal à la moyenne des mortalités par pêche des groupes d'âge 9 à 13 multipliée par le paramètre b .

L'étape suivante consiste à estimer a et b par une procédure de calibration de la VPA. Elle est réalisée en faisant varier les paramètres a puis b respectivement entre 0.5 et 1.5 et 0.6 et 1.5. Les différentes valeurs du paramètre a sont testées pour une valeur du paramètre b égale à 1, et vice versa. Ensuite, des coefficients de détermination sont calculés entre la somme des biomasses des groupes d'âge 9 à

14+ obtenues et l'indice d'abondance estimé par GLM. Le modèle choisi (donc les valeurs de a et b) est celui qui a la meilleure corrélation avec les indices d'abondance du poulpe, donc le meilleur R^2 .

Les effectifs du dernier groupe d'âge 14+ sont ensuite calculés. Pour cela, on utilise l'équation des captures en considérant que la capture se fait sur l'ensemble des classes d'âge supérieures à l'âge terminal, i.e. sur les individus du groupe d'âge 14 mois et plus. Donc les effectifs du groupe d'âge 14+ sont calculés par la formule suivante :

$$N_{14+} = C_{14+} \left(\frac{(F_{14+} + M_{14+})}{F_{14+}} \right)$$

Le calcul des effectifs aboutit à une matrice dont les colonnes correspondent aux mois et les lignes, les groupes d'âge. Le recrutement correspond aux effectifs des individus du premier âge d'exploitation. Autrement dit, c'est le nombre d'individus d'âge 5 mois qui entrent dans la pêcherie à chaque mois.

La biomasse est obtenue en multipliant le poids individuel moyen de chaque classe d'âge par les effectifs correspondants. Le calcul des biomasses par classe d'âge fait appel aux nombres d'individus dans la mer et aux poids moyens d'un individu dans chaque classe.

La biomasse féconde est la somme des biomasses des individus de groupes d'âge 13 et 14+ ; et ceci pour chaque mois de la période de l'analyse.

Les mortalités par pêche sont déduites des effectifs obtenus à l'aide de l'approximation de Pope, à partir d'une reformulation de l'équation de survie. De cette équation, on tire la mortalité par pêche F par mois t et par groupe d'âge a.

$$F_{a,t} = \ln\left(\frac{N_{a,t}}{N_{a+1,t+1}}\right) - M_{a,t}$$

Les évolutions des mortalités par pêche moyennes annuelles suivant les groupes d'âge sont représentées, permettant ainsi de voir l'évolution des mortalités par pêche suivant les classes d'âge et en particulier, les classes d'âge les plus exploitées.

3.1.1.4. Modèle de Thompson et Bell

Le modèle de Thompson et Bell (1934) calcule les rendements et biomasses par recrue mensuels dont la somme sur 12 mois permet d'obtenir des rendements et biomasses par recrue annuels pour différents valeurs de mortalité par pêche.

Les données d'entrée du modèle sont : les mortalités par pêche F, le recrutement R et la biomasse B estimés par la VPA mais aussi le poids moyen \bar{w} aux âges t estimé par Jouffre et al. (2002) et la mortalité naturelle M.

Le modèle permet (1) le diagnostic de la situation « actuelle » de l'année, fondé sur des simulations de variation de l'effort en maintenant un diagramme d'exploitation conforme à celui de l'exploitation pratiquée lors de l'année analysée et (2) la simulation de divers scénarii intra-annuels correspondants à des diagrammes d'exploitations hypothétiques.

Nous avons ainsi simulé les rendements par recrue (Y/R) et biomasses par recrue (B/R) qui auraient été obtenues si l'effort de pêche avait été plus élevé ou plus faible, en multipliant les mortalités par pêche par un facteur pouvant varier entre 0 et 2. On considère ainsi que les mortalités par pêche sont

directement proportionnelles aux efforts de pêche. On obtient des courbes de rendements et biomasses par recrue en fonction des facteurs multiplicatifs mf .

L'équation du modèle du modèle de rendement par recrue (in Sparre et Venema, 1998 ; Gascuel, 2008) s'exprime sous la forme :

$$\frac{Y}{R}(mf) = \sum_{t=5}^{T-1} \left(\bar{W}_t \times \frac{mf \times F_t}{mf \times F_t + M} \times \left(1 - e^{-(mf \times F_t + M)} \right) \times e^{-\sum_{i=5}^{t-1} mf \times F_i + M} \right) + \bar{W}_T \times \frac{mf \times F_T}{mf \times F_T + M} \times e^{-\sum_{i=5}^{T-1} (mf \times F_i + M)}$$

avec t , le groupe d'âge et T le groupe d'âge terminal.

La courbe de rendement par recrue permet de définir le multiplicateur du vecteur de mortalité par pêche qui permettrait une maximisation de la production. L'objectif du diagnostic est de quantifier le potentiel de production d'un diagramme d'exploitation pour un niveau de recrutement donné. Autrement dit, les rendements par recrue permettent de savoir si le régime d'exploitation mis en jeu permet de tirer un bon parti de chaque poulpe entrant dans la pêcherie, et si le recrutement est utilisé de façon satisfaisante.

Le modèle de biomasse par recrue s'exprime sous la forme :

$$\frac{B}{R}(mf) = \sum_{t=5}^T \bar{W}_t \times e^{-\sum_{i=5}^{t-1} mf \times F_i + M} \times \frac{1 - e^{-(mf \times F_t + M)}}{mf \times F_t + M}$$

La biomasse par recrue est un indicateur de l'impact de la pêche sur l'abondance du stock de poulpes. Les courbes de biomasse féconde et biomasse féconde relative par recrue permettent d'analyser l'impact de la pêche sur le potentiel reproducteur. Le diagnostic est défini pour un diagramme d'exploitation précis qui correspond à un vecteur de mortalité par pêche F .

En l'absence d'une estimation d'une ogive de maturité, l'estimation de la biomasse féconde par recrue est obtenue en prenant compte tous les individus d'âge 13 et 14+ (tous les poulpes de 13 mois et plus sont matures). Ainsi, pour chaque cohorte annuelle, la biomasse féconde par recrue (BF/R) est égale à la biomasse de tous les individus d'âge 13 et 14+ divisée par le recrutement annuel. L'équation de la biomasse féconde par recrue en fonction de mf dérive de celle de Thompson et Bell (1934) et s'exprime ainsi sous la forme :

$$\frac{BF}{R}(mf) = \sum_{t=13}^T \bar{W}_t \times e^{-\sum_{i=13}^{t-1} mf \times F_i + M} \times \frac{1 - e^{-(mf \times F_t + M)}}{mf \times F_t + M}$$

La biomasse féconde relative par recrue (BFR) est la biomasse féconde par recrue pour une mortalité par pêche F donnée divisée par la biomasse féconde par recrue à l'état vierge, i.e. sans pêche ($mf=0$) (Gascuel, 2008 in Sun et al., 2002, 2005).

$$BFR(mf) = \frac{BF / R(mf)}{BF / R(mf = 0)}$$

Notons que le modèle de Thompson et Bell (1934) ne requiert aucune hypothèse contraignante autre que celles nécessaires à l'analyse des cohortes.

Pour déterminer l'état du stock de poulpe, les points de référence suivants sont recherchés ; F_{\max} , la mortalité par pêche qui produit le rendement par recrue optimal $(Y/R)_{\max}$ et la biomasse féconde relative par recrue correspondante $(BFR)_{\max}$, $F_{10\%}$ la mortalité par pêche qui correspond à un point de la courbe de rendement par recrue où la pente est égale à 10% par rapport à la pente à l'origine. On considère généralement qu'une surexploitation de recrutement est possible si BF/R en relatif est inférieure 10%.

3.1.1.5. Analyse de la variabilité saisonnière et interannuelle

Pour analyser la variabilité saisonnière et interannuelle de la dynamique du stock de poulpe, le modèle linéaire général a été appliqué afin de décomposer la variabilité temporelle du recrutement, du rendement par recrue et de la biomasse féconde relative par recrue, en variabilités saisonnière, interannuelle et en résidus (l'interaction année et saison étant prise comme résiduelle).

Les données utilisées sont le recrutement estimé par la VPA, le rendement par recrue et la biomasse féconde relative issus du modèle de Thompson et Bel (1934). Le principe des modèles linéaires LM consiste à faire le lien entre la variable à expliquer (réponse, ici le recrutement par exemple) et les variables explicatives (l'année et le mois). Globalement, c'est le même principe que les modèles linéaires généralisés. Plus précisément, la modélisation du recrutement permet de prendre en compte les variations temporelles de la disponibilité de la ressource. Par exemple pour le recrutement, le modèle linéaire estime un nombre de recrue qui tient compte des effets année et saison qui peuvent ainsi influencer la variabilité du recrutement. Les différentes valeurs de recrutement sont transformées par le logarithme népérien afin de diminuer leur variabilité et de rendre compte des processus multiplicatifs.

$$\ln R_{y,m} = \ln A_y + \ln d_m + \ln \varepsilon_{y,m}$$

avec $R_{y,m}$ le recrutement de l'année y et le mois m , A_y l'effet de l'année y , d_m l'effet du mois m et $\varepsilon_{y,m}$ les résidus.

Un modèle linéaire est ajusté, pour chaque série, par la méthode des moindres carrés à l'aide du logiciel R (version 2.5.0).

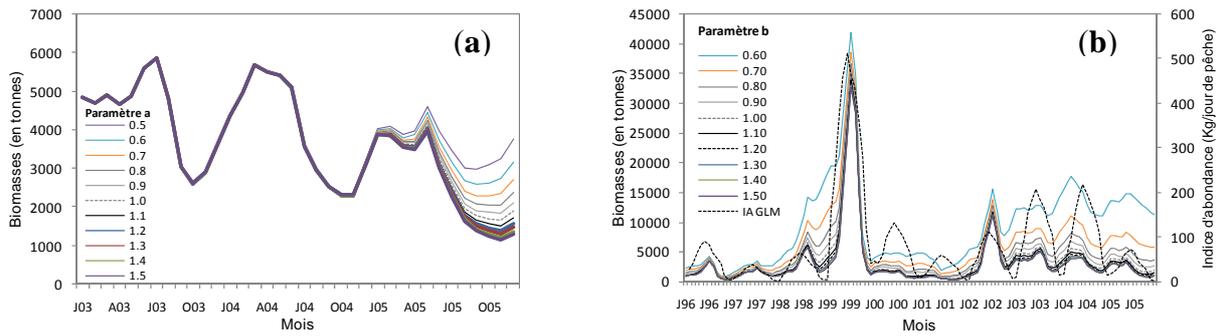


Figure 3.1. Analyse de sensibilité de l'analyse des cohortes aux mortalités par pêche terminales : évolutions mensuelles de la biomasse totale des groupes d'âge 9 à 14+ suivant différentes valeurs des paramètres *a* (a) et *b* (b).

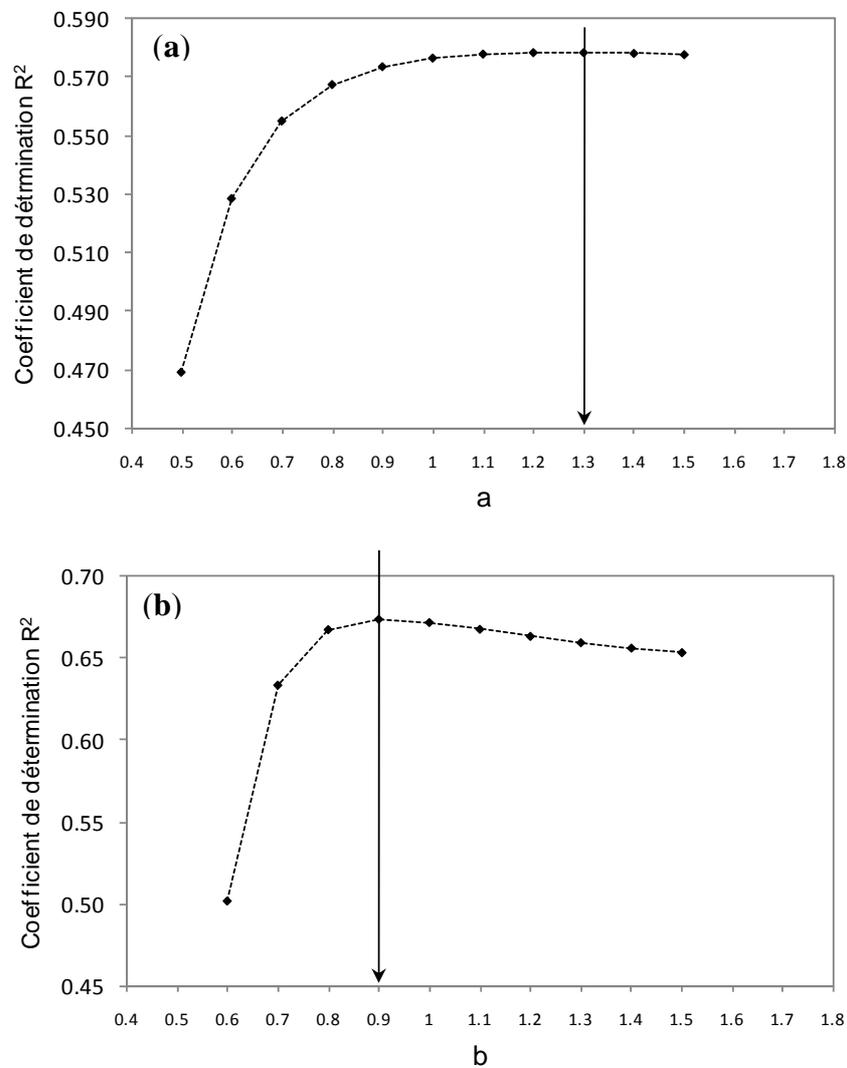


Figure 3.2. Calibration de la VPA : coefficients de détermination en fonction des paramètres *a* (a) et *b* (b).

3.1.2. Résultats

3.1.2.1. Calibration de la VPA

La propriété de la convergence de la VPA implique que les valeurs de mortalité par pêche soient très proches pour les mois anciens, quelque soient les paramètres d'initialisation de la VPA. La procédure de calibration (choix des F terminaux) met en évidence le phénomène de convergence surtout pour les mois anciens, janvier 1996-décembre 2004. Elle montre que les erreurs potentiellement commises du fait d'une estimation empirique initiale de la mortalité par pêche de décembre 2005 (Figure 3.1a) et de la mortalité par pêche du groupe d'âge 13 (Figure 3.1b), ont peu d'influence sur les mortalités par pêche estimées pour les différents groupes d'âge (Figure 3.1). Donc les résultats obtenus sont peu dépendants des valeurs de mortalités par pêche de décembre 2005 et du groupe d'âge 13.

L'analyse de la corrélation entre la biomasse estimée par la VPA et l'indice d'abondance estimé par GLM montre que le meilleur ajustement est obtenu avec la valeur de 1.3 pour le paramètre a et 0.9 pour b (Figure 3.2). Dans la suite de notre analyse, la VPA est conduite avec les paramètres a et b respectivement égaux à 1.3 et 0.9.

3.1.2.2. Dynamique des populations de poulpes

❖ Captures

Les captures commerciales de poulpes varient saisonnièrement et d'une année à une autre sans tendance particulière (Figure 3.3). Pour chaque année, le recrutement observé au printemps détermine les captures totales des mois suivants. Au moment du recrutement, les poulpes sont à leur 5^{ième} voire 6^{ième} mois de vie. Ces individus recrutés vont constituer l'essentiel des captures après 5 ou 6 mois, constituant ainsi les individus des groupes d'âge 10 à 14 mois. Cette structure des captures illustre la durée de vie du cycle, avec une mort post-ponte des individus et une période de 5 à 6 mois avant le recrutement des nouvelles classes mensuelles.

L'été est donc la période de rendement maximum pour la pêche aux poulpes. En effet, même si le poids des individus n'est pas maximal, le nombre de poulpe présents le long des côtes est plus élevé, expliquant ainsi les captures importantes de juillet à septembre.

❖ Evolution du recrutement

Le recrutement du poulpe présente une forte variabilité saisonnière et interannuelle (Figure 3.3). Le recrutement annuel moyen sur la période analysée est de 5.6 million avec un coefficient de variation élevé de 160%, avec un minimum de 0.4 million en mars 2001, année de très faibles captures et un maximum de 61.8 million en mars 1999, année de très forte abondance du poulpe. Le recrutement intervient principalement au printemps avec un pic centré autour du mois de mars et apparaît plus ou moins étalé selon les années.

Le recrutement annuel varie aussi d'une cohorte annuelle à une autre mais sans tendance particulière. Les valeurs annuelles varient entre 13 millions de recrues (cohorte 2001) et 243 millions (cohorte 1999).

❖ Evolution de la biomasse

La biomasse varie saisonnièrement et considérablement d'une année à une autre (Figure 3.4). La biomasse minimale est observée en octobre 2001 (696 tonnes) et le maximum en juillet 1999 (plus de

40 000 tonnes). Les biomasses élevées sont observées en été, en concordance avec le recrutement printanier ; les fortes biomasses des années 1999 et 2002 s'expliquent par des niveaux de recrutement annuels très élevés. Les plus faibles biomasses sont observées en octobre, quand l'abondance en mer est très faible en fin de saison de pêche et avant le recrutement de la nouvelle cohorte. Les biomasses mensuelles par groupe d'âge révèlent que le pic d'été est essentiellement composé de juvéniles et adultes et le pic du printemps, de recrues et de juvéniles (Figure 3.4). La variabilité saisonnière est due à la présence d'une unique cohorte annuelle qui résulte d'un recrutement saisonnier.

La biomasse féconde varie aussi saisonnièrement et d'une année à une autre (Figure 3.5). Les individus concernés sont ceux de 13 mois et plus qui sont déjà aptes à se reproduire. Ils sont généralement capturés de janvier à mai, correspondant ainsi à une période de reproduction en hiver. Les individus jeunes d'âge 5 à 6 mois sont pêchés entre juillet et août et constituent les jeunes individus issus de la reproduction hivernale. Parallèlement à l'apparition de ces nouvelles cohortes, les individus âgés disparaissent en liaison avec la sénescence post-reproductive. Il existe, certaines années (1998 et 2005), un second pic de reproduction durant les mois de septembre et d'octobre, en plus de celui du printemps.

Les changements systématiques de structure des populations de poulpes sont donc directement liés à la reproduction qui dépend elle-même, de l'alternance de 2 cycles hydrologiques saisonniers.

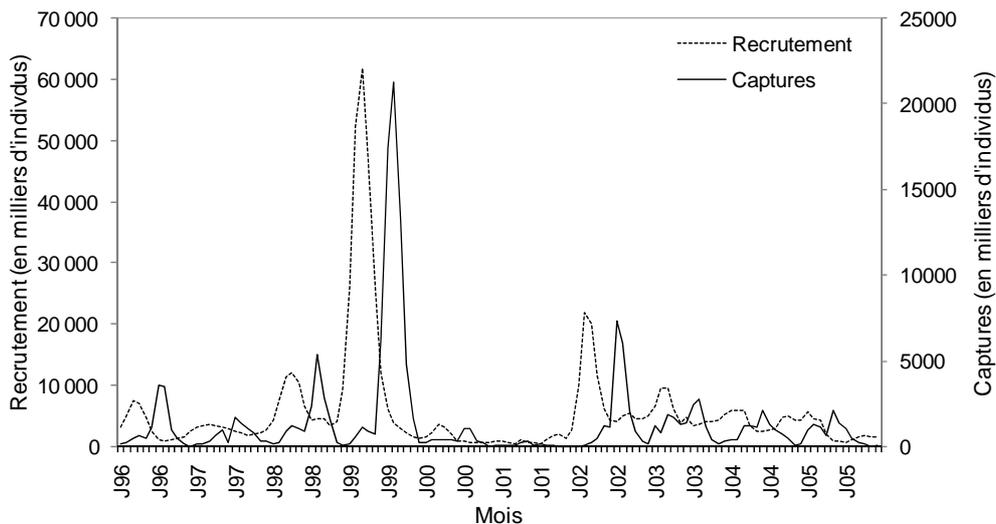


Figure 3.3. Recrutement et captures mensuels de poulpes de 1996 à 2005.

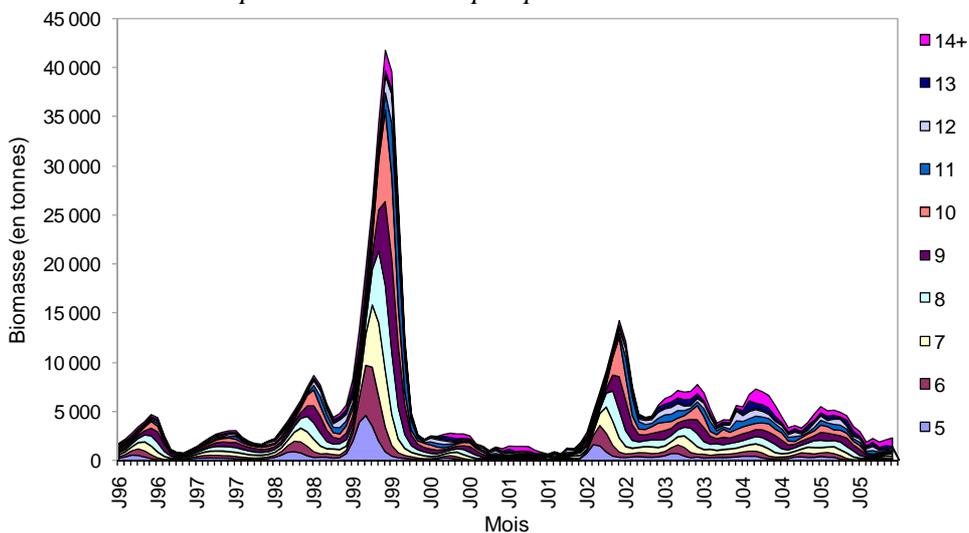


Figure 3.4. Biomasses mensuelles des 10 groupes d'âges de poulpes de 1996 à 2005

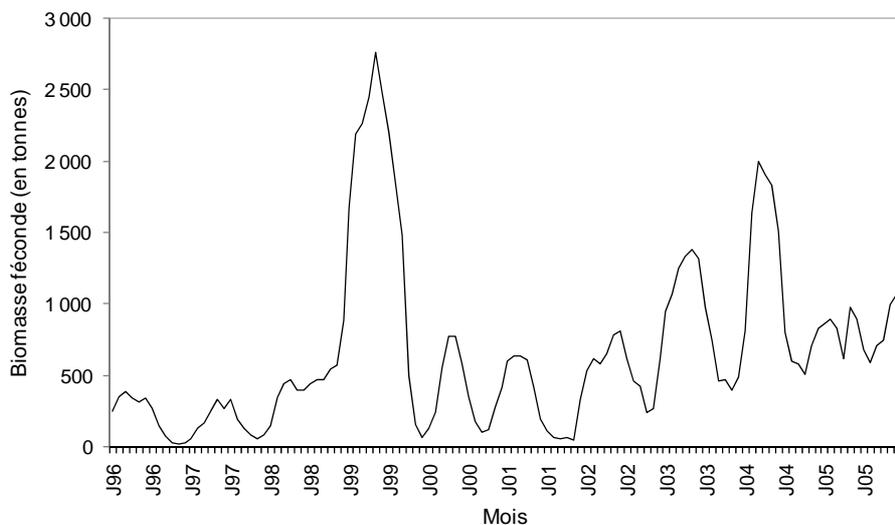


Figure 3.5. Biomasse féconde mensuelle des poulpes de 1996 à 2005.

❖ Mortalité par pêche

Les évolutions mensuelles des vecteurs des mortalités par pêche F par classe d'âge sont présentées sur la figure 3.6. Les mortalités par pêche varient saisonnièrement et d'une année à l'autre. Les mortalités élevées sont observées en été, entre juin et août, correspondant ainsi au moment où la biomasse du stock de poulpe est élevée. Après la montée des mortalités F pendant la saison de pêche, il y a une diminution plus ou moins régulière de l'ensemble dès les mois de septembre-octobre. A cette période, l'abondance du stock est faible ; les poulpes âgés ont disparu du fait de la sénescence et il n'y a pas encore renouvellement du stock.

Malgré des différences d'intensité d'exploitation d'une année à une autre, l'évolution des mortalités par pêche moyennes annuelles en fonction de l'âge reste similaire (Figure 3.7). L'allure des courbes est en forme de dôme, illustrant un phénomène de sélectivité dans sa phase ascendante alors que la partie descendante, i.e. à partir de l'âge 12, peut être interprétée comme un effet d'une baisse de la capturabilité due probablement à une baisse de la vulnérabilité des poulpes lors de la reproduction et/ou de leur phase de sénescence. L'essentielle de la pression de pêche est appliquée aux individus de groupes d'âge compris entre 7 et 14 mois et plus (Figure 3.7). Cependant, la mortalité due à la pêche des poulpes d'âge 13 mois et plus diminue nettement. Ces individus ont atteint un état de maturité avancé qui leur permet d'échapper aux engins de pêche, diminuant ainsi leur vulnérabilité. A cela, s'ajoute la mortalité post-ponte des poulpes matures qui tend à réduire leur nombre dans les captures.

La figure 3.8 présente les mortalités par pêche moyennes annuelles en fonction des groupes d'âge pour les différentes pêcheries (pêche artisanale et pêche industrielle), et ceci pour chacune des années. Globalement, le diagramme d'exploitation pour chacune des années, reste pratiquement le même pour chacune des pêcheries, malgré des différences d'intensité d'exploitation d'une année à une autre. Les groupes d'âge 8 à 14 sont généralement les plus exploités par les deux pêcheries. Ceci s'explique par l'interdiction par les responsables en charge de l'aménagement des pêcheries, de pêcher les poulpes de poids inférieur à 350 g, donc des poulpes de moins de 8 mois. Cependant, l'exploitation est très variable d'une année à une autre. Pour les années 1996, 1997, 1998, 2001, 2002, 2003 et 2004, la pêche artisanale exerce une pression de pêche plus élevée que la pêche industrielle. Et pour les années 1999, 2000 et 2005 la pression de pêche industrielle est plus importante (Figure 3.8). La pêche artisanale exploite intensément cette ressource en raison de sa rentabilité économique élevée.

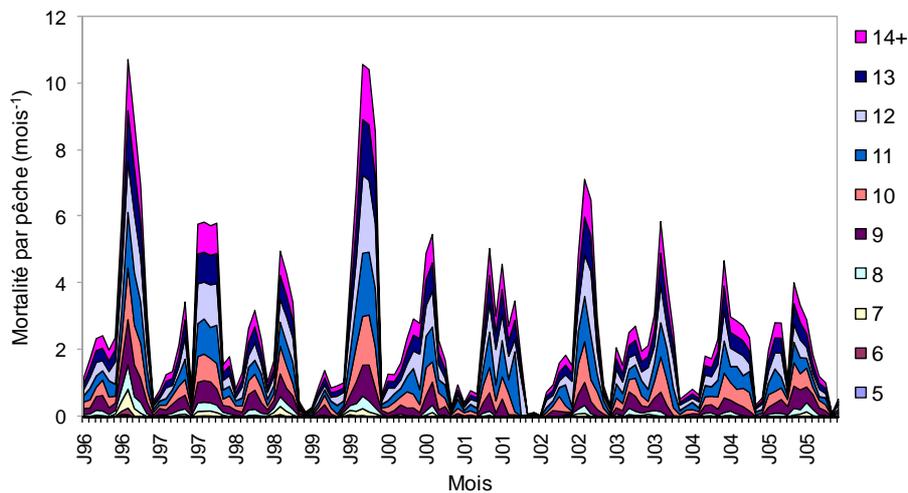


Figure 3.6. *Mortalités par pêche mensuelles des 10 groupes d'âges de poulpes de 1996 à 2005.*

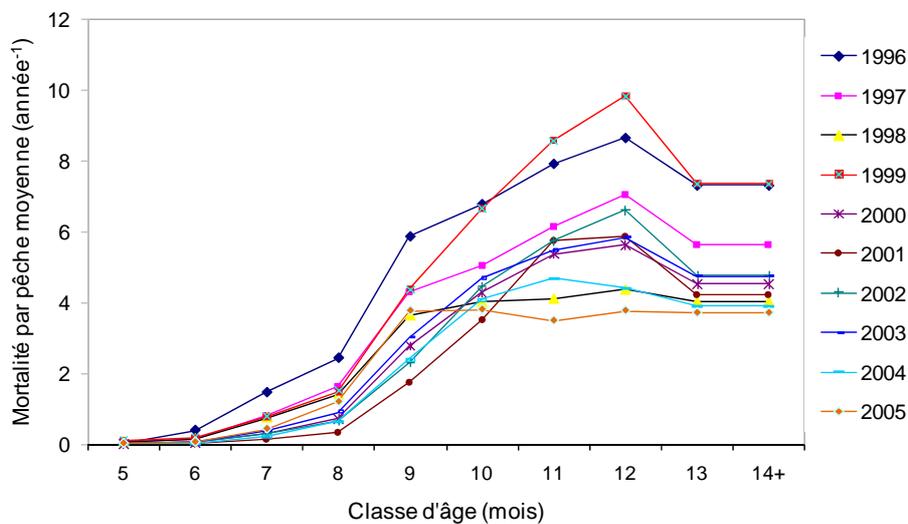


Figure 3.7. *Diagramme d'exploitation moyen annuel : mortalités par pêche moyennes annuelles en fonction des groupes d'âge de 1996 à 2005.*

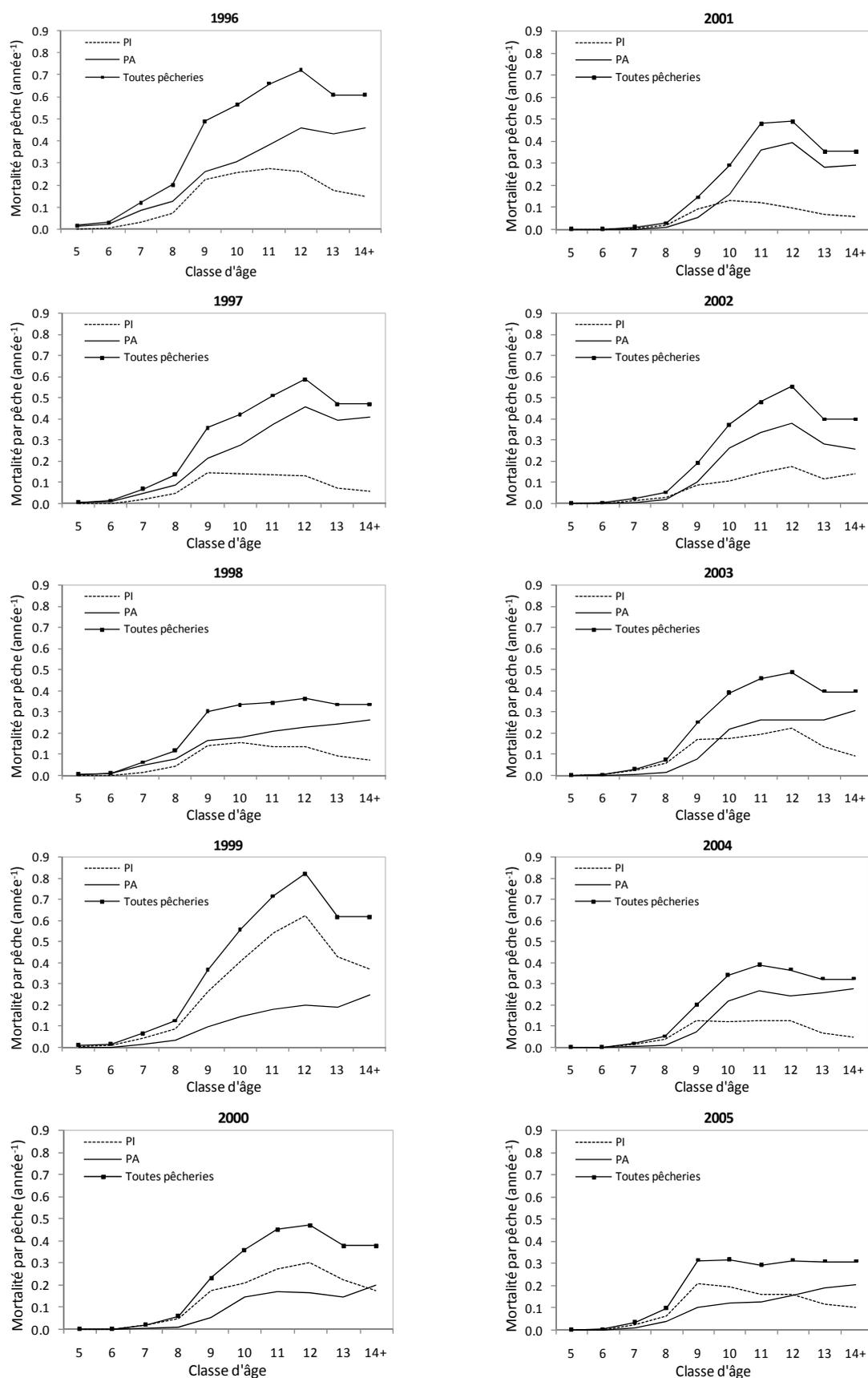


Figure 3.8. Mortalités par pêche moyennes annuelles en fonction des classes d'âge par type de pêcherie (pêche artisanale et pêche industrielle) et pour les années 1996 à 2005.

3.1.2.3. Diagnostic du stock de poulpe

Le modèle de rendement par recrue permet de quantifier le potentiel de production d'un diagramme d'exploitation, quelque soit le niveau du recrutement. Autrement dit, les rendements par recrue permettent de savoir si le régime d'exploitation mis en jeu permet de tirer le maximum de chaque recrue, et si le recrutement est utilisé de façon satisfaisante.

Les résultats obtenus montrent que les courbes de rendements par recrue en fonction du facteur multiplicatif présentent une allure générale assez similaire d'une année sur l'autre (Figure 3.9). Pour chaque année, le stock se trouve dans une situation proche de la pleine exploitation voire de légère surexploitation certaines années (1996 et 1999, Figure 3.9), et que les rendements par recrue varient peu d'une année à une autre, et ce, en dépit d'une grande différence dans les niveaux de productions annuelles (voir annexe IV, p. 204). Cette situation traduit un diagramme d'exploitation favorable.

Le diagnostic moyen sur la période 1996-2005 montre aussi une situation actuelle de pleine exploitation et que la biomasse féconde relative par recrue est de 25% par rapport à la situation de non-pêche (Figure 3.10). Et qu'une augmentation de la pression de pêche sur le poulpe pourrait affecter négativement le potentiel reproducteur.

Le diagnostic moyen de rendement par recrue est le même quelle que soit les valeurs du paramètre a : le stock de poulpe est en état de pleine exploitation. Pour le paramètre b, le modèle de rendement par recrue est très sensible et donne des diagnostics allant de situations de sous-exploitation à des situations de surexploitation ; les valeurs de b comprises entre 0.6 et 0.9 montrent une situation de sous exploitation, pour b égale à 1, le stock est en état de pleine exploitation et de surexploitation pour les valeurs de b supérieures à 1. Le modèle est donc peu sensible au paramètre a (Figure 3.11a) et très sensible à b (Figure 3.11b).

3.1.2.4. Variabilité temporelle de la dynamique du stock

Les résultats montrent une forte variabilité interannuelle du recrutement, une forte variabilité saisonnière de la biomasse féconde relative par recrue et enfin l'absence de variation majeure d'une année à l'autre du rendement par recrue (Figure 3.12).

Pour le recrutement, le modèle linéaire explique 73.39% de la variance totale. Les résultats montrent une forte variabilité interannuelle du recrutement (Figure 3.12.a, d), avec 55.28% de la variabilité expliquée par l'effet année. L'effet mois est également important et explique 18.11% de la variance totale.

Concernant le rendement par recrue, le modèle explique 48.32% de la variance observée. L'effet année n'est pas significatif (06.78% de la variance totale) mais l'effet mois explique une large part de la variance totale (41.54%). Ceci montre que le rendement par recrue varie peu d'une année à une autre et fortement entre les saisons (Figure 3.12b, e).

Enfin pour la biomasse féconde relative, le modèle linéaire explique 72.22% de la variance observée, avec une large part expliquée par l'effet mois (46.62%). Quant à l'effet année, il est aussi important et explique 24.62% de la variance totale. La biomasse féconde relative varie d'une année à une autre mais aussi fortement entre les saisons (Figure 3.12c, f).

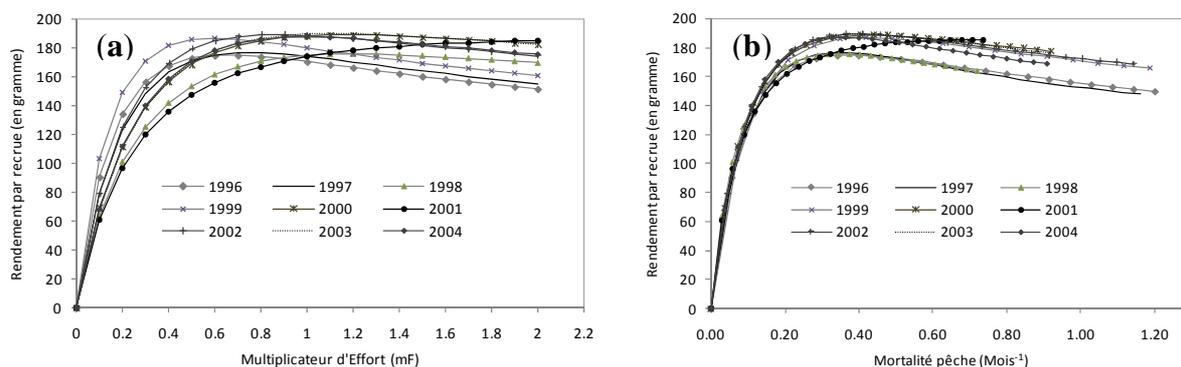


Figure 3.9. Courbes de rendements par recrue en fonction de l'effort (a) et de la mortalité par pêche (b) des années 1996 à 2004.

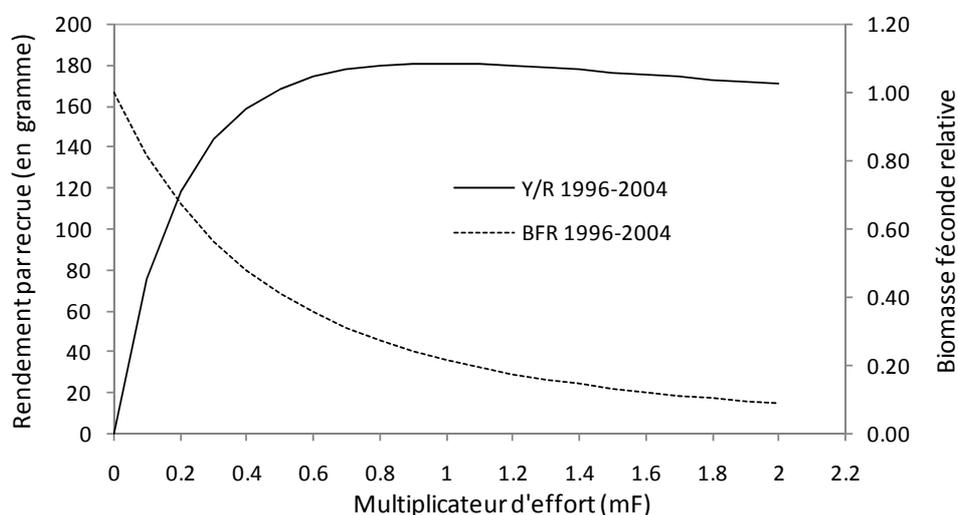


Figure 3.10. Rendements par recrue et biomasse féconde relative moyens annuels de poulpes en fonction du multiplicateur d'effort mF .

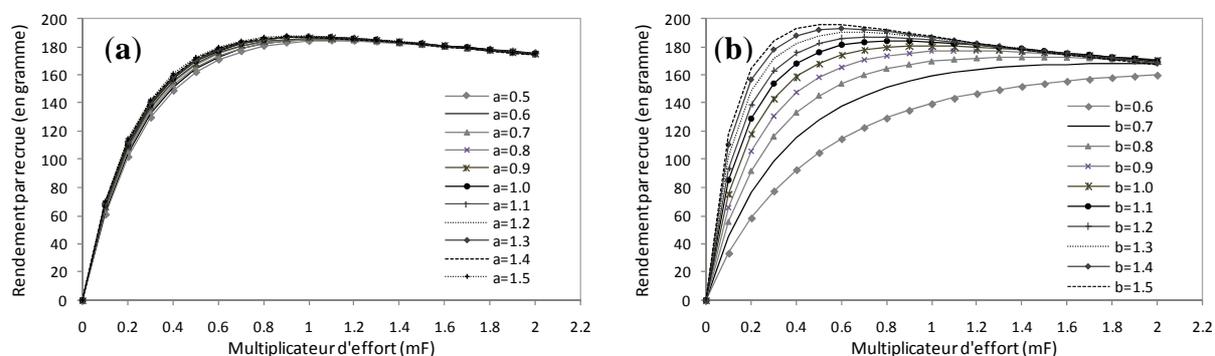


Figure 3.11. Analyse de sensibilité du modèle de rendement par recrue aux paramètres a et b : courbes de rendements par recrue en fonction du multiplicateur d'effort et pour différentes valeurs de a , pour l'année 2005(a) et b , pour la période 1996-2004 (b).

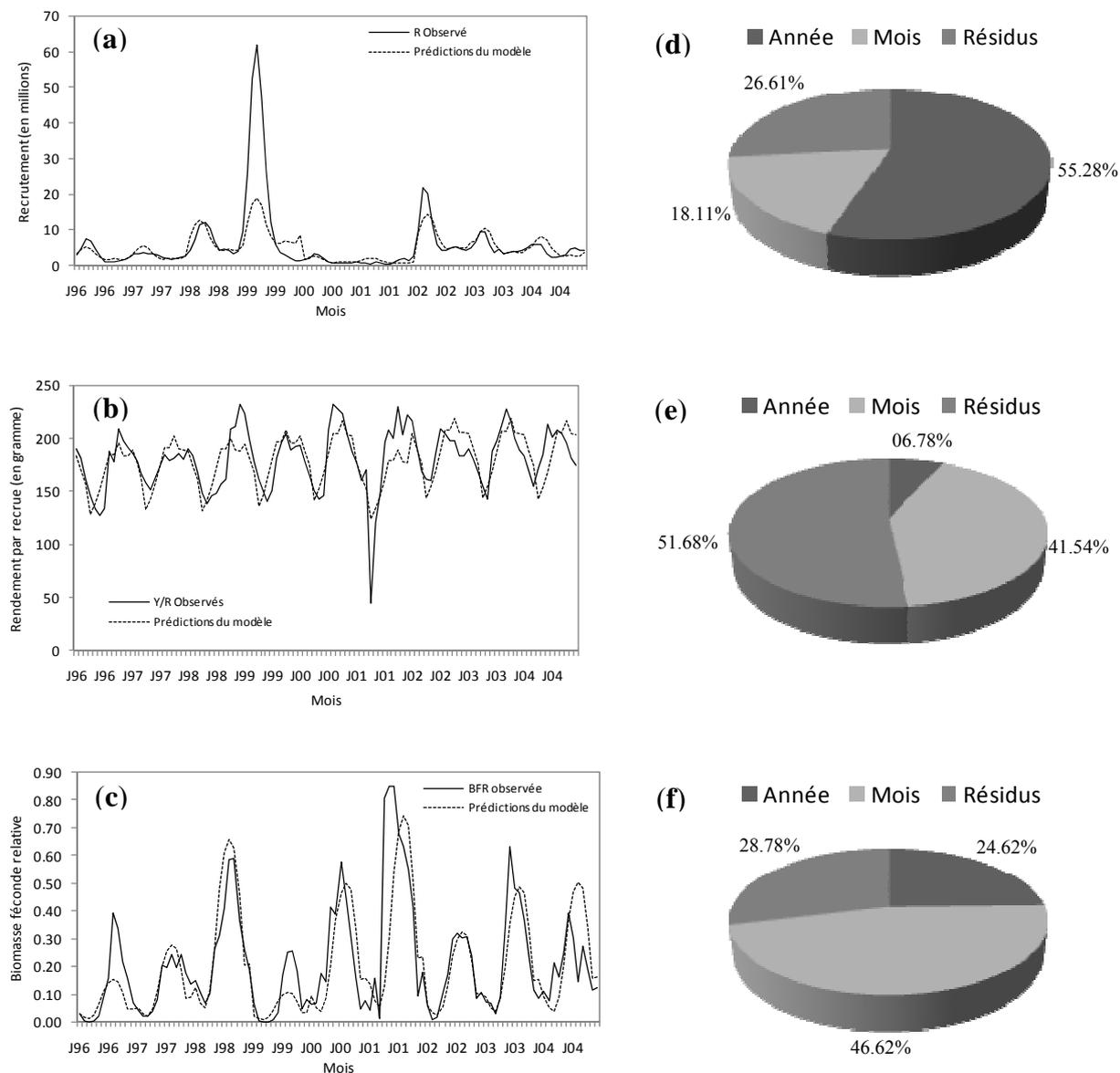


Figure 3.12. Variabilité saisonnière et interannuelle de la dynamique et de l'exploitation du stock de poulpe : recrutement (a), rendement par recrue (b) et biomasse féconde relative (c) observés (ligne pleine) et prédits (ligne pointillée) ; Pourcentages de variances expliquées par le modèle linéaire ajusté aux données de recrutement (d), de rendement par recrue (e) et de biomasse féconde relative (f)

3.2. Evaluation du stock de crevettes de Roxo-Bijagos

En Afrique de l'Ouest, les ressources démersales, en particulier les espèces à courte durée de vie n'ont fait l'objet jusqu'à présent que d'un nombre limité d'évaluations de stocks. Au Sénégal, Lhomme et Garcia (1984) et Caverivière et Thiam (2002) ont évalué, par l'approche l'état des stocks de crevettes sénégalais et seul l'état du stock de poulpe a été évalué par l'analyse structurale (Jouffre et al., 2002) et par l'approche globale incluant un effet environnemental (Laurans et al., 2002). Ces espèces présentent d'importantes variations interannuelles de leur abondance (Caverivière, 2004). Ces ressources sont pourtant à l'origine d'une activité de pêche qui s'est fortement développée au cours des dernières décennies. Pour le cas des crevettes côtières, aucun travail de ce type n'est paradoxalement disponible, au moins pour la période récente au niveau de la sous région. Ce déficit criard de suivi des stocks de crevettes, signifie que les potentiels de productions restent largement méconnus ainsi que l'impact des exploitations sur les crevettes côtières, et à *fortiori*, sur le fonctionnement des écosystèmes sous-jacents. D'autant plus que les observations récentes montrent une diminution nette des captures de crevettes blanches.

Cette présente étude a pour objectif (1) de comprendre la dynamique des populations de crevettes et (2) d'établir un diagnostic sur l'état du stock et (3) d'évaluer l'impact de la pêche sur la crevette blanche, *Farfantepenaeus notialis* entre 1996 et 2005. Notre analyse structurale va porter sur le stock de crevettes de Roxo-Bijagos ; vu l'importance en termes de captures et d'abondance du stock et la disponibilité des données nécessaires à l'étude.

Dans un premier temps, les données utilisées sont présentées ; il s'agit des captures mensuelles totales, des captures mensuelles par calibres et les fréquences de taille. Par un processus de prétraitement des données, les captures pondérales sont ensuite converties en captures en effectifs par groupe d'âge, utilisées comme données de base par l'analyse des cohortes. Les résultats de l'analyse des cohortes permettent d'obtenir des informations sur la dynamique du stock et l'exploitation de la pêcherie. Dans un second temps, une modélisation explicative et prédictive par un modèle de Thompson et Bell (1934), est enfin réalisée à partir des résultats de la VPA, afin d'évaluer l'état de la ressource et ses niveaux d'exploitation.

3.2.1. Matériel et Méthodes

3.2.1.1. Données et paramètres d'entrée

❖ Captures mensuelles totales

Le stock de Roxo-Bijagos en mer, fait l'objet d'une exploitation exclusive des chalutiers industriels, la pêche artisanale exploitant les juvéniles, se fait dans les estuaires. Par conséquent, les données utilisées sont les captures mensuelles de la pêche industrielle. Ces données concernent les captures mensuelles de crevettes réalisées sur le fond de pêche de Roxo-Bijagos et fournies par le CRODT. Ces données couvrent la période 1985-2005. Ces données sont agrégées mensuellement et disponibles par nombre de jours, par navire et par zone de pêche, au cours de la période 1985-2005.

❖ Captures mensuelles par calibre

Dix armements de l'usine Sopasen opérant dans cette zone nous ont aussi communiqué les captures de crevettes traitées en mer et/ou en usine par calibre sur la base d'un pas de temps mensuel (voir annexe V, p. 209). Ces données sont disponibles à partir 1996. L'usine Sénécruist nous a aussi fourni leurs ventes, exprimées en captures en Kg par calibre pour la période 2002-2005. Le calibrage est le même pour les différentes sociétés de pêche du port Autonome de Dakar.

❖ Fréquences de taille

Les crevettes échantillonnées proviennent des opérations de pêche réalisées par les chalutiers congélateurs de l'usine Sopasen durant les mois de juillet, août et septembre 2007. En effet, 4 échantillons sont collectés sur quatre marées différentes, le 7 juillet, le 8 et 20 août et le 06 septembre 2007 puis traités. Les crevettes ont été mises dans des cartons de 2 Kg correspondant aux calibres fixés par l'usine puis congelées en mer. En usine, certains cartons sont ouverts pour le contrôle de qualité et les crevettes, décongelées et traitées avant leur passage à la trieuse. Des mensurations ont été faites sur ces crevettes décongelées. 971 individus ont été mesurés dont 307 individus sexés, mesurés et pesés.

L'identification du sexe se fait par simple observation macroscopique ; le mâle porte, sur les premiers pléopodes, un organe copulateur formé par la réunion des endopodites transformés : le pétasma. La femelle est caractérisée par la présence d'une formation située entre les pattes locomotrices de la 5^{ème} paire de pattes : le réceptacle séminal ou thelycum.

La longueur observée est la longueur céphalothoracique (LC) mesurée à l'aide d'un pied à coulisse digital à 1/100^{ème} de mm près. Elle correspond à la longueur entre l'échancrure de l'œil et le bord médian postérieur de la carapace (Figure 3.13a).

Enfin, les poids individuels totaux ont été obtenus grâce à une balance électronique de précision un milligramme près (Figure 3.13b).

Ces données permettent de calculer les paramètres de la relation taille-poids par sexe et d'avoir, pour chaque calibre, les fréquences de taille, nécessaires à l'estimation des captures en effectifs aux âges.

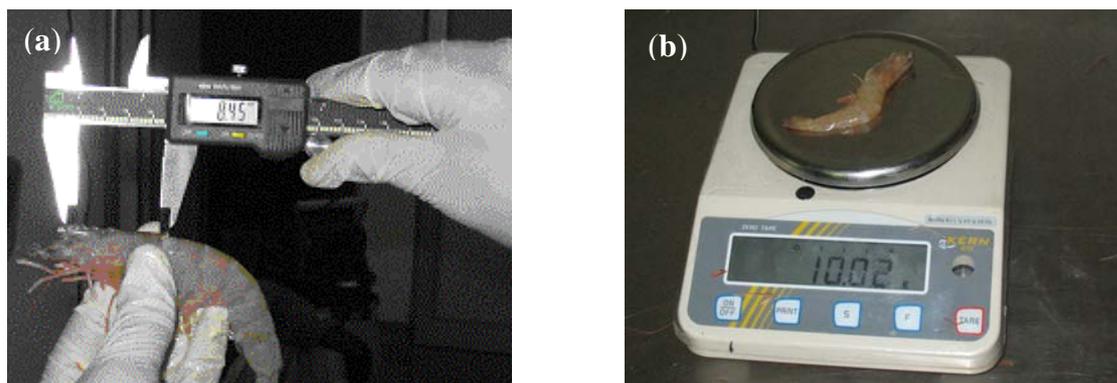


Figure 3.13. Mensurations des crevettes : longueur céphalothoracique LC en mm mesurée à l'aide d'un pied à coulisse électronique à 1/100ième de mm près (a) et pesée des crevettes à l'aide d'une balance électronique de précision un milligramme près (b).

❖ **Modèle de croissance des crevettes blanches**

La croissance des crevettes, *F. notialis*, a été étudiée par Garcia (1977a) en Côte d'Ivoire puis par Lhomme (1981) au Sénégal. Leurs résultats ont été repris par Lhomme et Garcia (1984).

Au Sénégal, l'étude de la croissance des crevettes adultes en mer est rendue difficile par l'existence de variations saisonnières de croissance importantes liées aux fluctuations hydroclimatiques. Cependant, des résultats ont été obtenus par marquage et confirmés par les méthodes d'étude de la croissance par les progressions modales (Lhomme et Garcia, 1984). Ces résultats ont permis de construire des courbes de croissance différents pour les diverses saisons et pour les deux sexes. Les paramètres de l'équation de croissance de Von Bertalanffy, $K=0.19 \text{ mois}^{-1}$ et $L+\infty=55.6 \text{ mm LC}$, ont été utilisés pour caractériser la croissance de la saison chaude des crevettes femelles. Nous avons supposé la même croissance pour tous les mois de l'étude. Ces paramètres de croissance sont tirés de Garcia (1977a). Pour les études de croissance en mer, l'âge 1 a été arbitrairement fixé à 28 mm LC, taille correspondant au premier mode généralement observé dans les distributions de fréquence, correspondant ainsi à la taille de recrutement en mer.

❖ **Mortalités naturelle et par pêche terminale**

A partir de techniques de marquages-recaptures effectués sur *F. notialis* en Côte d'Ivoire, Garcia (1978) trouve des valeurs de mortalités naturelles comprises entre 0.20 et 0.25 par mois. Au Sénégal, Lhomme et Garcia (1984) suggère une mortalité naturelle mensuelle proche de 0.22.

Nous retiendrons en première analyse une valeur de $M=0.22$ par mois pour les femelles, en ce qui concerne la phase exploitée (4^{ième} mois à la mort). Durant cette phase, la mortalité naturelle est supposée constante avec l'âge. Des valeurs de 0.25 pour les plus petites crevettes et les plus grosses ont aussi été testées. En effet, il est possible que les mortalités naturelles soient quelque peu accrues pour les jeunes du fait d'une plus forte prédation subie ou des conditions hydroclimatiques défavorables et pour les plus âgées, par l'effet de la sénescence.

Les méthodes de calibration et de stabilisation sont les mêmes que celles employées pour le cas de l'étude du stock de poulpes. Les mortalités par pêche du dernier mois de l'étude et du groupe d'âge précédent le dernier groupe d'âge ont été estimées par itération. L'analyse des cohortes est d'abord initialisée par des valeurs arbitraires puis stabilisée en imposant des contraintes sur ces paramètres.

Ensuite, une étude de sensibilité de l'analyse des cohortes est menée afin de tester les effets d'autres valeurs de M sur la dynamique des populations de crevettes femelles. Les mortalités naturelles choisies à cet effet, sont les valeurs suivantes : 0.1, 0.15, 0.21, 0.25, 0.30 et 0.35. Une analyse de sensibilité de la VPA aux paramètres d'initialisation a et b des mortalités par pêche de décembre 2005 et du groupe d'âge 4, a été aussi réalisée.

3.2.1.2. Estimation des captures aux âges

Le principe de la méthode peut être ainsi résumé (Figure 3.14). Les captures mensuelles par calibre ou catégorie commerciale sont extrapolées aux captures totales de l'ensemble du stock pour obtenir les captures pondérales totales par calibre (voir annexe V, p. 206). Connaissant le poids individuel moyen de chaque calibre, nous avons calculé les captures mensuelles en effectifs par calibre. D'autre part, à partir des distributions de fréquence de taille des crevettes mesurées dans chaque calibre, nous avons estimé pour chaque calibre, les proportions de crevettes par classe de taille à l'aide d'une loi normale. Ensuite à partir des captures totales en effectifs par calibre et des proportions par taille de chaque calibre, on obtient les captures en effectifs par taille, par calibre et par mois. Ensuite pour un mois donné, en sommant les captures de tous les calibres pour les mêmes classes de taille, nous avons obtenu les captures par taille et par mois pour tous sexes confondus. Ensuite nous avons utilisé la relation sex-ratio/taille pour décomposer les captures totales en taille en captures en taille par sexe. Enfin, les captures en taille pour les crevettes femelles ont été transformées en captures mensuelles structurées par groupe d'âge à l'aide de la décomposition polymodale sous contraintes.

❖ Captures mensuelles totales par calibre

La première étape du prétraitement des données consiste à extrapoler les captures par calibre de l'usine Sopsen aux captures mensuelles totales enregistrées sur le stock de crevettes femelles de Roxo-Bijagos. Pour un mois donné, le facteur d'extrapolation est le rapport du poids de la capture totale enregistrée pour cette zone sur le total de l'échantillon usine du même mois. Les unités d'entrée et de sortie sont des kilogrammes par calibre.

❖ Relation taille-poids

Pour la croissance pondérale, la relation décrit la croissance relative de la masse corporelle par rapport à la longueur. En effet, lors de la croissance d'un organisme, certaines parties se développent plus rapidement ou plus lentement que d'autres, ce qui altère les proportions générales. En outre, nous utilisons des classes de longueur i de 1 mm d'intervalle, donc le poids est calculé au milieu de la classe, i.e. à la longueur $LC+0.5$.

$$W_i = a \times (LC_i + 0.5)^b$$

avec a et b les paramètres du modèle.

Le paramètre b est aussi appelé coefficient d'allométrie. Pour connaître la valeur de l'allométrie, la valeur de b est comparée à la valeur théorique 3. En effet, 3 cas peuvent se présenter : (1) la différence entre b et la valeur théorique 3 n'est pas significative : il y a isométrie ; la masse croît proportionnellement au cube de la longueur ; (2) b est statistiquement supérieur à 3 ; l'allométrie est majorante ; la masse croît proportionnellement plus vite que le cube de la longueur et (3) b est statistiquement inférieur à 3 ; l'allométrie est minorante ; la masse croît proportionnellement moins vite que le cube de la longueur.

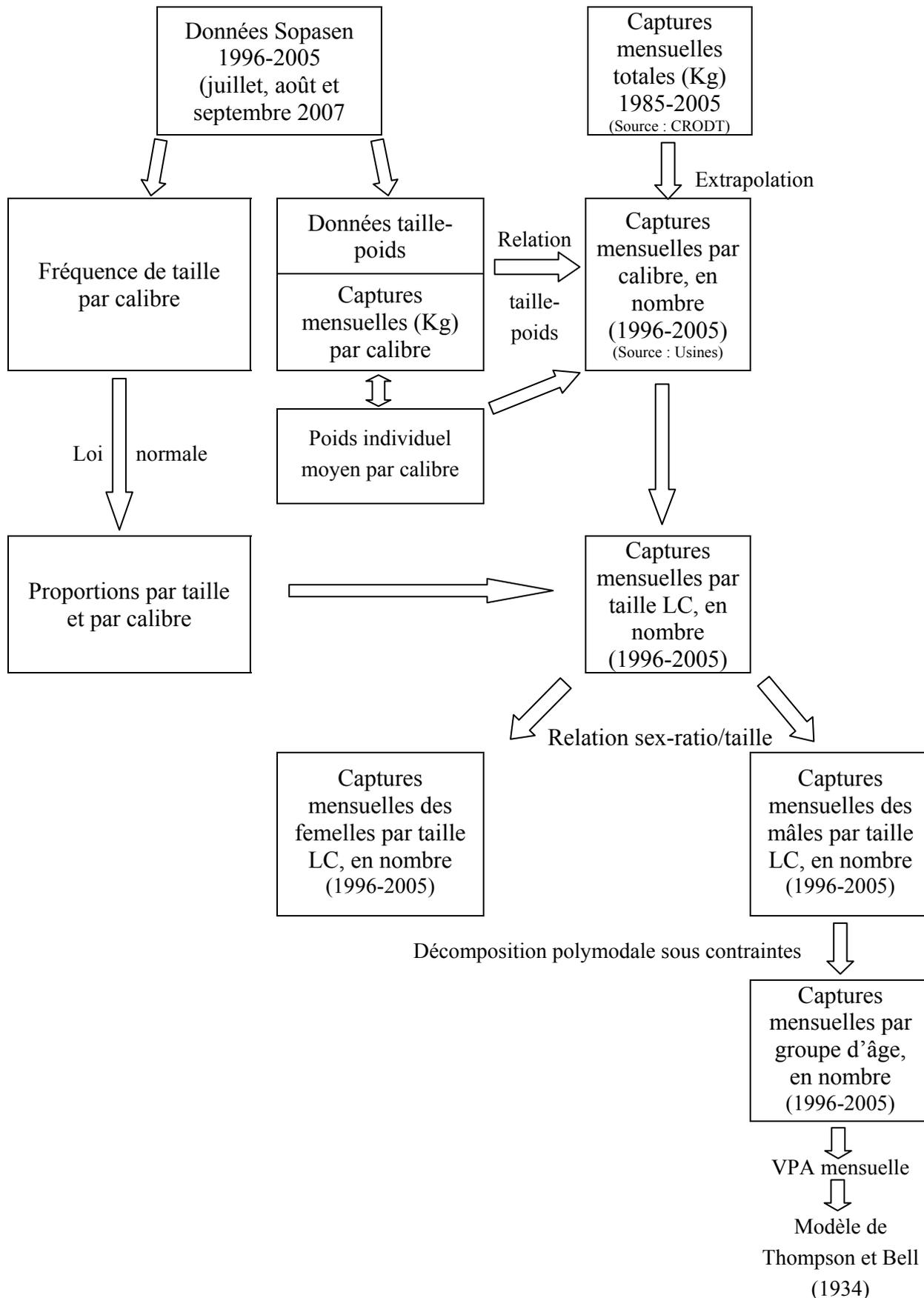


Figure 3.14. Prétraitement des données et méthodes utilisées

Les paramètres du modèle ont été calculés en utilisant le package nls du logiciel R. Cette relation permet d'avoir les poids individuels moyens par classe de taille, connaissant les tailles moyennes. Enfin à partir de la relation poids-taille de chaque calibre, on calcule le poids individuel moyen par calibre en faisant la moyenne des poids individuels.

❖ Captures mensuelles en effectifs par taille

Cette étape consiste à transformer les quantités dans les calibres en nombre d'individus par classe de taille d'un millimètre de longueur céphalothoracique. Pour cela, on utilise les mensurations faites dans chaque calibre de l'usine Sopasen. Pour chaque calibre, une loi normale est ajustée aux histogrammes de fréquences de taille en vue de connaître la proportion d'individus correspondant à chaque taille. Une simple multiplication de ces proportions par les captures mensuelles en poids de chaque calibre, donne les nombres d'individus capturés par classe de longueur dans chaque calibre. Les distributions dans les calibres sont ensuite sommées pour avoir une distribution mensuelle globale par classe de taille.

❖ Relation sex-ratio/taille

Le sex-ratio est traditionnellement calculé en utilisant le nombre total de mâles et de femelles dans la population. Le résultat obtenu, pour le cas des populations de *F. notialis* en Côte d'Ivoire, est en général une égalité numérique entre les sexes, et les différences éventuelles sont considérées comme des déviations apparentes par rapport à la situation normale (Garcia, 1977b). En effet, Wenner (1972) souligne que les déviations sont extrêmement répandues chez les crustacées et ajoute que le calcul du sex-ratio global, marque des schémas, très cohérents, de variations du sex-ratio en fonction de la taille. Il distingue quatre types principaux de relation sex-ratio/taille : type standard, inversion de sexe, intermédiaire et anormal. Cette relation sex-ratio/taille a été utilisée pour les crevettes adultes de Côte d'Ivoire en vue de décomposer les structures démographiques par sexe.

Ainsi, nous avons utilisé une relation logistique pour décomposer par sexe, les histogrammes de fréquence de taille. Le sex-ratio a été calculé globalement pour l'ensemble des échantillons et suivant la taille des crevettes. La relation sex-ratio/taille est caractéristique d'une espèce, dans une zone donnée, soumise à un certain régime d'exploitation (Garcia et Albaret, 1977). Dans ces conditions, on peut utiliser cette relation, établie à *posteriori* pour obtenir les distributions de fréquence de taille par sexe, à partir de données recueillies sans distinction de sexe. La relation sex-ratio/taille s'exprime ainsi sous la forme :

$$\text{Sex-ratio}(LC) = \frac{1}{a \times e^{b \times LC} + c} + \frac{c-1}{c}$$

avec a, b et c les paramètres du modèle.

La relation sex-ratio/taille permet de décomposer par sexe les histogrammes de fréquence de taille issus des captures totales en taille (mâles et femelles), en vue d'obtenir la structure en taille des captures des mâles et femelles.

❖ Captures mensuelles en effectifs par classe d'âge : principe de la décomposition polymodale

Cette étape du prétraitement consiste à ventiler les distributions de fréquence de taille dans des groupes d'âge mensuels. Autrement dit, un âge est donné à chaque classe de taille à partir des équations de croissance. Pour cela, les nombres d'individus par classe de taille sont sommés dans des

classes d'âge correspondant à leur appartenance. On obtient donc les nombres d'individus capturés par classe d'âge et par mois.

Les femelles grandissent plus rapidement que les mâles et atteignent une taille maximale nettement plus élevée. On a donc choisi d'analyser uniquement les histogrammes successifs correspondant aux crevettes femelles car les risques d'erreurs dus au découpage en groupes d'âge étaient, *a priori*, plus faibles.

La décomposition d'un histogramme mensuel de fréquence de taille global en histogrammes successifs correspondant aux classes d'âge, et l'assimilation des effectifs de ces classes d'âge à des effectifs successifs d'une même cohorte est une technique couramment utilisée en dynamique des populations. L'histogramme des fréquences de taille des captures est décomposé en classes d'âge par une méthode de décomposition polymodale sous contraintes (Gascuel, 1994b), en utilisant le package *mixdist* du logiciel R en libre distribution (Chassot et al., 2008). Nous l'avons donc appliquée pour le cas du stock de crevettes femelles, en vue de convertir les données de captures par taille en captures par âge qui seront utilisées pour l'analyse des cohortes.

Le package *Mixdist* ajuste un modèle composé d'une somme de lois de distributions à un jeu de données. La distribution du jeu de données est prise semblable à un mélange (une "mixture") de composantes en nombre fini, qui sont modélisées par autant de fonctions de densité de probabilité. On est ici confronté à ce type de distributions puisque les individus peuvent appartenir à différentes classes d'âge caractérisées par différentes distributions en taille. Sur l'histogramme des fréquences on interprète alors chaque "pic" comme le mode d'une distribution correspondant à une classe d'âge.

La méthode statistique utilisée pour ajuster le modèle aux données est l'estimation par maximum de vraisemblance. Les algorithmes de calcul sont une méthode de type Newton et l'algorithme "Expectation-Maximization" (EM). Ce dernier algorithme est applicable à une grande variété de problèmes sur données incomplètes, pour lesquels il donne de meilleurs résultats que les méthodes de type Newton. La fonction *nlm()* implémentée dans R est à la base de l'ajustement.

Les méthodes de décomposition polymodale sous contraintes constituent des outils flexibles pour la conversion taille/âge des données de captures (Gascuel, 1994b). Elles reposent sur le choix d'une loi de répartition des tailles aux âges, d'un modèle de croissance et d'un modèle de variation des écarts types de taille en fonction de l'âge.

Pour les études de croissance en mer, l'âge 0 a été arbitrairement fixé à 28 mm LC, taille correspondant au premier mode généralement observé dans les distributions de fréquence de taille, correspondant aussi à la taille de recrutement en mer (Lhomme et Garcia, 1984). Nous avons utilisé la loi de croissance des crevettes femelles obtenue par marquage en Côte d'Ivoire (Garcia, 1977b), pour déterminer les valeurs de départ de l'estimation. Nous avons choisi ces paramètres parce que les certains individus mesurés sur le stock avaient une taille supérieure à la longueur asymptotique obtenue au Sénégal par (Lhomme, 1981). Le nombre de classes de la distribution mixée est supposé égal à 9.

La capture de chaque mois est composée de plusieurs distributions normales qui dépendent des proportions relatives à chaque distribution ainsi que la moyenne et l'écart-type de chaque distribution. Pour des raisons pratiques et théoriques, il n'est pas possible d'estimer tous les paramètres ; les

composantes se chevauchent. L'ajustement sous contrainte permet de réduire le nombre de paramètres à estimer, en fixant les paramètres moyennes et écart-types.

- **Contrainte sur les moyennes**

Les paramètres de la loi de croissance de Von Bertalanffy (1938) ont été estimés pour la crevette *F. notialis* par la méthode de marquage-recapture en mer en Côte d'Ivoire (Garcia, 1977b). Les paramètres $LC_{+\infty}$ et K sont égaux respectivement à 51.7 mm et 0.18 mois^{-1} . Pour faire coïncider les pics observés dans les fréquences de taille avec les tailles moyennes de la courbe de croissance, la valeur du paramètre t_0 a été calculé ($t_0 = -4.33$).

La loi de répartition des tailles aux âges est une loi normale. La proportion des crevettes appartenant à une classe de taille indiquée i , parmi ceux du groupe d'âge conventionnel t est alors donnée par :

$$\phi_i = \frac{1}{\sigma(t)\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(LC_i - LC(t))^2}{2\sigma^2(t)}\right]$$

Où LC_i est la longueur moyenne de la classe de taille (en mm), $LC(t)$ est la longueur moyenne à l'âge t et $\sigma(t)$ l'écart-type de taille à l'âge t .

La taille moyenne à l'âge t est connue grâce au modèle de croissance linéaire de Von Bertalanffy (1938) obtenu par Garcia (1977b) :

$$LC(t) = LC_{+\infty}[1 - \exp(-K(t - t_0))]$$

Où $LC_{+\infty}$ est la longueur asymptotique, K est le coefficient de vitesse de croissance et t_0 l'âge théorique de longueur nulle.

La connaissance *a priori* des paramètres du modèle de croissance des stocks par ajustement à des données taille/âge, permet ainsi de fixer des valeurs des tailles moyennes des lois de répartition.

t_0 est calculé afin de « caler » la courbe de croissance pour faire coïncider le premier mode de l'histogramme des fréquences de taille avec la taille moyenne au premier groupe âge d'exploitation.

$$t_0 = t + \frac{\ln\left(1 - \frac{LC(t)}{LC_{+\infty}}\right)}{K}$$

- **Contrainte sur les écart-types**

Un modèle décrivant les variations des écarts type de taille en fonction de l'âge est utilisé afin d'ajouter une contrainte supplémentaire pour l'ajustement des modèles de mélange. Pour cela, un modèle comportant un terme constant, un terme proportionnel à la taille et un terme proportionnel à l'accroissement de taille a été proposé par Gascuel (1994b) :

$$\sigma(t) = \alpha + \beta LC(t) + \gamma \frac{dLC(t)}{dt}$$

où α , β et γ sont les paramètres du modèle, t est l'âge conventionnel et $LC(t)$ est la longueur moyenne à l'âge t .

D'abord les tailles moyennes sont fixées conformément au modèle de croissance ; après ajustement du modèle, on obtient pour chaque mode de taille moyenne donnée, des écarts types de taille. La prédiction du modèle de croissance est utilisée pour définir une contrainte sur les écarts types. Les

données de taille moyenne sont ensuite utilisées pour ajuster par les moindres carrés, un modèle des écarts types en fonction de l'accroissement en négligeant l'effet de croissance en taille (Gascuel, 1994b). L'équation des écarts types en fonction de l'accroissement s'exprime alors sous la forme :

$$\sigma(t) = \alpha + \gamma \frac{dLC(t)}{dt}$$

Quant à l'accroissement, il est calculé par la formule suivante :

$$\frac{dLC(t)}{dt} = \frac{LC(t + 0.1) - LC(t - 0.2)}{0.2}$$

Enfin, il est nécessaire de créer un groupe +, pour les individus les plus âgés. Nous avons supposé que le groupe + a une taille et un écart-type supérieurs à ceux estimés par les modèles de croissance et d'écart-type pour le dernier âge. Pour ce groupe d'âge 9+, l'ajustement est donc réalisé sans contrainte.

La décomposition polymodale permet donc d'allouer à chaque groupe d'âge une proportion de la capture mensuelle totale. La reconstitution des captures mensuelles en âge est effectuée en multipliant chaque proportion par la capture mensuelle totale. Cependant, les captures estimées présentent beaucoup de trous, i.e. des zéros entre les groupes d'âge 7 à 9. Pour éviter ces trous, nous avons considéré l'ensemble des captures des groupes d'âge 7 à 9 comme étant les captures d'un grand groupe d'âge appelé le groupe 7+. Nous obtenons donc un tableau des captures en effectifs aux âges (voir annexe V, P. 207), constituant ainsi les données d'entrée de l'analyse des cohortes.

3.2.1.3. Modèles analytiques

Les modèles analytiques (VPA mensuelle et rendement par recrue) ont été aussi utilisés pour l'évaluation du stock de crevettes femelles de Roxo-Bijagos. La méthodologie utilisée reste donc la même que celle employée pour l'évaluation du stock de poulpe. Notons que pour chacune des années, le multiplicateur d'effort (mF) de valeur 1 représente l'effort effectivement appliqué et peut correspondre à des efforts différents d'une année à une autre.

Par ailleurs, une analyse de sensibilité de la VPA aux paramètres d'initialisation (mortalité naturelle M et a et b utilisés pour le calcul des mortalités par pêche terminales), a été faite, afin de tester les effets de ces paramètres sur les estimations de la mortalité par pêche et de la biomasse du stock de crevettes femelles. Vu l'évolution de la pêche industrielle sénégalaise et des captures de crevettes au cours des dernières années, on peut penser que l'effort de pêche a diminué. Ainsi, nous avons effectué la stabilisation en prenant des valeurs de a et b comprises entre 0.5 et 1.

Pour estimer la biomasse féconde mensuelle, nous avons utilisé la biomasse mensuelle des crevettes d'âge 7+.

3.2.2. Résultats

3.2.2.1. Paramètres de taille et d'âge

❖ Relation taille-Poids

L'étude biométrique, portée sur 307 crevettes mâles et femelles a concerné l'établissement de la relation taille-poids des individus concernés. Pour les deux sexes, le poids augmente suivant une allométrie significativement majorante avec le cube de la longueur (Figure 3.15). Les valeurs a et b sont proches pour les deux sexes mais aboutissent néanmoins à des courbes différentes (Tableau 3.2).

❖ Décomposition par sexe des structures démographiques

Nous avons utilisé la relation sex-ratio/taille pour décomposer par sexe les captures en effectifs par taille. Pour toutes tailles confondues, le sex-ratio, est de 58% en faveur des femelles. Globalement, les femelles sont plus nombreuses dans les captures en mer que les mâles (Figure 3.16a). Cependant, les captures sont plus importantes sur les crevettes mâles de taille inférieure à 30 mm LC. Au-delà de cette taille, les femelles dominent largement et même restent exclusives au-delà de 40 mm.

Par ailleurs, la variation du sex-ratio suivant la taille montre des différences nettes selon que les crevettes sont de taille petite, moyenne ou grande (Figure 3.16b). Le modèle ajusté sur les données de sex-ratio explique 98% de la variabilité du sex-ratio ($R^2=0.98$, $p<0.001$). Il exprime comme suit :

$$\text{Sex-ratio}(LC) = \frac{1}{9.90 \cdot 10^7 \times e^{-0.58 \times LC} + 1.37} + \frac{0.37}{1.37}$$

Le sex-ratio exprimé ici en pourcentage de femelles, est nettement inférieur à 50% chez les individus les plus petits et supérieur à 50% chez les individus les plus âgés. Les femelles dominent largement dans les captures, à partir de la taille 30 mm LC et représentent quasiment 100% des effectifs au-delà de 40 mm LC.

L'évolution du sex-ratio en fonction de la taille est représentée sur la figure 3.16b. A la naissance le sex-ratio est théoriquement de 50 % (Garcia et Albaret, 1977) ; il y a plus de mâles dans les captures d'individus de petites tailles car la croissance des mâles étant plus faible, ils mettent plus de temps pour passer d'une classe de taille à la suivante ; dans les grandes tailles c'est l'inverse car les mâles qui sont plus âgés que les femelles ont un coefficient de mortalité naturelle plus important. Les mâles quittent les estuaires à des tailles plus petites que les femelles.

❖ Captures par âge

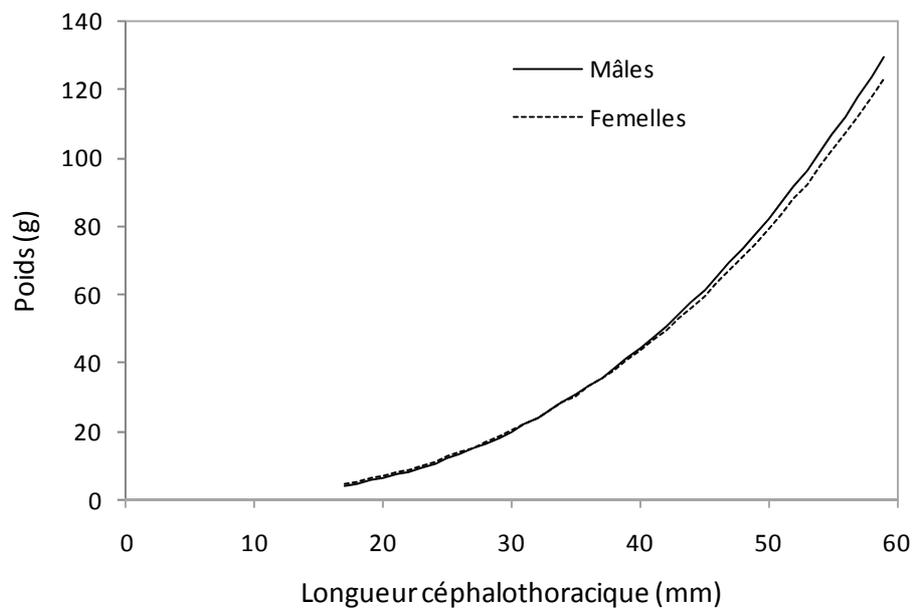
La taille moyenne à partir de laquelle les crevettes quittent les estuaires pour aller en mer est de 28 mm LC. Les paramètres $LC_{+∞}$ et K sont respectivement égaux à 51.7 mm LC et 0.18 mois⁻¹. Dans cette analyse, la valeur du paramètre t_0 a été calculée à $t_0 = -3.67$ mois, pour faire coïncider les pics observés dans les fréquences de taille avec les tailles moyennes de la courbe de croissance.

A partir des captures mensuelles en effectifs par classe de taille, la décomposition polymodale permet d'obtenir des écarts types de taille par groupe d'âge (Figure 3.17). Le modèle ajusté est linéaire avec une pente positive. Les écarts types diminuent en fonction de l'âge (Figure 3.17).

L'ajustement en fixant les écarts types pour les âges 1-9 est bon et conduit à des résultats cohérents sur le plan biologique (Figure 3.18). L'écart type du dernier groupe d'âge est très important (15) et implique que les crevettes de ce groupe ont des tailles comprises entre 40 et 55 mm LC.

Tableau 3.2. Relation taille-poids de *F. notialis*

Sexe	modèle	R ²	Nombre de valeurs associés
Mâle	$W=0.0017LC^{2.7497}$	0.95	130
Femelle	$W=0.0022LC^{2.6788}$	0.98	177

Figure 3.15. Courbes poids-taille des crevettes *F. notialis*

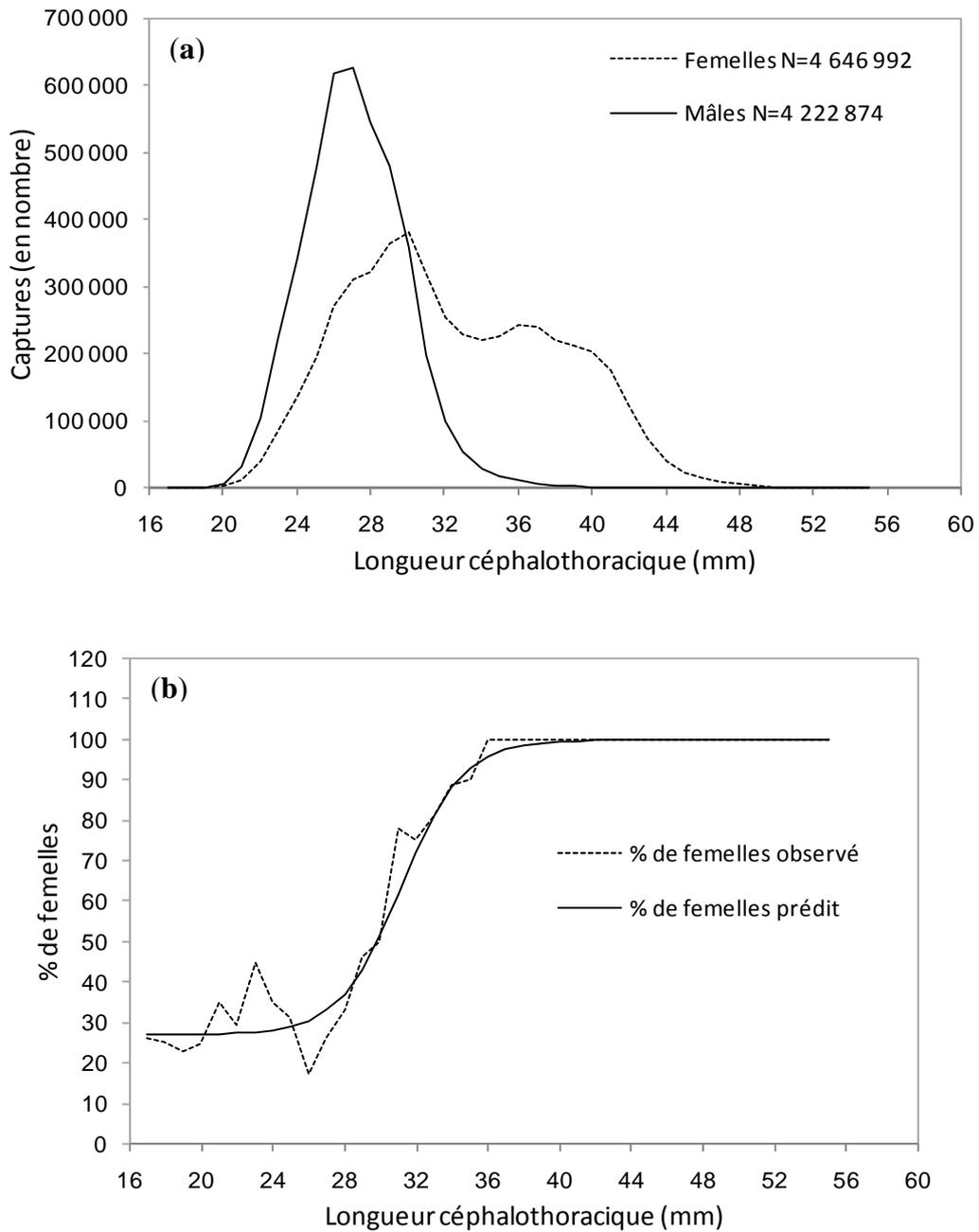


Figure 3.16. Courbes de fréquence de taille par sexe de janvier 1996 (a) et variation du sex-ratio en fonction de la taille (b) de *F. notialis* (juillet-septembre 2007)

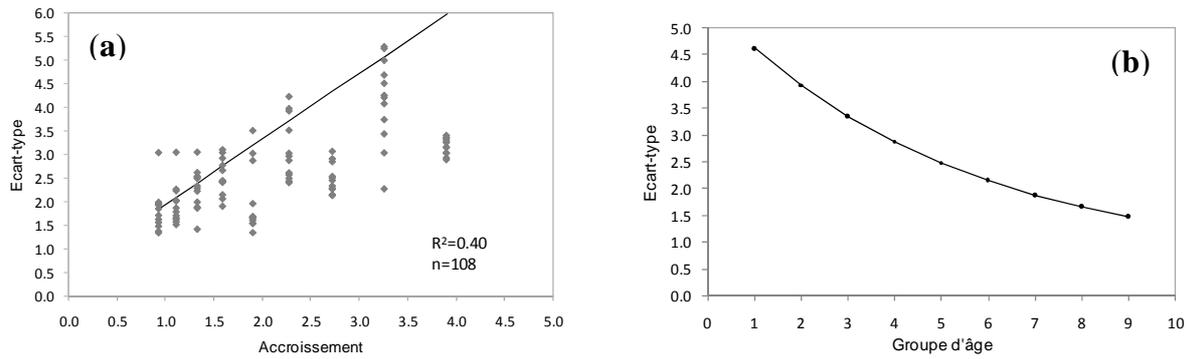


Figure 3.17. *Modèle linéaire des écarts types en fonction de l'accroissement (a) et en fonction de l'âge pour F. notialis (b)*

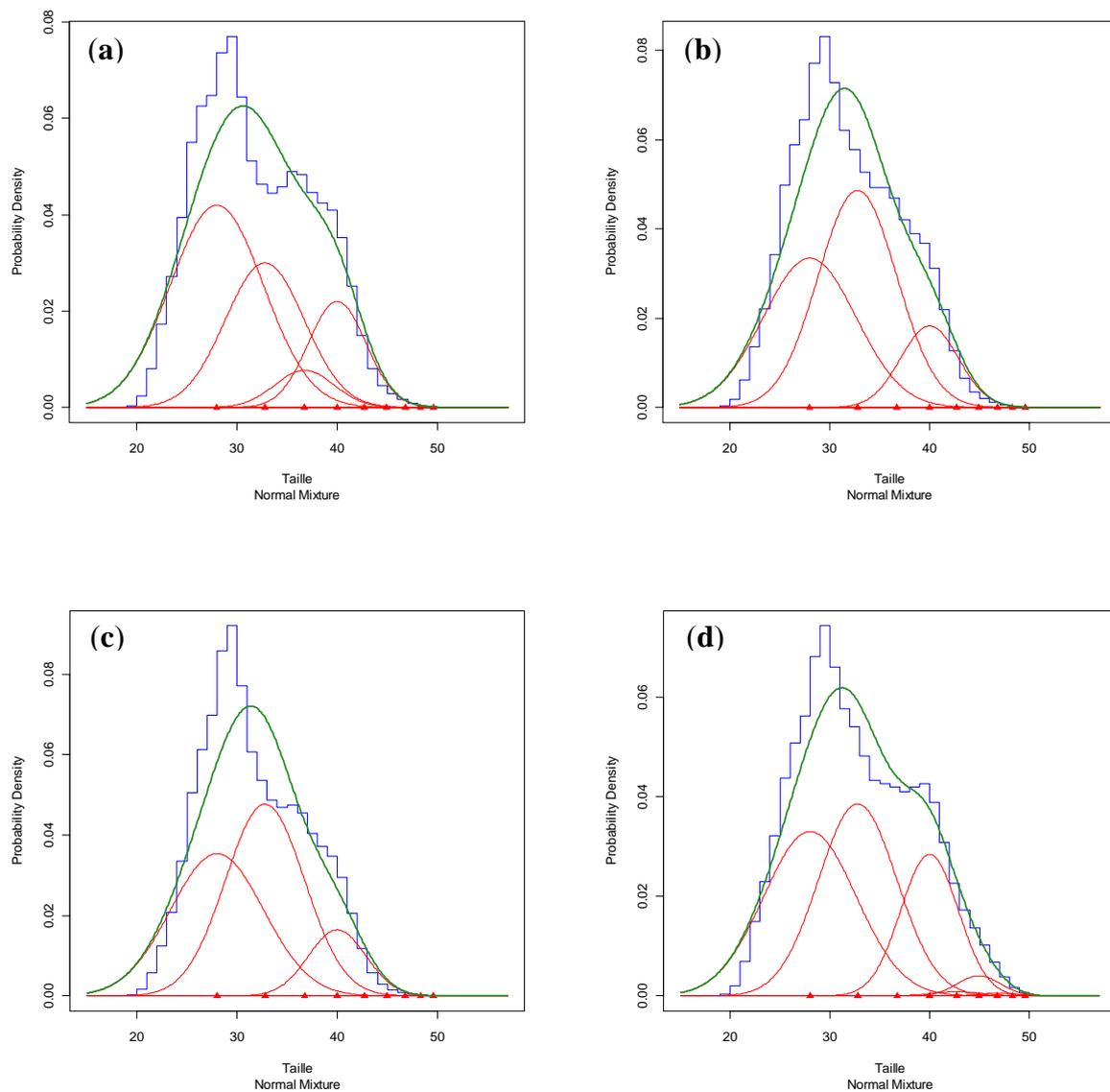


Figure 3.18. *Ajustement du modèle de décomposition polymodale sur les données observées de janvier (a), février (b), mars (c) et avril (d) 1996 (chaque mode en rouge correspond à un groupe d'âge).*

3.2.2.2. Dynamique des populations de crevettes

❖ Sensibilité aux mortalités naturelle et par pêche terminales

L'analyse des cohortes est peu sensible à la valeur de mortalité naturelle M introduite (Figure 3.19). A chaque valeur de M , nous avons des estimations de la mortalité par pêche moyenne annuelle très proches.

La propriété de convergence de la VPA implique que les valeurs de mortalité par pêche soient très proches pour les mois anciens et cela, quelques soient les paramètres d'initialisations de la VPA (Figure 3.20). L'analyse de sensibilité conduite sur les vecteurs de mortalités par pêche terminales montre que les erreurs potentiellement commises dans l'estimation de la mortalité par pêche de décembre 2005 (Figure 3.20a) et de la mortalité par pêche du groupe d'âge 6 (Figure 3.20b), ont peu d'influence sur les mortalités par pêche estimées pour les différents groupes d'âge (Figure 3.20). Les résultats obtenus sont donc indépendants des valeurs de mortalités par pêche de décembre 2005 et du groupe d'âge 6. Dans la suite de notre analyse, la VPA est par conséquent conduite avec les paramètres a et b respectivement égaux à 1.

❖ Evolution du recrutement

Le recrutement correspondant à la classe d'âge relative 1 (individus ayant entre 4 et 5 mois) pour les femelles. Les abondances dans le milieu naturel de cette classe d'âge, issues des résultats mensuels des analyses de cohortes, sont représentées sur la figure 3.21. Les périodes maximales de recrutement sont à cheval sur deux années. L'évolution du recrutement est très irrégulière avec souvent des dômes bien marqués en fin de saison chaude et pluvieuse, et avec des valeurs élevées en fin de saison chaude les années 1997, 2000 et 2002, qui montrent ainsi de bons recrutements. Le recrutement principal dans la pêcherie industrielle se situe habituellement en fin de saison des pluies (septembre-janvier). Ce recrutement est en relation avec la richesse en nourriture induite par les pluies et la crue des fleuves (apports de produits organiques, à l'origine du développement de la chaîne alimentaire) et en relation avec l'effet de chasse des jeunes crevettes vers le large par ces crues.

Le recrutement varie fortement d'une année à une autre, avec une tendance nette à la diminution (Figure 3.22). On est ainsi passé d'un recrutement de plus de 60 millions dans les années 1996, 1997 et 1998 à un recrutement inférieur à 30 millions dans les trois dernières années.

❖ Biomasses

Les évolutions des biomasses mensuelles par classe d'âge sont représentées sur la figure 3.23. La biomasse varie saisonnièrement et d'une année à une autre. Les biomasses élevées sont observées de mai à mars de l'année suivante, en concordance avec le recrutement de fin de saison des pluies et à l'ouverture de la saison de pêche. Les minima sont observés en février-mai, en relation avec les conditions hydroclimatiques défavorables (basses températures). Les biomasses des années 1997, 2000 et 2002 sont élevées en raison d'un niveau de recrutement élevé et restent faibles les autres années, surtout en 2003, 2004 et 2005 où le recrutement est faible.

L'évolution de la biomasse féconde mensuelle est représentée sur la figure 3.24. Elle est très irrégulière, avec deux pics principaux plus ou moins marqués ; les biomasses fécondes élevées sont observées en début d'année, de décembre à février, en concordance avec le recrutement de fin de saison des pluies et au printemps, de mai à juillet. Ces périodes correspondent aux saisons de transition

entre la saison froide et la saison chaude. Les biomasses faibles sont observées en hiver, de mars à avril et en fin de saison des pluies, de septembre à octobre.

❖ **Mortalité par pêche**

Les évolutions mensuelles des vecteurs des mortalités par pêche F par classe d'âge sont présentées sur la figure 3.25. Les mortalités par pêche varient saisonnièrement et d'une année à une autre. Elles restent constamment élevées sur la période 1996-2001, avec une légère diminution durant l'année 1999. Cependant à partir de l'année 2001, les mortalités diminuent brusquement jusqu'en 2003. Depuis cette année, elles ont tendance à augmenter jusqu'en 2005. Les mortalités faibles sont observées en avril-mai et septembre-décembre, correspondant aux moments où la biomasse est faible. Elles augmentent en saison chaude et en début d'année, périodes où l'abondance de l'espèce est élevée, entraînant ainsi des captures non négligeables de crevettes par la pêche industrielle.

Sur la figure 3.26 sont représentées les mortalités par pêche F moyennes pour les 10 années étudiées en fonction des groupes d'âge. Les résultats montrent que l'évolution des mortalités par pêche moyennes annuelles en fonction des groupes d'âge reste similaire, avec des différences d'intensité d'exploitation d'une année à une autre. La forme en dôme des courbes illustre un phénomène de recrutement partiel dans sa phase ascendante ; les crevettes d'âge 7-8 mois sont particulièrement ciblées car elles sont majoritaires dans les captures. Les individus âgés de 4 à 7 mois sont cependant nombreux et peu capturés par le chalut du fait de leur petite taille. La phase descendant des courbes, i.e. à partir de 8, peut être interprétée comme un effet d'une baisse de la capturabilité des crevettes âgées.

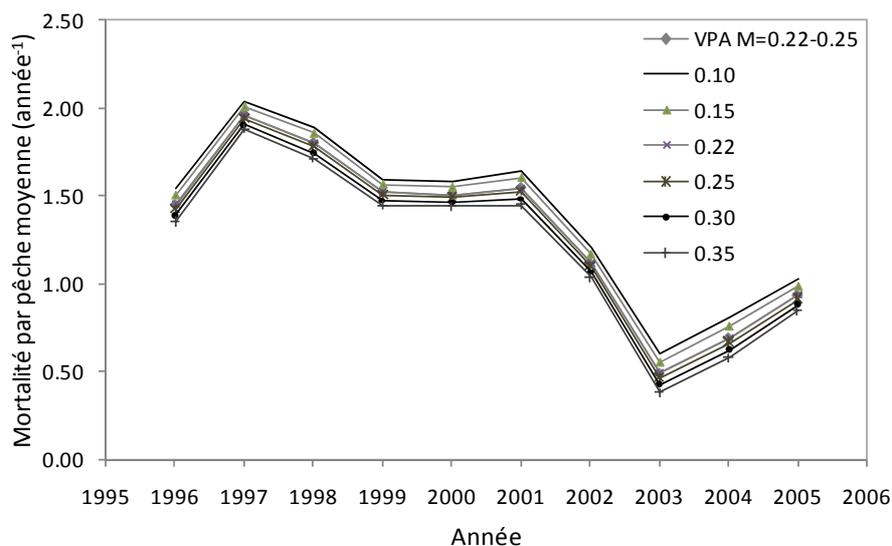


Figure 3.19. Analyse de sensibilité de la VPA à la mortalité naturelle des crevettes femelles

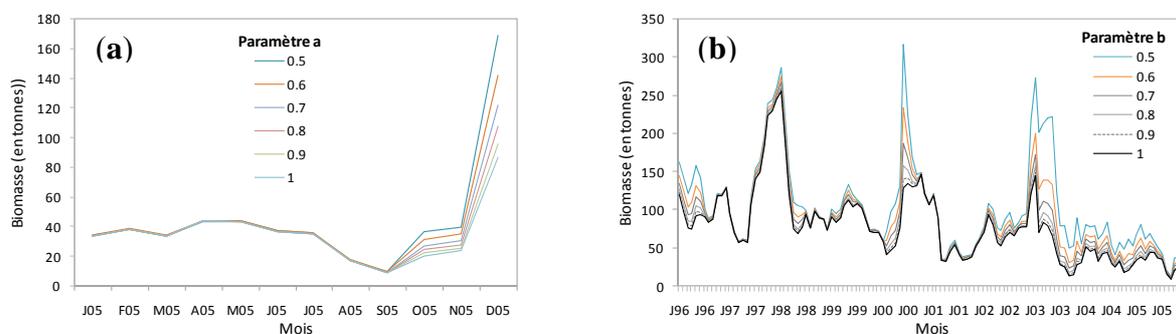


Figure 3.20. Analyse de sensibilité du modèle de rendement par recrue aux paramètres a et b : courbes de biomasses mensuelles en fonction du multiplicateur d'effort et pour différentes valeurs de a, pour l'année 2005 (a) et b, pour la période 1996-2004 (b).

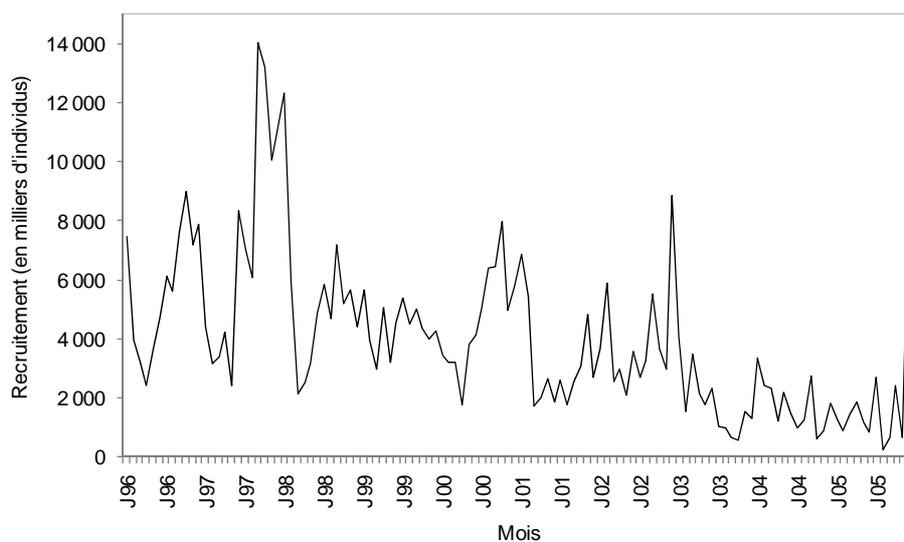


Figure 3.21. Evolution du recrutement des crevettes *F. notialis*

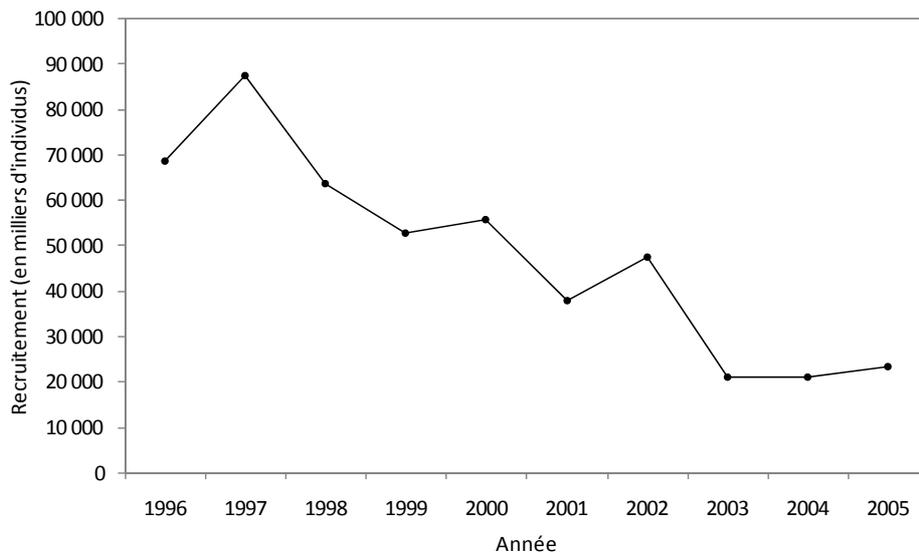


Figure 3.22. Evolution du recrutement annuel des crevettes *F. notialis* entre 1996 et 2005

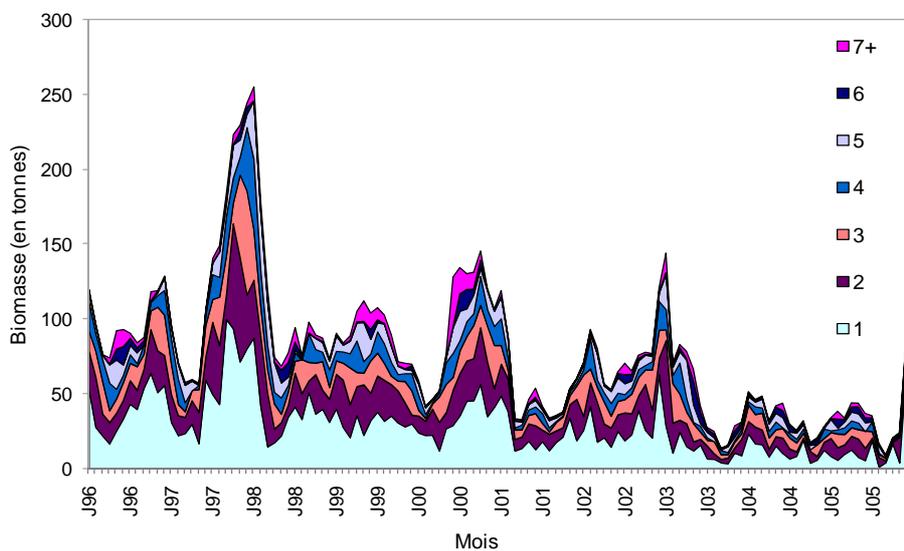


Figure 3.23. Evolutions des biomasses par classe d'âge des *F. notialis* femelles.

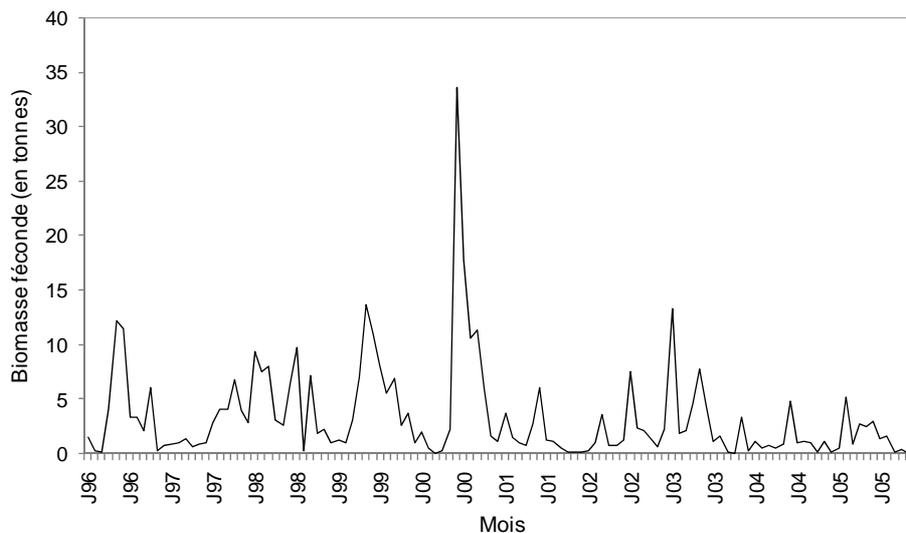


Figure 3.24. Biomasses fécondes mensuelles des crevettes *F. notialis* de 1996 à 2005

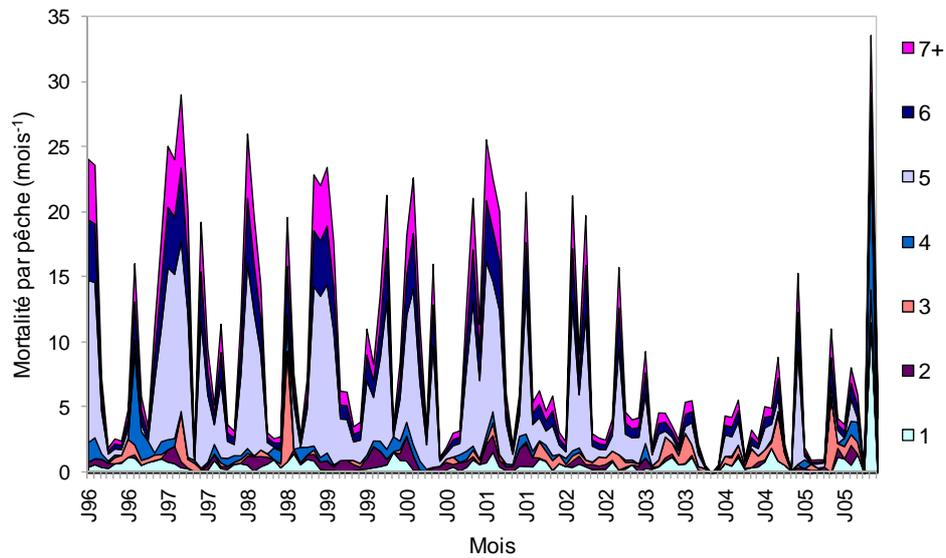


Figure 3.25. Evolution de la mortalité par pêche mensuelle moyenne de 1996 à 2005

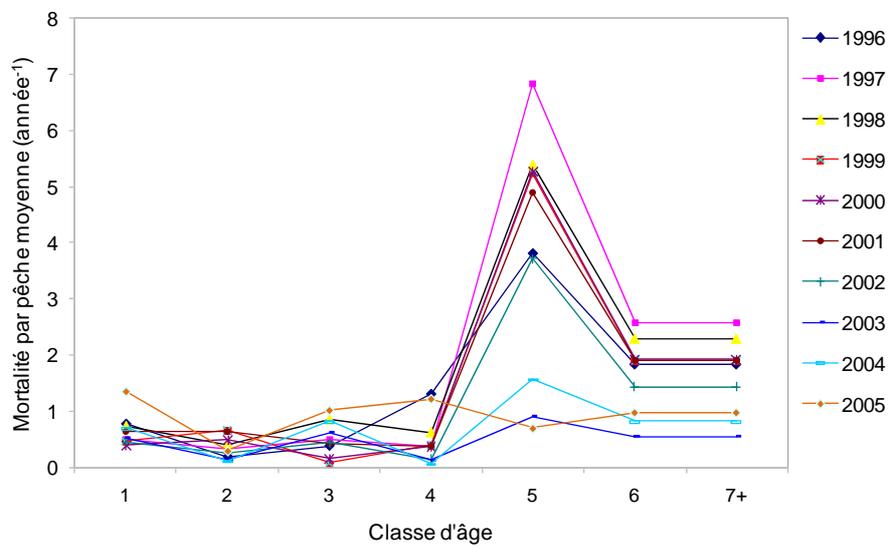


Figure 3.26. Evolution de la mortalité par pêche mensuelle moyenne de 1996 à 2005

3.2.2.3. Diagnostic de rendement par recrue

Le modèle de rendement par recrue est sensible aux valeurs données en entrée au coefficient de mortalité naturelle M , soit 0.22 pour les groupes âge 2 à 6 et 0.25 pour les groupes d'âge 1 et 7+ (Figure 3.27). Les valeurs de mortalité naturelle 0.10 et 0.15 accentuent fortement la situation de surexploitation observée pour les différentes valeurs de M . Pour les valeurs de M égales à 0.25, 0.30 et 0.35, le diagnostic reste le même mais avec une importance moindre. Dans tous les cas, on observe une situation de surexploitation y compris pour $M=0.35$.

La figure 3.28 présente les courbes de rendement par recrue des crevettes en fonction de l'effort de pêche pour la période 1996 à 2005. Les courbes de rendement par recrue présentent une allure générale assez similaire excepté les années 2002, 2003 et 2004 qui correspondent à des mortalités par pêche faibles. Pour chaque année, le stock se trouve dans une situation de surexploitation, y compris (mais de manière moins marquée) les années 2002, 2003 et 2004 (Figure 3.28a), et que les rendements par recrue varient fortement d'une année à une autre (Figure 3.28b). Pour les années 1996 à 2001, la surexploitation est plus prononcée comparée aux années 2002 à 2004. Les courbes de rendement par recrue montrent des niveaux élevés entre 1996 à 2001 et faibles les années 2002, 2003 et 2004, traduisant ainsi des diagrammes d'exploitation différents.

Les résultats montrent une variabilité saisonnière du rendement par recrue (Figure 3.29). Cependant, d'une saison à une autre, le stock est toujours en état de surexploitation. Les rendements par recrue les plus élevés sont observés en saison chaude et en début d'année, correspondant à des moments où la biomasse du stock est élevée. Par contre, ils restent faibles en hiver, février à mai et en fin de saison chaude, août-septembre ; l'abondance des crevettes est fortement réduite par les températures basses en hiver et par la pêche en fin de saison chaude.

Le diagnostic moyen sur la période 1996-2004 montre une situation actuelle de surexploitation. La biomasse féconde relative par recrue est inférieure à 10% par rapport à la situation de non pêche, indiquant ainsi une possible situation de surexploitation de recrutement (Figure 3.30). L'état actuel du stock est donc dans une situation très préoccupante.

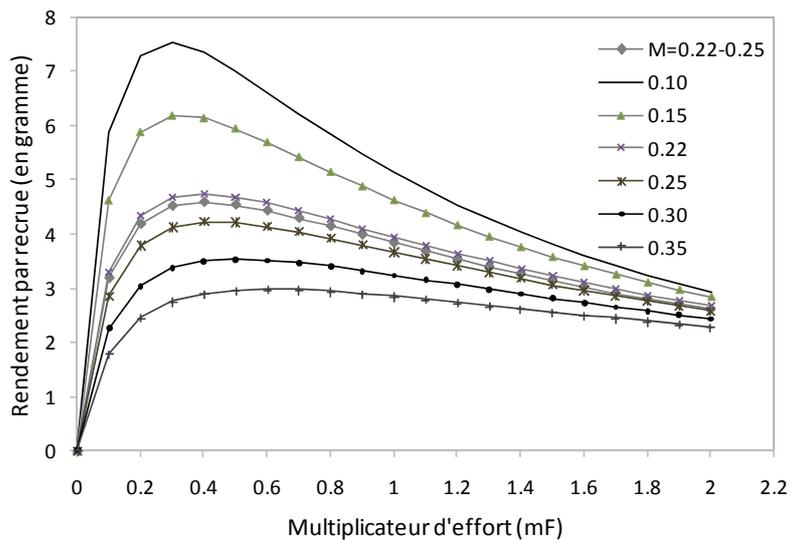


Figure 3.27. Analyse de sensibilité du modèle de rendement par recrue à la mortalité naturelle M .

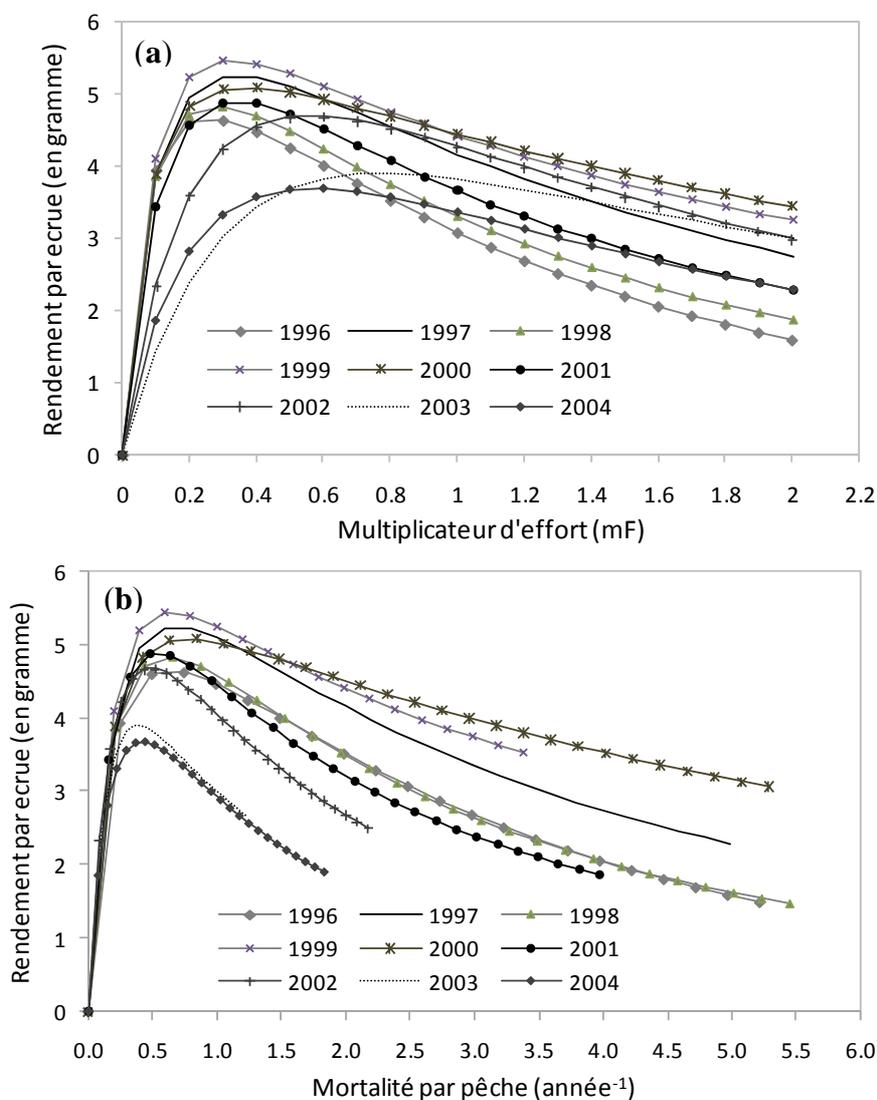


Figure 3.28. Rendement par recrue des crevettes femelles entre 1996 et 2005 en fonction du multiplicateur d'effort (a) et de la mortalité par pêche (b)

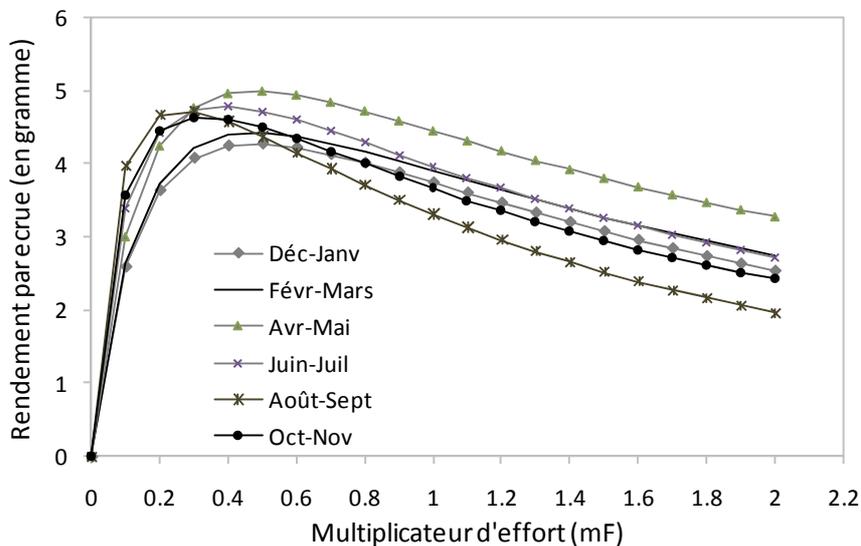


Figure 3.29. Variations moyennes saisonnières du rendement par recrue des crevettes femelles entre 1996 et 2005

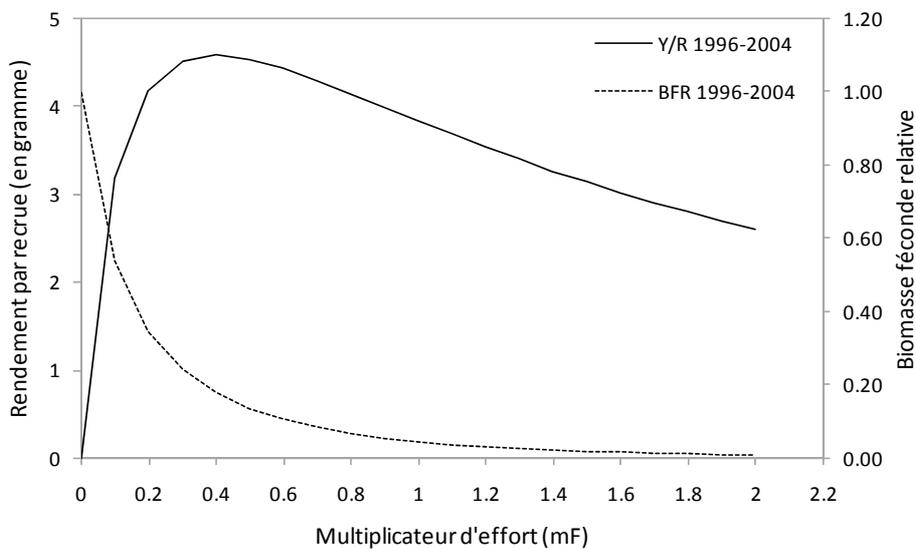


Figure 3.30. Rendement et Biomasse féconde par recrue des crevettes femelles entre 1996 et 2005 en fonction du multiplicateur d'effort

3.3. Discussion et conclusions

Les sources potentielles d'incertitudes dans les diagnostics de la VPA sont les procédures d'extrapolation des captures, l'évaluation des rejets et l'estimation des mortalités par pêche terminales qui ont servi d'initialiser l'analyse des cohortes (Gascuel, 1994a).

La matrice des captures qui constitue la donnée de base de l'analyse se déduit des estimations des captures par classe de poids (poulpe) ou de taille (crevettes). En raison du prix élevé de cette espèce, les rejets sont très faibles voire nuls dans ces estimations. Par contre, les captures de poulpes disponibles par classes de poids sont difficiles à redistribuer par classe d'âge en raison des grandes différences de croissance individuelle des poulpes. Cela a donc tendance à biaiser la répartition des captures par classe d'âge. Quant aux sources d'erreurs liées à l'estimation des mortalités par pêche terminales, une analyse de sensibilité de la VPA et du modèle de rendement par recrue a montré que ces modèles sont peu sensibles aux paramètres a et b , qui ont servi à initialiser la VPA. Dans le cas du poulpe, cette analyse conduit à calibrer la VPA sur les indices d'abondance.

Les résultats obtenus nous ont permis de comprendre la dynamique des populations de poulpes et d'évaluer l'état actuel du stock.

La dynamique des populations de poulpe est variable d'une année à une autre, entraînant ainsi une forte variabilité interannuelle des captures. Comme pour la plupart des stocks de céphalopodes, le recrutement du poulpe présente naturellement de fortes variations saisonnières et interannuelles (Beddington et al., 1990 ; Pierce et Guerra, 1994 ; Agnew et al., 1998 ; Wang et al., 2003 ; Young et al., 2004 ; Chassot et al., 2007). Cette étude, à la suite de celle de Jouffre et al. (2002a, b), a permis de mieux mesurer l'ampleur et de la quantifier sur un certain nombre d'années, pour le stock sénégalais. La présente étude semble aussi confirmer que l'effort de pêche n'est pas le déterminant principal de la forte variabilité interannuelle des captures qui serait par conséquent, attribuable à des causes environnementales, en particulier celles liées aux fluctuations des conditions et de l'intensité de l'upwelling côtier.

Les mortalités par pêche en fonction des groupes d'âge indiquent que les poulpes âgés subissent des niveaux de pression de pêche plus élevés. En effet, l'augmentation de la mortalité par pêche sur les plus âgées peut être expliquée par un changement saisonnier du comportement des pêcheurs. Ces poulpes âgés sont particulièrement ciblés en hiver, quand ils viennent pondre à la côte et spécialement en été, quand l'abondance est particulièrement importante. D'autre part, les faibles mortalités par pêche sont observées au printemps et en automne, soient dans les périodes où l'abondance ou la fraction accessible de la population est faible. Cette dynamique d'exploitation du poulpe, où l'intensité de l'exploitation s'ajuste en temps réel aux abondances observées à l'échelle intra-saisonnière a été également observée au Sénégal pour la même espèce (Jouffre et al., 2002a, b ; Jouffre et Thiaw, 2008) et pour le stock de seiche des eaux anglaises (Royer et al., 2002, 2006).

Les modèles de rendement et biomasse féconde relative par recrue mettent en évidence une situation proche du niveau de pleine exploitation. Sur l'ensemble de la période analysée (1996-2005), les résultats par année confirment une forte variabilité du potentiel de production. On constate aussi que la capture totale réalisée est souvent proche de la capture maximale possible. Les mêmes résultats ont été trouvés par Jouffre et Thiaw (2008). Il semble donc que les pêcheries adapteraient leur effort d'année

en année en fonction du recrutement, i.e. de la disponibilité de la ressource. D'un point de vue biologique, cela pourrait être interprété comme un signe favorable.

Les indicateurs rendements par recrue et biomasse féconde relative par recrue restent pertinents en matière d'aide à la gestion des pêches. Au plan méthodologique, cette étude montre que la difficulté d'établir des diagnostics sur des stocks aussi variables en termes d'abondances intra et interannuelles, n'est pas insurmontable dès lors qu'une modélisation analytique adaptée, avec une résolution temporelle fine, est mise en œuvre. Ici le modèle indique que le stock de poulpe est presque toujours proche de la situation de pleine exploitation et que la biomasse féconde relative par recrue est égale à 25% par rapport à la situation de vierge. Donc l'indicateur, biomasse féconde relative par recrue est supérieur au seuil de 10%, souvent considéré comme étant le seuil de surexploitation de recrutement.

Pour le cas des crevettes, l'analyse structurale demande cependant plus de précision dans la collecte des données. Or, ces dernières sont en général estimées, donc sont sources d'erreurs. Pour le cas des crevettes, nous avons utilisé des données de distributions par sexe dans les calibres de l'été 2007 issues de la pêche industrielle et qui concernent l'ensemble de la zone sud. Donc les résultats obtenus, bien que importants, doivent être analysés avec précaution.

L'interprétation des courbes de sex-ratio/taille est délicate car elles peuvent résulter de l'interaction entre plusieurs phénomènes tels que des différences liées au sexe dans les migrations, la mortalité naturelle, la croissance, ou d'une inversion de sexe au-delà d'une certaine taille. En Côte d'Ivoire, Garcia et Albaret (1977) ont montré qu'il n'existe pas de migration différentielle chez *F. notialis*. D'autre part, Garcia (1975) montre que le sex-ratio en fonction de l'âge est proche de 50%, ce qui implique que la longévité est la même pour les deux sexes, donc pas de mortalité différentielle suivant le sexe. Quant à l'inversion de sexe chez les Penaeidae, elle n'a à notre connaissance, jamais été démontrée. En revanche, il existe chez les Penaeidae, une croissance différentielle suivant le sexe. Cette différence est responsable de l'allure de la courbe au-delà de 30 mm LC.

La difficulté essentielle de l'analyse des cohortes réside dans le choix des vecteurs de mortalités naturelle M et par pêche pour le dernier mois et pour le groupe d'âge précédent le groupe +. Pour le cas des crevettes, l'analyse des cohortes est peu sensible à ces paramètres, par contre le modèle de rendement par recrue est sensible aux valeurs de mortalité naturelle M introduites dans le modèle.

Les résultats obtenus nous ont cependant permis de comprendre la dynamique des populations de crevettes et d'évaluer l'état actuel du stock sud.

La dynamique des populations de crevettes est variable d'une année à une autre, entraînant ainsi une variabilité interannuelle des captures. Le recrutement des crevettes varie saisonnièrement et d'une année en une autre, avec une tendance nette à la diminution. Le recrutement principal dans la pêcherie industrielle se situe habituellement en fin de saison des pluies (septembre-mars). Ce recrutement est en relation avec la richesse en nourriture induite par les pluies et la crue des fleuves (apports de produits organiques, à l'origine du développement de la chaîne alimentaire) et en relation avec l'effet de chasse des jeunes crevettes vers le large par ces crues.

Les mortalités par pêche en fonction des groupes d'âge indiquent que les crevettes âgées (9 mois et plus) subissent des niveaux de pression de pêche plus élevés. En effet, l'augmentation de la mortalité

par pêche sur ces groupes d'âge peut être expliquée par un changement saisonnier du comportement des pêcheurs. Ces crevettes âgées sont particulièrement ciblées en fin de saison des pluies (en automne), quand l'abondance est particulièrement importante en raison d'une forte migration en mer due à la crue du fleuve Casamance. D'autre part, les faibles mortalités par pêche sont observées en hiver et au printemps, soient dans les périodes où l'abondance ou la fraction accessible de la population est faible. Cette faible abondance des crevettes en hiver, s'expliquent par une diminution importante de la température en mer qui est un facteur limitant de la survie des crevettes. Cette dynamique d'exploitation de la crevette blanche a été également observée au Sénégal chez le poulpe (Jouffre et al., 2002a, b) et pour le stock de seiche des eaux anglaises (Royer et al., 2002, 2006).

Par ailleurs, les mortalités par pêche restent plus ou moins constantes sur la période 1996-2001 et diminuent nettement pour les dernières années (2002 à 2005). Cette diminution des mortalités par pêche est principalement due à une réduction du nombre de chalutiers actifs car les potentiels de productions du stock ont fortement diminué.

Les modèles de rendement et biomasse par recrue mettent en évidence une situation de surexploitation. Sur l'ensemble de la période analysée (1996-2005), les résultats par année montrent des potentiels de productions presque similaires à l'exception de certaines années (2002, 2003 et 2004) avec une tendance nette à la diminution des captures. Les rendements peuvent être améliorés en réduisant l'effort de pêche global, ceci à partir des données de la pêche industrielle qui exploite exclusivement ce stock. L'augmentation de l'effort de pêche n'implique pas toujours une élévation de la production annuelle (Gascuel, 1994a) qui dépend principalement du recrutement futur qui est ici imprévisible car dépendant en grande partie des conditions environnementales. La surexploitation de la crevette toutes les années pourrait sans doute jouer un rôle dans l'écosystème marin. En effet, il est bien connu que, pour beaucoup d'espèces marines, la surexploitation a comme conséquence de fragiliser les espèces qui deviennent plus sensibles à des modifications du milieu. Par conséquent, les recensements, les enquêtes sur les captures et les rendements, ainsi que le sexage et les mensurations des crevettes prises par la pêche industrielle devraient donc continuer à Roxo-Bijagos car les évolutions y sont rapides.

Chapitre 4 :

Analyse des relations entre l'abondance du stock de poulpe et les indices climatiques (1996-2005)

Introduction

Le présent chapitre a pour principal objectif, d'analyser l'impact de l'environnement sur la variabilité interannuelle du recrutement chez le poulpe. On essaie ici de quantifier la part de la variabilité du recrutement liée à l'upwelling côtier. Pour cela, des coefficients de corrélation sont calculés, d'une part entre les moyennes mobiles du recrutement du poulpe et les variables environnementales et d'autre part, entre les composantes saisonnières et tendanciennes du recrutement et celles des facteurs environnementaux.

4.1. Matériel et Méthodes

4.1.1. Données

Les données utilisées sont le recrutement mensuel du poulpe et les données environnementales telles que l'IUC et la SST (voir annexe VI, p. 212).

Le recrutement mensuel du poulpe (Figure 4.1), utilisé ici comme donnée biologique a été estimé par l'analyse des cohortes pour la période 1996-2005. Le rythme d'arrivée dans la population montre une évolution plus ou moins « cyclique » au cours du temps. Le recrutement est variable d'une année à l'autre et plus ou moins étalé selon les années. Il est relativement faible jusqu'en 1998 puis augmente brusquement en 1999, année où le recrutement a atteint plus de 60 millions d'individus au cours du seul mois de mars 1999. Ensuite, il diminue drastiquement en 2000 et surtout en 2001 où le minimum sur la période analysée est observé. Une augmentation est observée en 2002, atteignant une valeur élevée de l'ordre de 22 millions. Dans les années récentes 2003-2005, une diminution du recrutement est observée.

Pour analyser l'effet des conditions de l'upwelling sur le recrutement du poulpe, deux facteurs de l'environnement (Figure 4.1) qui ont une influence importante sur la production primaire printanière et d'été et pouvant potentiellement affecter la survie des premiers stades de vie (Faure et al., 2000 ; Caverivière et al., 2002; Gröger et al., 2007; Bartolino et al., 2008 ; Herraiz et al., 2009) sont considérés. Ces facteurs constituent deux indices de l'upwelling côtier.

- La série temporelle des valeurs moyennes mensuelles de la température à la surface de la mer (SST°C, Figure 4.1a) a été obtenue à partir des images NOAA/AVHRR issues des passages quotidiens du satellite AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer), après avoir intégré des paramètres et des algorithmes spécifiques pour obtenir une image thermique corrigée des distorsions géométriques et surtout des effets atmosphériques, en y associant un masque pour éliminer les nuages (rapport projet GERMA, 2004). Elles sont mensuelles et de résolution spatiale 5 km. Les données sont disponibles pour la période janvier 1985-décembre 2005 et couvrent entièrement la zone ouest africaine (10°N-36°N). Les données utilisées correspondent aux températures à la hauteur de Mbour et vont de janvier 1996-décembre 2005. La répartition spatio-temporelle des températures à la surface de la mer (TSM) fournit un ensemble synoptique d'indications sur la présence et l'intensité de l'upwelling.
- L'index upwelling côtier (Figure 4.1b) est déduit des données de vitesse de vent obtenues du site Internet NOAA/ERD de la division de la recherche environnementale (ERD Upwelling and Environmental Index Products, <http://www.pfeg.noaa.gov>). Il correspond à l'effort de vent de direction nord ou nord-est divisé par le paramètre de Coriolis qui est une fonction de la rotation et de la latitude de la terre. Il s'exprime en mètres cube par seconde par mètre de large. Il a été calculé pour la zone délimitée par 4 points de coordonnées 14.5°N/18°W, 14.5°N/17°W, 13°N/17°W et 13°N/18°W où le stock de poulpe se trouve. L'index upwelling côtier est mensuel et va de 1967 à 2007, mais pour notre cas d'étude, nous nous sommes limités à la période 1996-2005.

Les conditions environnementales se produisant en hiver et au printemps sont évidemment tenues compte pour leurs effets directs et indirects possibles sur les taux de survie des recrues de poulpe, en estimant que tant les jeunes recrues que les larves sont abondantes pendant la période printanière.

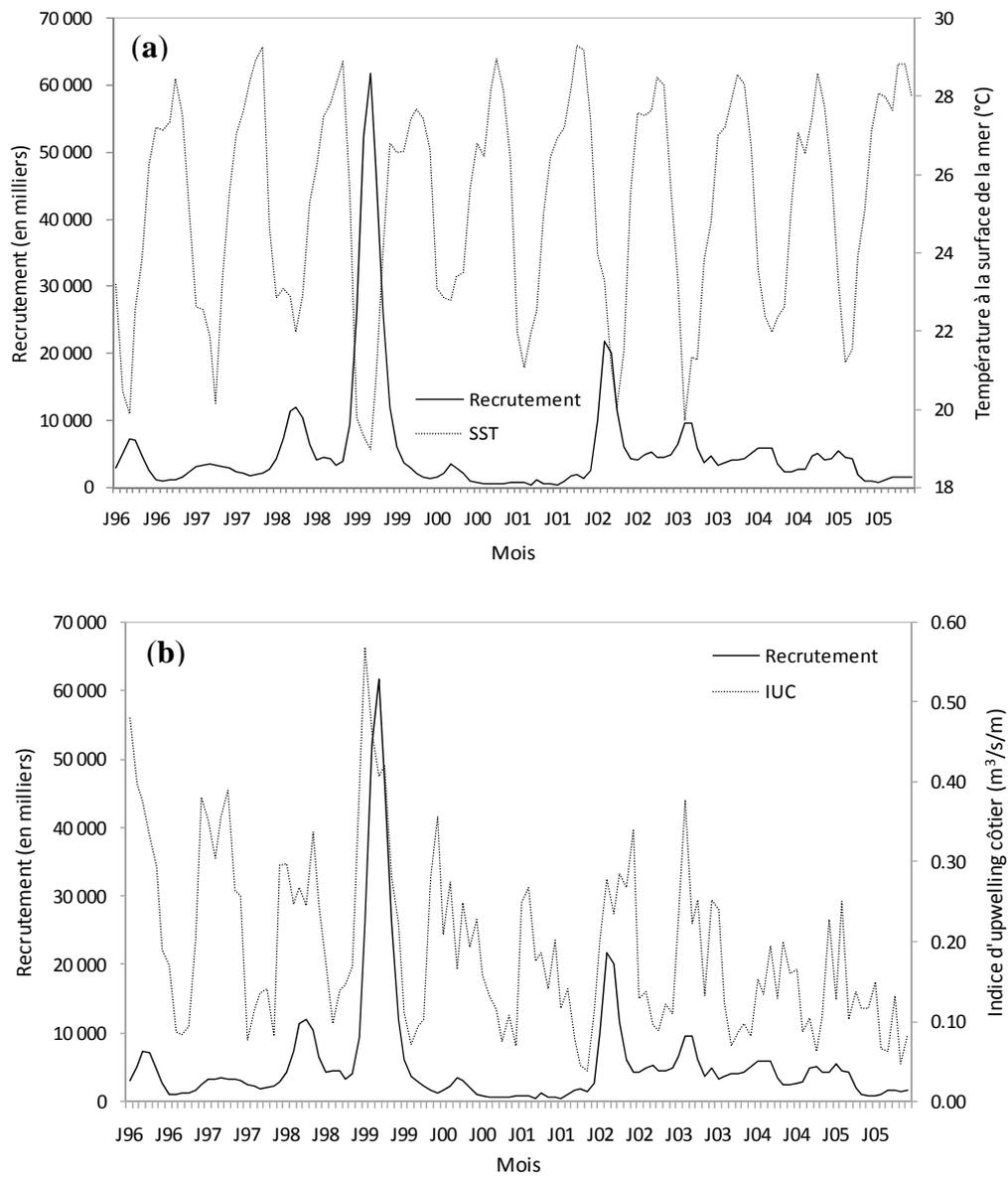


Figure 4.1. Evolutions mensuelles du recrutement et des facteurs environnementaux : température à la surface de la mer SST (a) et l'indice d'upwelling côtier IUC (b)

4.1.2. Méthodes

4.1.2.1. Décomposition saisonnière

Une décomposition saisonnière est menée sur les variables recrutement, température à la surface de la mer et indice d'upwelling côtier, afin d'analyser la variabilité temporelle de ces variables. Chacune de ces trois variables est aussi décomposée en : une composante saisonnière, une composante tendancielle et une composante résiduelle, en utilisant le package STL du logiciel R (Cleveland et al, 1990). Contrairement à l'analyse de la variabilité temporelle du recrutement à l'aide du modèle linéaire (cf. chapitre 3), la décomposition saisonnière permet d'intégrer l'interaction entre l'année et le mois. Par exemple, le recrutement est subdivisé en composantes tendancielle (P_t), saisonnière (s_t) et en résidus ou troubles à court terme (u_t) (Herraiz et al., 2009) :

$$R_t = p_t + s_t + u_t$$

Le but de la décomposition est de caractériser le pattern saisonnier et de découvrir les points saillants de la tendance. Bien qu'il existe quelques procédures extrêmement sophistiquées pour réaliser les décompositions (Maravall, 1995), dans cette première description des données nous avons utilisé la méthode Census II (Makridakis *et al.*, 1983), en raison de sa flexibilité et simplicité. La décomposition fournit une composante saisonnière constante le long de toute la période analysée. Elle se fait sur des séries avec une variance homogène et avec ou sans tendance à long terme et est appliquée sur des données log-transformées et différenciées (Herraiz et al., 2009).

L'amplitude de la composante saisonnière reste constante d'une année à une autre (Herraiz et al., 2009), et ceci pour toute la période 1996-2005.

4.1.2.2. Analyse de la relation ressource-environnement

Des méthodes de régression sont utilisées en vue d'analyser les relations entre le recrutement du poulpe et les fluctuations de l'environnement. Des analyses de corrélation sont présentées entre les séries annuelles et saisonnières du recrutement et les facteurs environnementaux. Elles permettent de tester l'existence de relations linéaires significatives entre la variable à expliquer (le recrutement) et un ensemble de variables explicatives (SST et IUC).

Des corrélations entre les composantes saisonnières et tendanciennes du recrutement et celles des variables environnementales sont aussi déterminées, en prenant compte d'un décalage (de 0 à 12 mois) entre les séries. Elles permettent d'expliquer la part de la variabilité interannuelle du recrutement liée à l'intensité de l'upwelling côtier.

4.2. Résultats

4.2.1. Variabilité du recrutement

La composante tendancielle montre que le recrutement est variable d'une année à une autre et sans tendance nette, avec des maximums en 1999 et 2002 et un minimum en 2001 (Figure 4.2). Cependant depuis 2002, le recrutement annuel a tendance à diminuer. Le recrutement présente une forte variabilité interannuelle, avec 55.28% de la variabilité expliquée par l'effet année.

La composante saisonnière présente deux maximums chaque année, un maximum absolu en mars et un maximum partiel moindre en septembre.

La composante résiduelle apparaît auto-corrélée et traduit des changements de saisonnalité d'une année à l'autre. Les écarts à la saisonnalité moyenne sont particulièrement importants en 1999 mais également en 2001, 2002 et 2005 i.e. les années où la composante tendancielle présente des changements importants. En d'autres termes, ces résidus montrent que les changements d'abondance s'accompagnent de changement saisonnier.

4.2.2. Variabilité de l'intensité de l'upwelling côtier

Les variables environnementales (SST et IUC) présentent certaines similitudes le recrutement (Figures 4.2, 4.3, 4.4).

Ainsi pour la SST, la composante tendancielle varie d'une année à une autre et augmente nettement sur la période 1996-2005 ($R^2=0.20$, Figure 4.3). Elle présente des maximums en 1998, 2000-2001 et 2004 et un minimum en 1999. Les températures sont faibles de janvier à juin et élevées de juillet à décembre. Quant à la composante résiduelle, elle montre des fluctuations importantes au cours des années où la composante tendancielle est très variable.

Comme le recrutement, l'upwelling montre une évolution plus ou moins « cyclique » au cours du temps (Figure 4.4). Il varie saisonnièrement et d'une année à une autre et présente une nette diminution sur la période 1996-2005. La composante tendancielle diminue considérablement sur la période ($R^2=0.76$) avec des maximums en 1999, 2002 et 2003. La composante saisonnière montre, pour chaque année, des indices d'upwelling élevés entre les mois de janvier et juillet et faibles entre août et décembre. Quant à la composante résiduelle, elle est plus erratique et ne présente pas de pattern particulier.

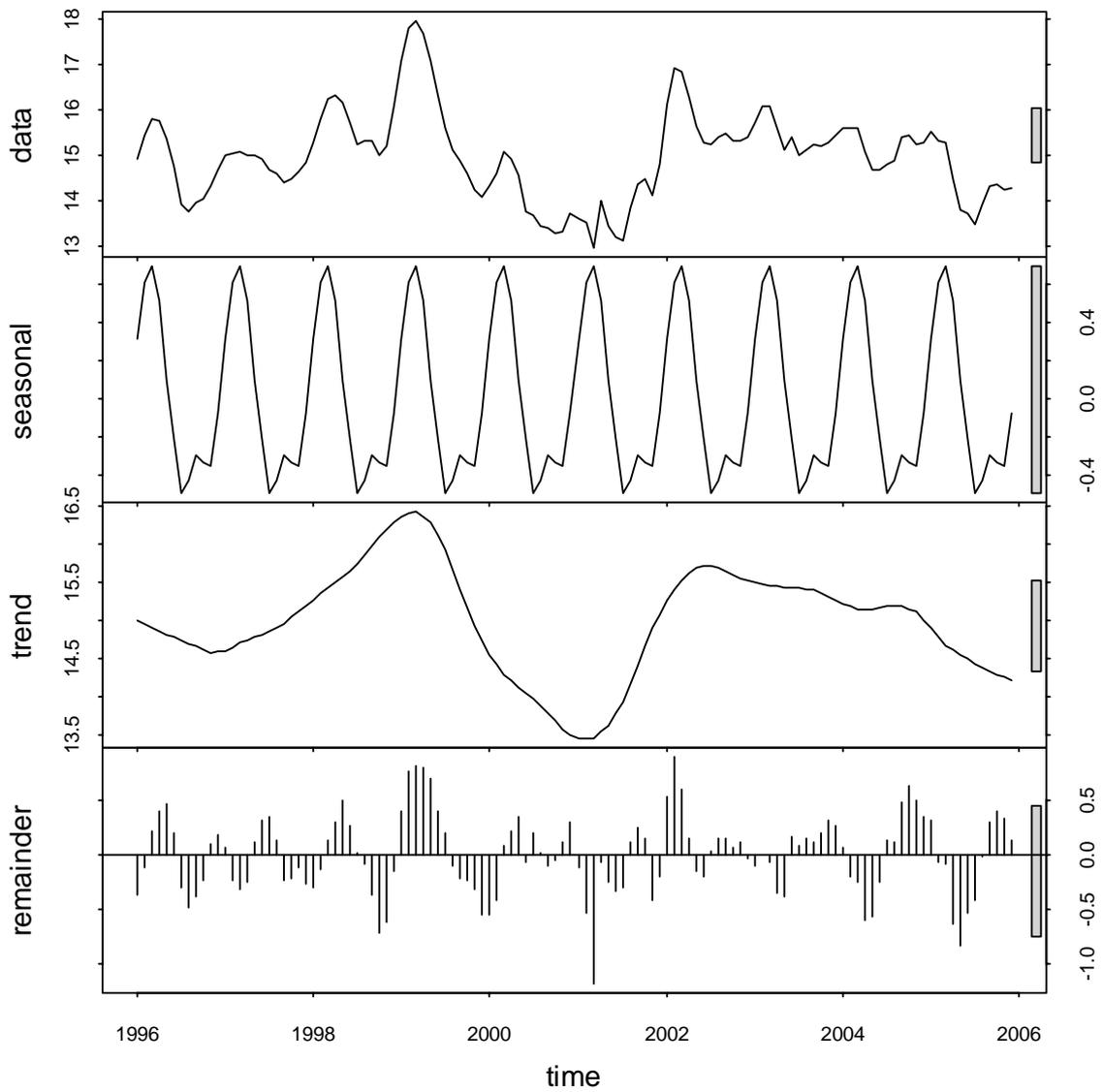


Figure 4.2. *Décomposition du recrutement en ses composantes saisonnière, tendancielle et résiduelle entre 1996 et 2005.*

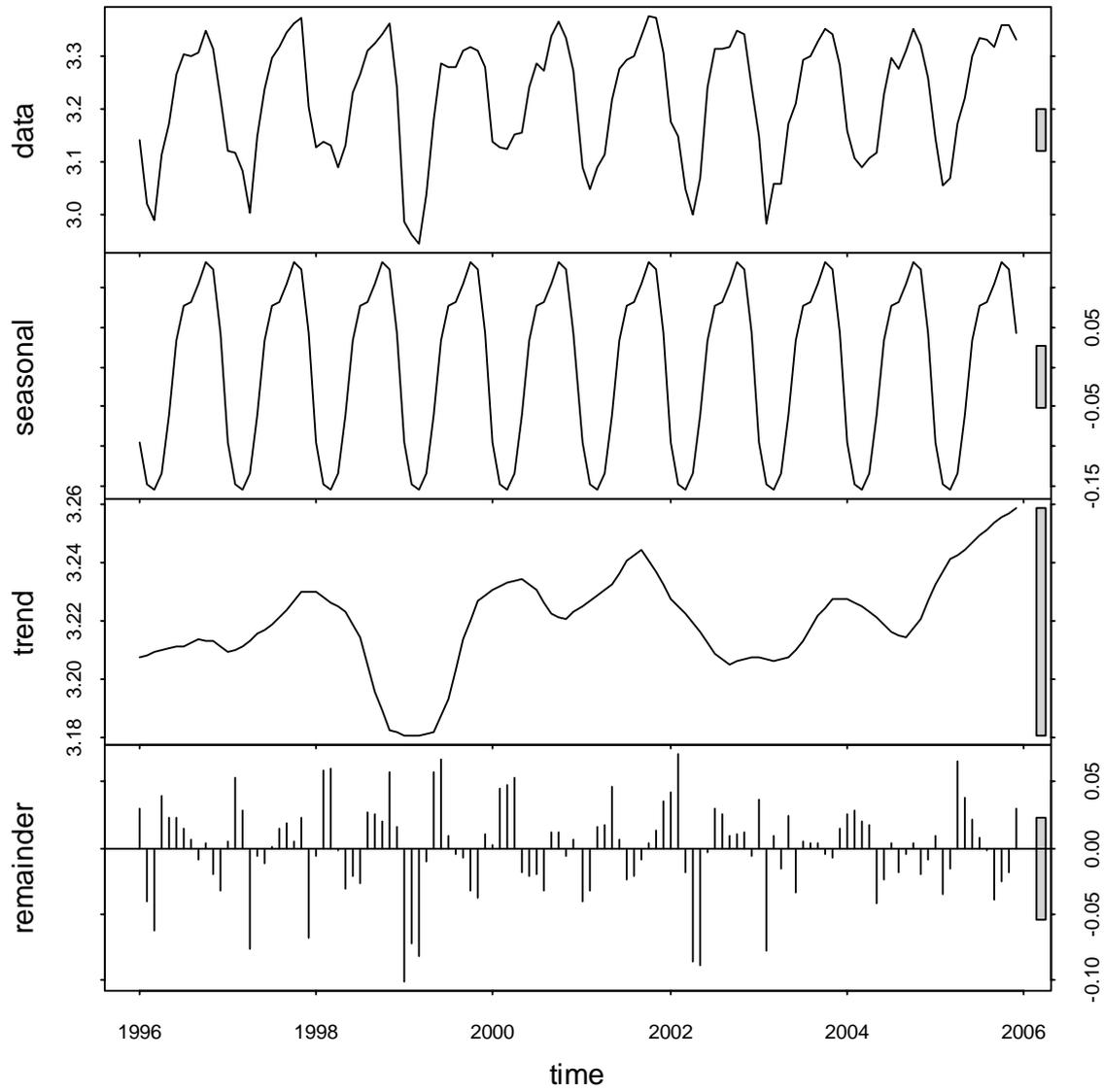


Figure 4.3. *Décomposition de la température à la surface de la mer en ses composantes saisonnière, tendancielle et résiduelle entre 1996 et 2005.*

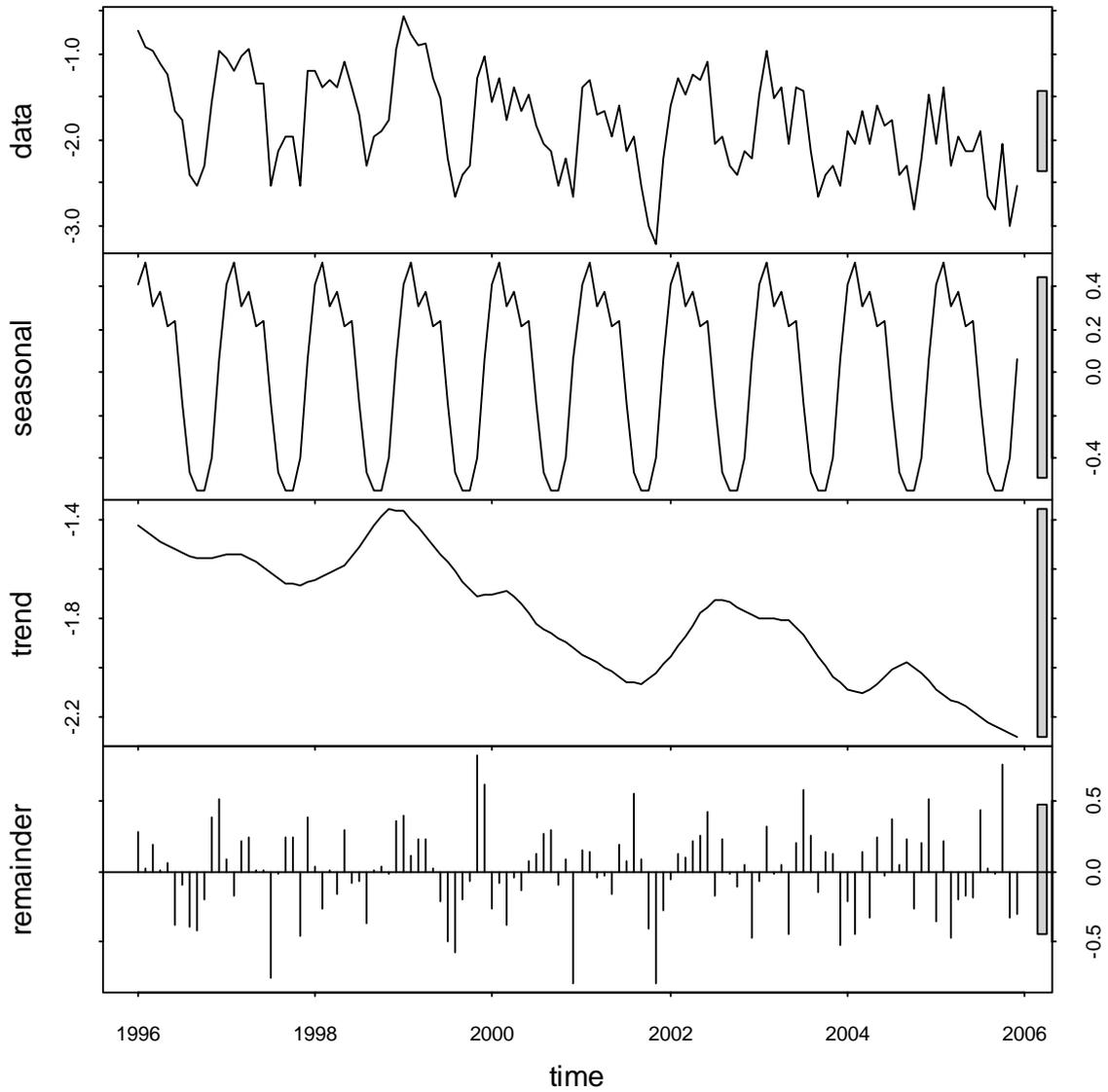


Figure 4.4. Décomposition de l'indice d'upwelling côtier calculé à partir de la SST en ses composantes saisonnière, tendancielle et résiduelle entre 1996 et 2005.

4.2.3. Relations upwelling/recrutement

Assez logiquement, les résultats montrent que les corrélations entre composantes saisonnières du recrutement et celles des variables environnementales sont significatives. Le recrutement saisonnier est négativement corrélé à la SST ($R^2=0.92$) et en phase avec l'IUC ($R^2=0.68$). Le recrutement est alors plus important aux moments de basses températures et de fortes intensités d'upwelling, i.e. en hiver et faible, en été. Les corrélations observées traduisent la forte variabilité saisonnière du recrutement et de l'upwelling (Figure 4.5), mais ne permettent évidemment pas de conclure à un effet de cause à effet, de l'un sur l'autre.

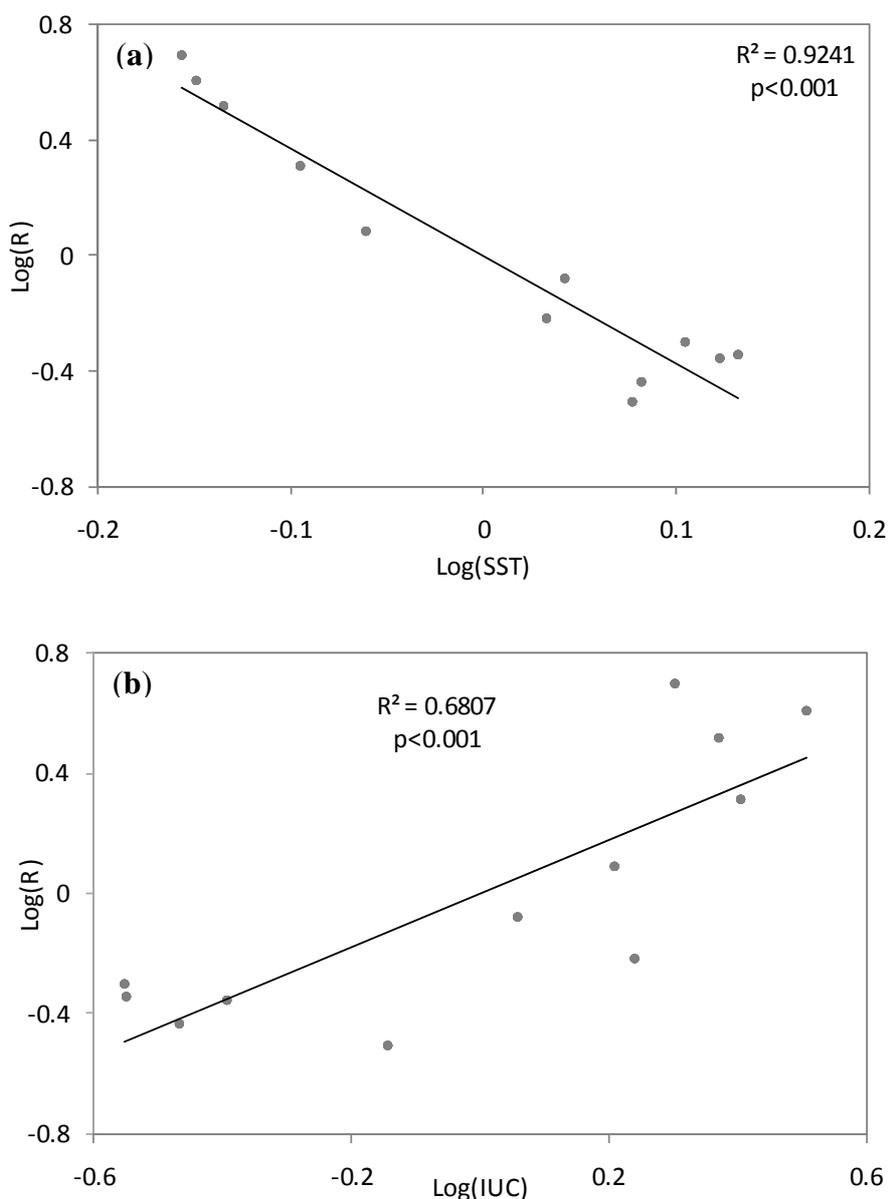


Figure 4.5. Relations entre les composantes saisonnières du recrutement et des facteurs environnementaux : SST (a) et IUC (b).

L'analyse des relations entre composantes tendanciennes, montre que la forte variabilité interannuelle du recrutement du poulpe est fortement liée à l'intensité de l'upwelling côtier (Figure 4.6). Les résultats montrent que le recrutement annuel du poulpe est négativement corrélé à la température à la surface de la mer ($R^2=0,47$, Figure 4.6a) et positivement à l'upwelling côtier ($R^2=0,21$, Figure 4.6b). La corrélation avec la SST est plus élevée. La variabilité interannuelle du recrutement du poulpe serait donc liée aux variations interannuelles de l'intensité de l'upwelling côtier.

Ainsi, un upwelling fort, caractérisé par une température moyenne relativement froide, semble favoriser de forts recrutements de poulpes. Ce phénomène s'observe pour les années 1999, 2002 et 2003 (Figure 4.6). A l'inverse un upwelling relativement faible en 2000-2001 semble être associé à de plus faibles recrutements (Figure 4.6).

De la même manière, des corrélations entre les résidus (anomalies) du recrutement et ceux des facteurs environnementaux sont calculées mais elles ne montrent pas de relations significatives.

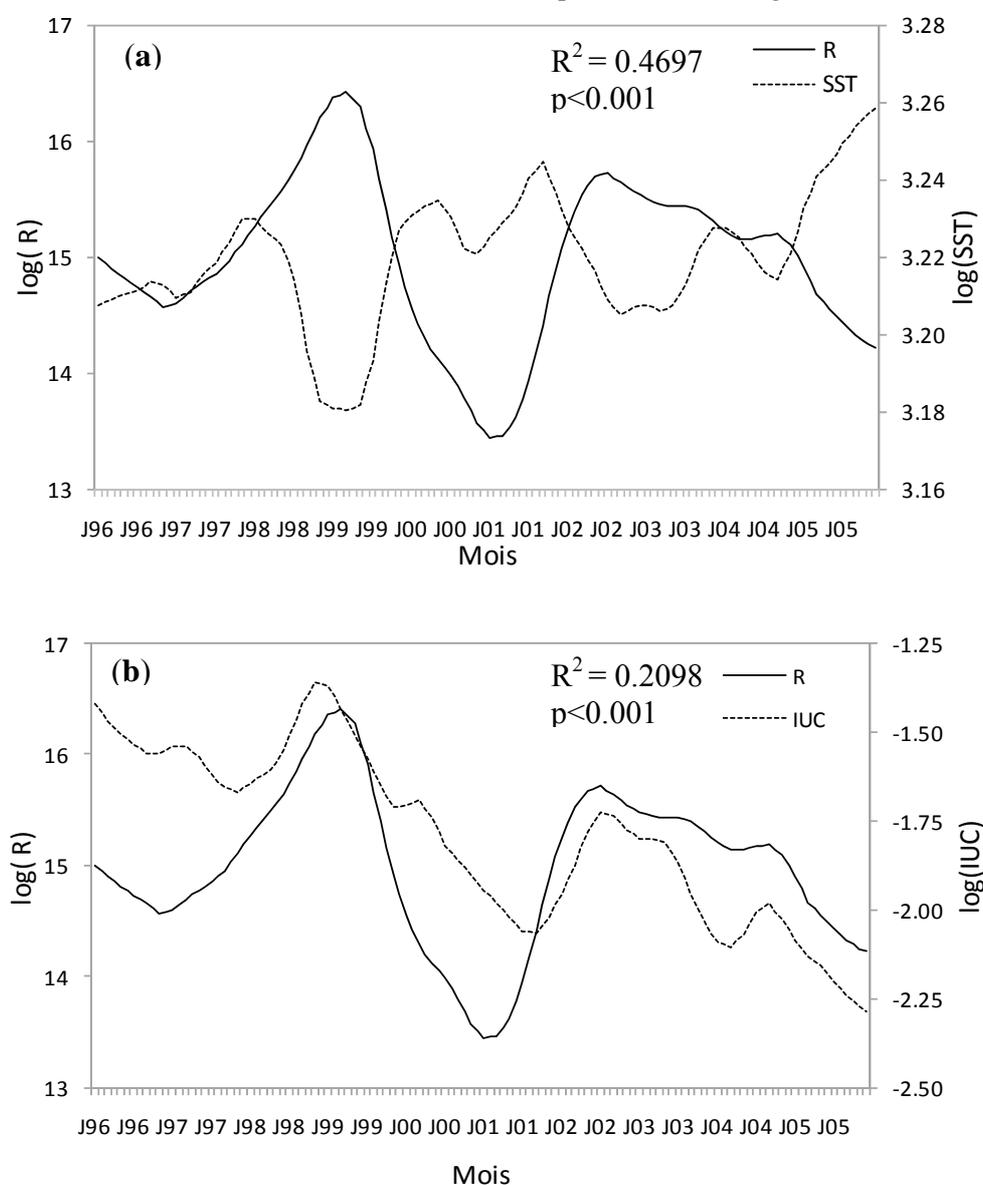


Figure 4.6. Relations entre les composantes tendanciennes du recrutement et des facteurs environnementaux : SST (a) et IUC (b).

L'analyse des corrélations avec décalage entre séries saisonnières montre que le recrutement et l'intensité de l'upwelling sont deux variables qui varient selon les saisons (Figure 4.7). Le recrutement varie en phase avec l'indice d'upwelling côtier et en déphasage avec la température à la surface de la mer.

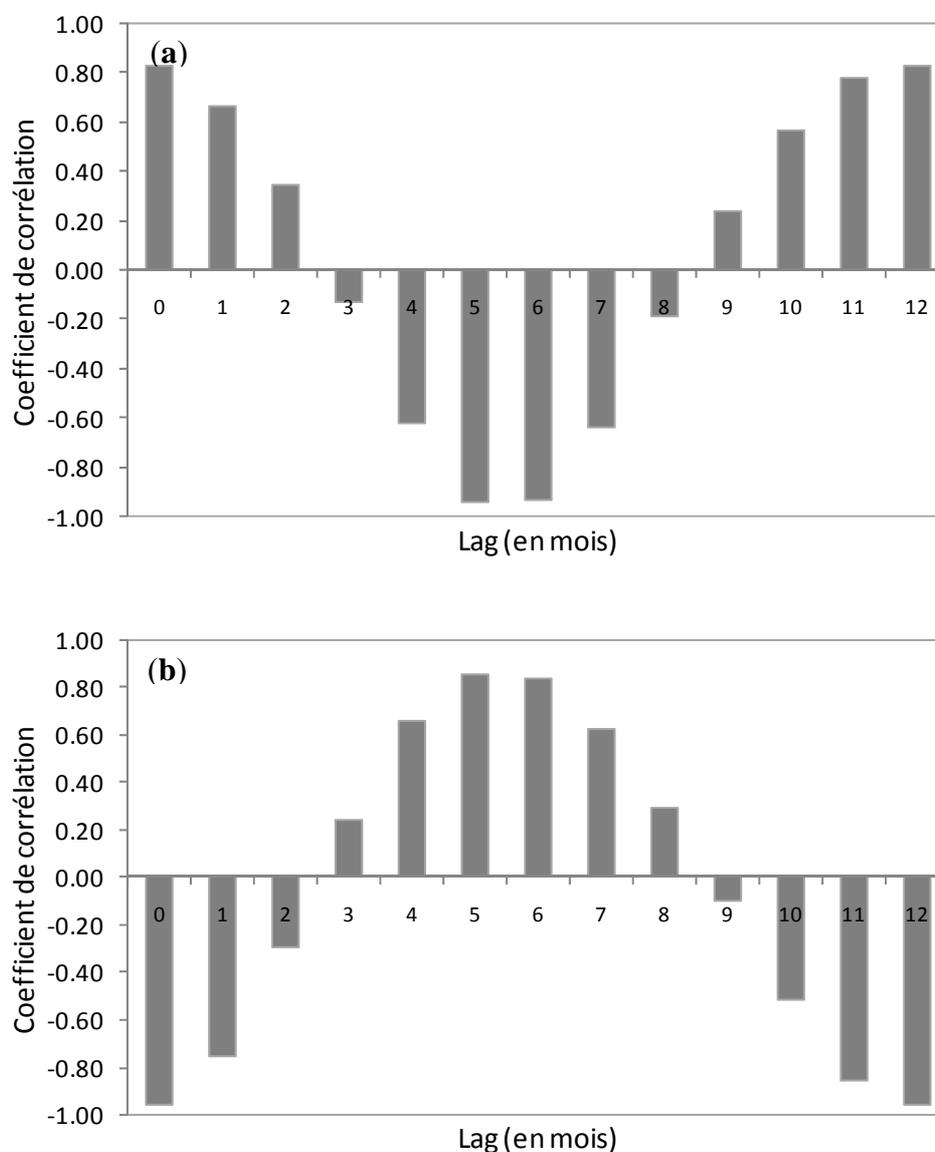


Figure 4.7. *Cross-corrélations entre composantes saisonnières du recrutement et des facteurs environnementaux : IUC (a) et SST (b).*

Enfin, l'étude de corrélations avec décalage entre séries tendancielle (Figure 4.8) montre qu'il n'existe pas de décalage entre l'upwelling et le recrutement du poulpe. Autrement dit, il n'y a pas de tendance, dès qu'on introduit un décalage. Par contre, ce sont des processus qui présentent une certaine durée plus ou moins courte selon les années. Cette durée peut s'étendre jusqu'à 6 mois, i.e. l'hiver et le printemps.

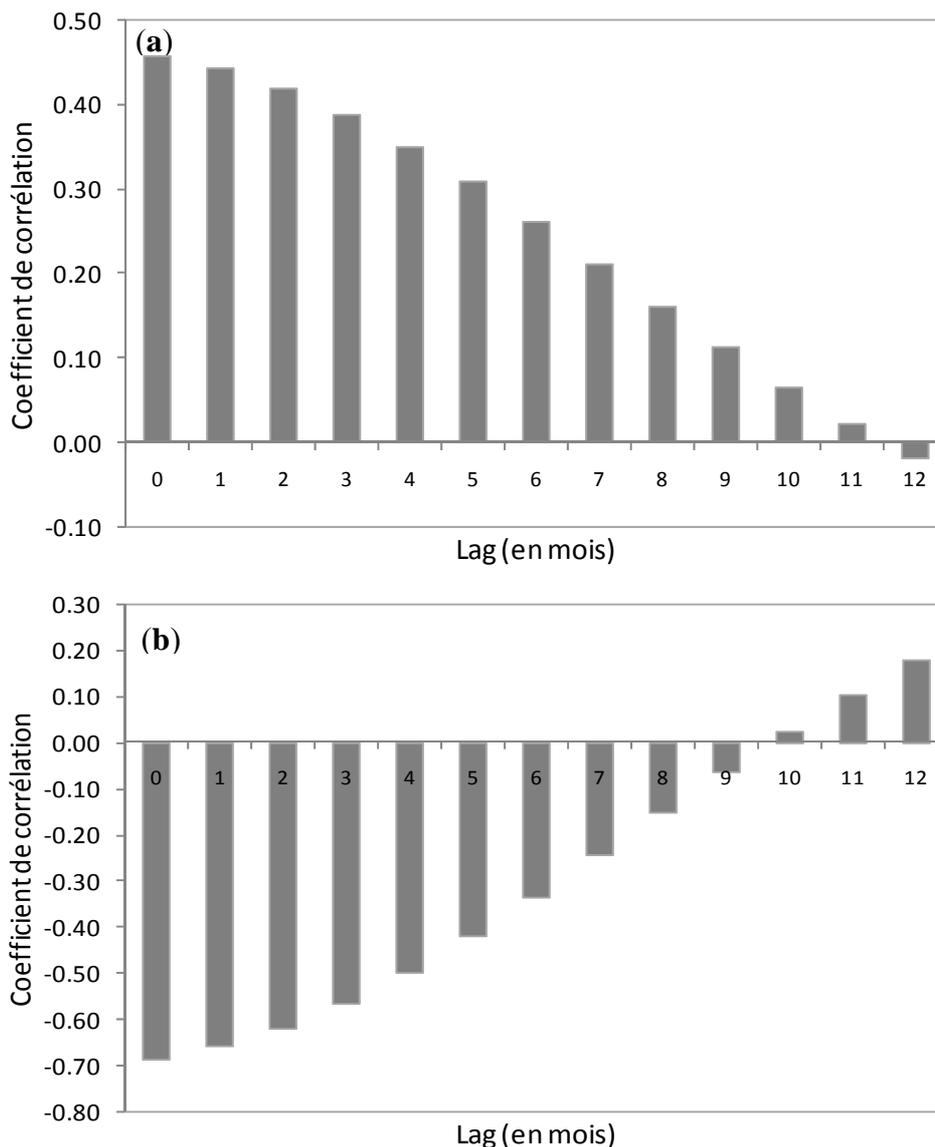


Figure 4.8. *Cross-corrélations entre composantes tendanciennes du recrutement et des facteurs environnementaux : IUC (a) et SST (b).*

4.3. Discussion et conclusions

Les résultats obtenus illustrent l'impact de l'upwelling sur la dynamique du recrutement de poulpe au Sénégal. Après une première analyse descriptive du recrutement et des facteurs environnementaux (SST, IUC), nous avons essayé d'identifier les déterminismes liés à l'environnement des dynamiques observées des populations de poulpes. La détermination précise de l'intensité de l'upwelling et des processus spatiaux associés paraît essentielle pour évaluer les compromis écologiques progressivement développés entre les processus d'enrichissement et le recrutement et/ou l'abondance des espèces (surtout à courte durée de vie) pour s'adapter à leur milieu de vie.

Il existe pour chaque année, deux pics de recrutement ; le premier de moindre importance centré autour du mois de septembre et le second de grande importance, se produit en mars. C'est ce dernier recrutement qui va donner l'essentiel des captures d'une année donnée. Les résultats montrent que le succès du recrutement annuel du poulpe dépend principalement de l'intensité de l'upwelling. Par

contre, l'intensité de l'upwelling diminue très significativement sur la période 1996-2005. Les coefficients de corrélations entre le recrutement et l'intensité de l'upwelling provenant des vents alizés qui soufflent de novembre à mai au Sénégal, sont positifs et très élevés, et plus particulièrement au cœur de la saison d'upwelling, de janvier à mars.

Les espèces à vie courte sont caractérisées par leur très grande sensibilité à la variabilité spatio-temporelle de l'environnement (Dia et al., 1996 ; Agnew et al., 2000 ; Faure 2000), notamment aux fluctuations interannuelles de l'intensité des upwellings qui ont lieu au cœur des zones de reproduction (Jouffre et al., 2000). La température joue notamment un rôle direct et positif sur la vitesse de croissance des phases larvaires et juvéniles (Agnew et al 2000). La dynamique saisonnière de l'intensité de l'upwelling montre que les aires et les saisons de ponte et de nurseries des espèces pélagiques côtières résultent d'une optimisation spatio-temporelle des processus d'enrichissement (Demarcq et Faure, 2000 ; Faure, 2000 ; Faure et al., 2000 ; Caverivière et al., 2002).

Le niveau de recrutement du poulpe dépendrait essentiellement des processus d'enrichissement trophique (Faure, 2000). Les conditions environnementales auxquelles sont soumises les paralarves sont les facteurs clés du déterminisme du recrutement de l'espèce (Faure, 2000). Les moments de l'abondance maximale des larves de poulpes sont l'été et le printemps au Sénégal, et l'automne et le printemps au Banc d'Arguin, en Mauritanie. Dans ce dernier site, deux pics annuels de recrutements existent également: en été et au printemps au Sénégal et en Mauritanie (Faure, 2000) ; l'environnement serait un facteur clé du niveau de recrutement du poulpe.

Le succès du recrutement serait directement influencé par l'impact des facteurs environnementaux sur la survie des premiers stades planctoniques de vie de l'espèce. Caverivière et Demarcq (2002) montrent que la phase larvaire du poulpe, relativement longue constitue le stade critique, la mortalité y est importante. Cette mortalité est plus ou moins importante suivant les conditions du milieu environnant. Donc, selon les conditions hydrologiques rencontrées par les larves, la quantité de juvéniles qui en sont issus peut être très variable d'une année à une autre.

Au printemps, l'intensité de l'upwelling côtier apparaît comme un facteur clé durant la phase larvaire. Cette dernière a lieu à une période de forte turbulence et d'enrichissement maximal qui suit une saison de forte activité d'upwelling (Faure, 2000). Le facteur trophique est le plus limitant. Les entrées d'eaux froides observées chaque année sur la petite côte, à ces périodes, enrichissent la zone et par conséquent favorisent le recrutement.

A l'inverse, les forts alizés au Sénégal limitent probablement le recrutement des poulpes. Ils provoquent de lourdes pertes de larves par dispersion vers le large et par diminution de la disponibilité alimentaire consécutive aux processus dispersifs plus forts. Mais la rétention côtière limite les processus dispersifs et par conséquent réduit cette mortalité larvaire.

En définitive, nos résultats confirment que l'intensité de l'upwelling côtier influe fortement sur la dynamique des populations de poulpe et montrent que les méthodes d'analyse des séries temporelles constituent des outils utiles pour l'étude de ces types de relations. A ce jour, le recrutement du poulpe au Sénégal ne présente pas de diminution significative. En revanche, nos résultats mettent en évidence une diminution drastique de l'indice d'upwelling côtier sur la période 1996-2005. On peut naturellement s'inquiéter des effets que pourrait avoir, à long terme, cette diminution de l'upwelling sur le stock de poulpe sénégalais.

Chapitre 5 :

Application du modèle global à l'étude des relations ressource/pêche/environnement : cas du poulpe et des crevettes

Introduction

L'application du modèle global avec effet de l'environnement (Fréon, 1989) et d'un modèle dynamique bayésien permet (1) d'analyser l'impact de la pêche et de l'environnement sur l'abondance des stocks de poulpes et de crevettes et (2) d'établir un diagnostic sur l'état de ces stocks dans un environnement changeant. Ainsi, à partir de données annuelles de productions et d'abondance et de séries environnementales, les modèles de productions avec effet de l'environnement sont appliqués aux séries de données de poulpes et crevettes.

5.1. Impact de la pêche et de l'upwelling sur la dynamique du stock de poulpe

Les séries environnementales obtenues au Sénégal ont été calculées en se concentrant sur les périodes clés du cycle de vie du poulpe. Sur les côtes ouest africaines, nous avons vu qu'il existe deux périodes de ponte du poulpe dont la durée varie suivant les stocks (Hatanaka, 1979 ; Dia, 1988 ; Inejih et Dedah, 1996 ; Inejih, 2000). La ponte la plus importante a lieu entre septembre et décembre après la période intense de l'upwelling côtier. La seconde, de moindre importance par rapport à la première, se passe au moment de l'upwelling, de février à mai. Pour le stock de poulpe de Mauritanie, les phénomènes biologiques se passent bien avant ceux du stock du Sénégal.

5.1.1. Modèle global à l'équilibre

5.1.1.1. Données et méthodes

❖ Captures par unité d'effort

Les données comprennent essentiellement les captures réalisées dans la ZEE sénégalaise et les efforts de pêche correspondants. Ces données sont fournies par le Centre de Recherches Océanographiques de Dakar Thiaroye (CRODT). Les données utilisées s'étendent depuis le début de la pêcherie (1985) jusqu'aux années récentes (2005). Les CPUE de la pêche artisanale et de la pêche industrielle sont calculées respectivement à partir des données de production de la pêche piroguière ciblant le poulpe et de la pêche chalutière industrielle de 1985 à 2005 et des efforts de pêche correspondants. Ces derniers sont exprimés pour la pêche artisanale en nombre de sorties (Laloë, 1985) et pour la pêche industrielle en nombre de jours de pêche au cours desquels du poulpe a été débarqué. Ces données permettent de calculer un indice d'abondance combiné représentatif de l'abondance du stock de poulpes.

❖ Données environnementales

En plus des données de captures et d'indices d'abondance, des données environnementales sont également utilisées dans les modèles. L'upwelling côtier est le principal élément qui conditionne l'hydroclimat des régions ouest africaines et a un fort impact sur la production biologique marine. Plusieurs indices permettent d'appréhender ce mécanisme physique. 3 variables environnementales sont testées dans les modèles : l'indice d'upwelling côtier compris entre les mois de janvier à mai correspondant à la période de l'upwelling où les vents alizés dominant (cf. chapitre 4), l'indice d'upwelling côtier issu du système Aviso et enfin l'indice d'upwelling côtier fourni par Demarcq.

Un autre indice d'upwelling côtier a été également utilisé dans les modèles. Il s'agit de l'intensité du vent parallèle à la côte ($m.s^{-1}$), de direction Nord-Sud, qui souffle de janvier à mai. Cette composante Nord-Sud des vents alizés est responsable de l'upwelling côtier le long du littoral. Les données sont issues des valeurs de vent en surface du système Aviso (Archivage, visualisation, interprétation des données des satellites océanographiques) fournies par la Météo France. Quatre fois deux valeurs (composantes méridionale et latitudinale) sont calculées par jour pour chaque angle d'un carré d'un degré de côté. Les données sont annuelles et vont de 1986 à 1999.

A ces deux indices, s'ajoute celui fourni par Demarcq (com. pers.). Il s'agit d'un indice de température du mois de mars qui est la différence entre une valeur d'une année donnée et la moyenne des températures de 1986 à 1999. Pour plus de détails sur cet indice, on peut se référer à Laurans et al. (2002).

La couleur de l'eau en relation avec la productivité du milieu est généralement prise en compte pour caractériser le phénomène d'upwelling. En effet, les nutriments transportés par l'upwelling vers la surface contribuent au développement du phytoplancton. Et pour mesurer l'abondance de ce phytoplancton, on utilise la concentration en chlorophylle a. L'évolution spatio-temporelle de cette concentration donne une information plus ou moins précise sur la dynamique de l'upwelling (Figure 5.1) de ses implications sur le potentiel halieutique. Les données de concentration en chlorophylle a sont issues des données historiques du capteur SeaWiFS, téléchargeables à partir du site de la NASA (<http://daac.gsfc.nasa.gov>), avec une fréquence de 8 jours. Ces données sont des concentrations moyennes mensuelles de chlorophylle a (mg/m^3) comprises entre la côte et un point géographique situé au large, de concentration égale à $1 \text{ mg}/\text{m}^3$. Les données sont disponibles entre septembre 1997 et novembre 2005 et couvrent toute la zone ouest africaine (10°N à 36°N). Les figures 5.2 et 5.3 illustrent la dynamique de l'upwelling le long des côtes sénégalaises. Elles montrent le caractère saisonnier de l'upwelling, fort pendant l'hiver et faible pendant l'été.

Ces données ont été obtenues pour la zone de pêche (16° - 12°N) correspondant au stock de poulpe définie par la FAO (2006).

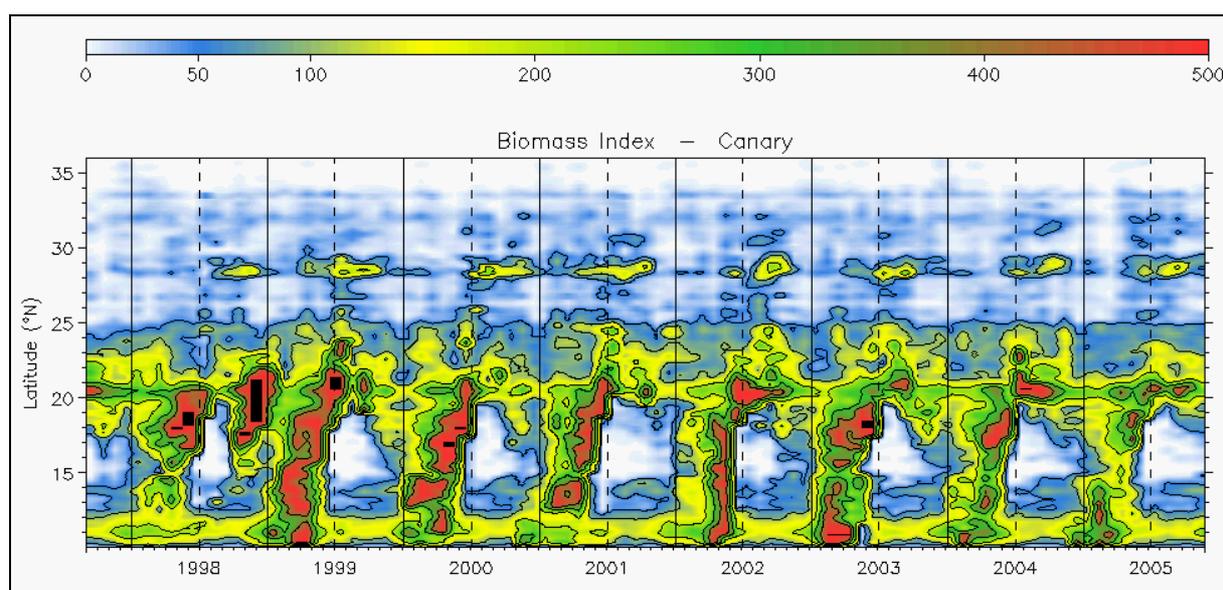


Figure 5.1. Variation mensuelle de l'indice de biomasse (mg/m^3) de septembre 1997 à novembre 2005 (source : SeaWiFS)

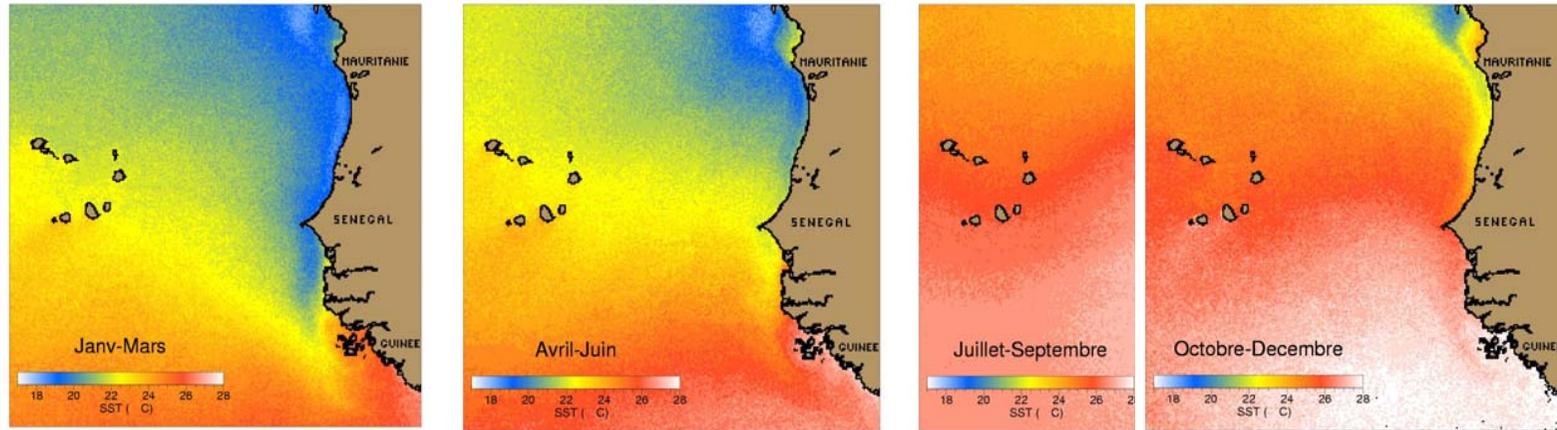


Figure 5.2. *Température moyenne par trimestre à la surface de la mer pour la zone Sénégal (source : METEOSAT)*

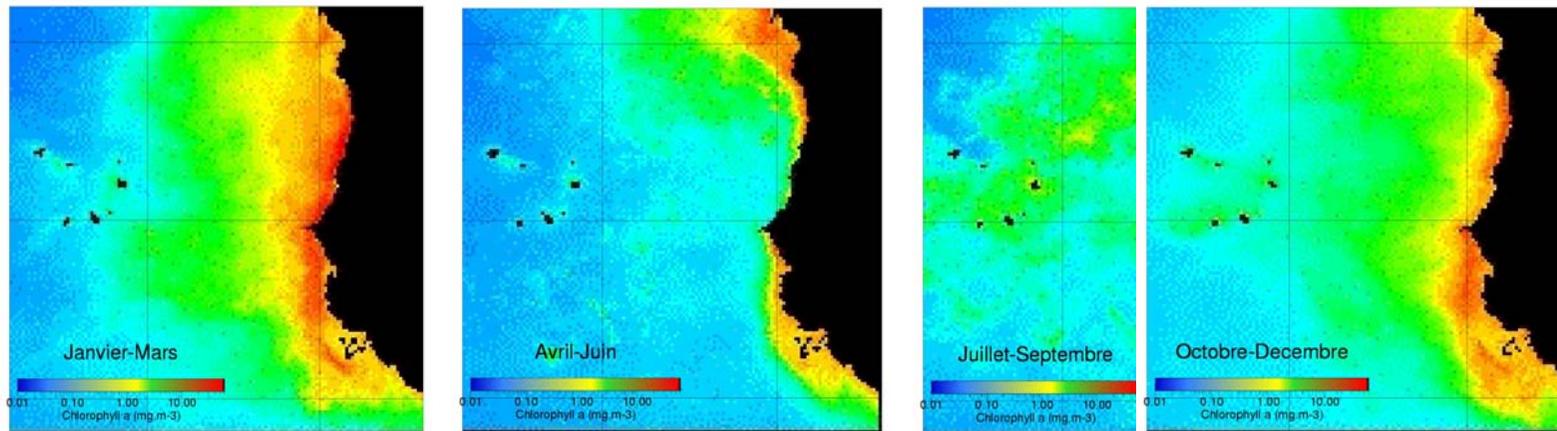


Figure 5.3 : *Concentration moyenne par trimestre en Chlorophylle a à la surface de la mer au Sénégal (source : SeaWiFS)*

❖ Méthodes

Les modèles de production sont des modèles simples, appliqués aux données de captures sans structure d'âge et d'efforts de pêche. Le surplus de production est la quantité de biomasse pouvant être enlevée de la population sans changement de taille de celle-ci. La capacité de réaction de la population est donc une fonction de la densité (Jensen, 2005).

Les données de captures et d'effort de pêche sont utilisées afin d'estimer pour chaque année, (1) un effort de pêche théorique combiné et (2) un indice d'abondance combiné. Ce dernier est dit combiné car étant obtenu à partir des données de la pêche artisanale et de la pêche industrielle. En effet, on calcule deux indices d'abondance IA_{PI} et IA_{PA} qui sont déduits respectivement de la pêche industrielle (PI) et de la Pêche artisanale (PA). Il en est de même pour les deux efforts de pêche théoriques $F_{th_{PI}}$ et $F_{th_{PA}}$. Lorsque les données PI ou PA ne sont pas disponibles ou fiables, les efforts de pêche théoriques sont calculés à partir de l'évolution de l'autre série disponible. Cet effort théorique est ensuite utilisé pour calculer l'indice d'abondance combiné. Une série empirique de puissance de pêche (P_g) est appliquée aux données d'effort pour tenir compte des connaissances que l'on a sur la pêcherie de poulpe au Sénégal. Ainsi, sur toute la période de l'étude, la puissance augmente de 5% par an. P_g est conventionnellement fixé à 1 pour l'année 2005.

Un modèle de Fox (1970) sans effet de l'environnement est d'abord ajusté à partir des efforts de pêche théoriques (E_i). Il estime la série d'indice d'abondance (IA_i) de la manière suivante :

$$IA_i = b \times e^{a \times E_i}$$

avec i faisant référence à l'année et a et b les paramètres du modèle.

Deux types de modèles globaux avec effet de l'environnement, basés sur le modèle de Fox sont ensuite testés (Fréon, 1991). Ils traduisent un effet de l'environnement sur l'abondance. Les modèles sont ajustés aux séries de données allant de 1985 à 2005 et expriment l'abondance (IA) de chaque stock comme une fonction de l'effort de pêche (E) et de l'indice environnemental (V), (Fréon, 1991 ; Fréon et al., 1992). Le modèle de Fox, contrairement au modèle de Schaefer (1954) qui suppose des captures nulles au-delà d'un certain niveau d'effort de pêche (ce qui n'est vraisemblablement pas réaliste), implique une évolution de la biomasse vers l'équilibre plus progressive. De plus, le modèle de Fox donne la meilleure corrélation avec les abondances observées que les autres modèles globaux (modèles de Schaefer et de Pella et Tomlinson (1969)). Ces modèles considèrent le stock comme une entité dont l'abondance dépend de l'action de prédation exercée par l'homme, ici l'effort de pêche. Ils peuvent être considérés comme des modèles de compétition intra-spécifique, basés sur l'existence de mécanismes de régulation de densité dépendants (Gascuel, 2008).

Le premier modèle correspond à un effet linéaire de l'indice d'upwelling.

$$IA_i = (a + b.V_i) \times e^{c \times E_i} \text{ (Modèle 1)}$$

avec a , b et c les paramètres du modèle. Les paramètres a et b n'ont pas la même signification que dans le cas du modèle de Fox.

Le second correspond à un effet non linéaire.

$$IA_i = (a \times V_i^b) \times e^{c \times E_i} \quad (\text{Modèle 2})$$

Ces modèles sont ajustés sur feuille Excel sur toute la série disponible qui va de 1985 à 2005. L'ajustement du modèle est conduit en utilisant la méthode des moindres carrés. Après ajustement, un coefficient de détermination ajusté, donc corrigé des degrés de liberté est calculé entre les séries d'indices d'abondance prédites par les différents modèles testés et la série d'indices observés.

$$R^2 \text{ corrigé} = 1 - (1 - R^2) \times \frac{n-1}{n-p-1}$$

avec n, le nombre de valeurs et p, le nombre de paramètres du modèle.

Les deux modèles supposent que la variable environnementale n'agit que sur l'abondance. Compte tenu de la faible longévité du poulpe (de l'ordre d'un an), les modèles ont été ajustés à l'équilibre, sans recourir aux méthodes de pseudo-équilibre de Fox (1975). Les ajustements ont été conduits sous feuille Excel, par la méthode des moindres carrés sous l'hypothèse d'une distribution normale des erreurs. Un modèle et une série environnementale sont finalement retenus. Ce choix correspond à l'association qui permet d'expliquer aux mieux les années où l'abondance est forte et qui donne donc le meilleur coefficient de détermination ajusté. Le modèle ajusté est ensuite utilisé pour estimer la courbe de production équilibrée en fonction du multiplicateur d'effort, pour une valeur donnée de la variable environnementale.

Des courbes de production à l'équilibre sont représentées, selon trois scénarios de l'environnement (Figure 5.5). Ainsi, trois valeurs de l'indice d'upwelling côtier du système Aviso correspondant à des hypothèses d'upwelling faible, moyen et élevé sont testées, afin de voir leur influence sur la pêcherie. Ces hypothèses correspondent respectivement aux valeurs minimales (12,24), moyenne (15,70) et maximale (19,16) de l'upwelling sur la période étudiée, 1985-2005.

On trace également des isoplèthes de production à l'équilibre en fonction des valeurs du multiplicateur d'effort et de la série environnementale. La dernière année 2005 est prise ici comme année de référence, avec un multiplicateur d'effort égal à 1.

5.1.1.2. Résultats

Les deux modèles ajustés donnent des résultats semblables mais les meilleurs résultats sont obtenus avec le modèle 1 (Tableau 5.1). Ainsi, seuls les résultats du modèle 1 sont présentés ici.

L'exploitation du poulpe se caractérise donc par une forte variabilité interannuelle des débarquements. L'évolution de l'effort de pêche théorique met en évidence une forte augmentation de la pression de pêche sur l'ensemble de la période (Figure 5.4). Cette évolution correspond bien au développement connu de cette pêcherie (surtout de la pêche artisanale), dû à un certain nombre de facteurs (une demande forte des pays occidentaux et asiatiques, la présence de poulpe et les revenus élevés de l'exploitation de cette ressource).

L'indice d'abondance montre une forte variabilité d'une année sur l'autre avec des pics marqués certaines années (1986, 1989, 1991, 1999 et 2002) sans tendance nette (Figure 5.5a, voir annexe VII, p. 213). Globalement, les abondances prédites par les différents modèles rendent bien compte de cette évolution mais seuls les résultats du modèle 1 sont présentés ici (Tableau 5.1). Les résultats indiquent

que l'indice d'upwelling côtier fourni par Demarcq donne les meilleurs résultats (Tableau 5.1) mais cette série ne couvre que le début de la période. Pour la suite du travail, le modèle 1 est utilisé et le choix s'est porté sur l'IUC fourni par Demarcq (com. pers.). Ce modèle explique les années où l'indice d'abondance du poulpe est élevé.

$$IA(t) = (7,18 + 4,63 \times IUC(t)) \times e^{-0,69 \times mE}$$

L'effort de maximisation théorique des captures est de 5210 soit un multiplicateur d'effort de 0,90. Il est le même pour les trois courbes (Figure 5.5). Ceci s'explique par le type de modèle choisi. « Pour le diagnostic correspondant à la situation moyenne (IUC = 15,70), le MSY est estimé à 15 700 tonnes et la pêcherie du poulpe se trouverait dans une situation de légère surexploitation. Cependant la valeur de MSY peut atteindre près de 26 500 tonnes lorsque l'upwelling est très intense (IUC = 19,16) et inversement, le MSY présente une valeur relativement faible, de l'ordre de 5 000 tonnes, lors des années d'upwelling faible (12,24) ». Au contraire, le MSY présente de faibles valeurs de l'ordre de 5 000 tonnes lors des années d'upwelling faible (12,24). Ainsi, d'une année à l'autre, la pêcherie peut présenter de fortes évolutions en termes d'efforts et surtout de captures, qui peuvent s'expliquer par la disponibilité et/ou l'abondance de la ressource liée à l'intensité de l'upwelling. Les isoplèthes des captures à l'équilibre (Figure 5.6) illustrent à la fois les conséquences que peuvent engendrer les fortes variations de l'upwelling et/ou un changement important de l'effort de pêche.

Tableau 5.1. Coefficients de détermination ajustés (abondances prédites versus observées) obtenus pour les trois modèle ajustés et les trois séries d'indices d'upwelling côtiers retenues.

Modèles	IA Fox	IA IUC janvier/mai	IA IUC Demarcq	IA IUC Aviso
Modèle sans effet de l'env.	0.09			
Modèle 1		0.24	0.58	0.39
Modèle 2		0.14	0.54	0.36

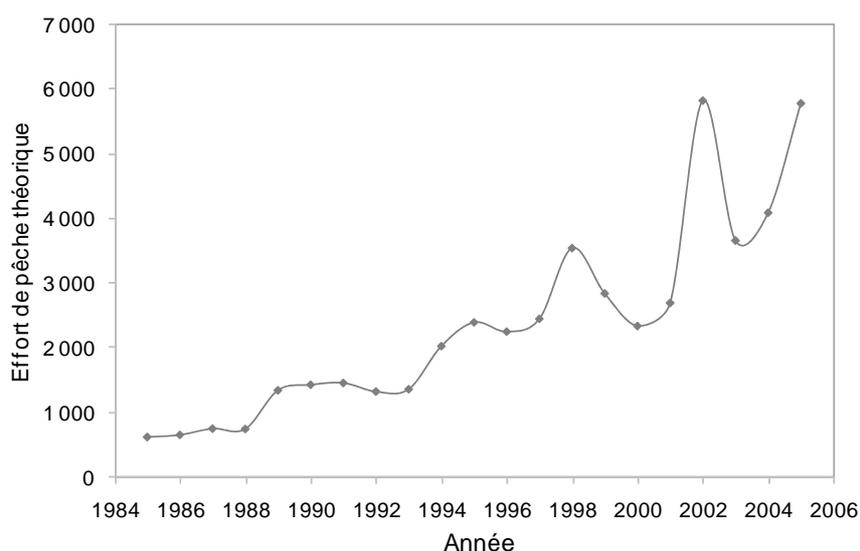


Figure 5.4. Evolution de l'effort de pêche théorique appliqué au poulpe de 1985 à 2005. (L'échelle de l'axe des ordonnées est arbitraire car comprenant la pêche artisanale et pêche industrielle).

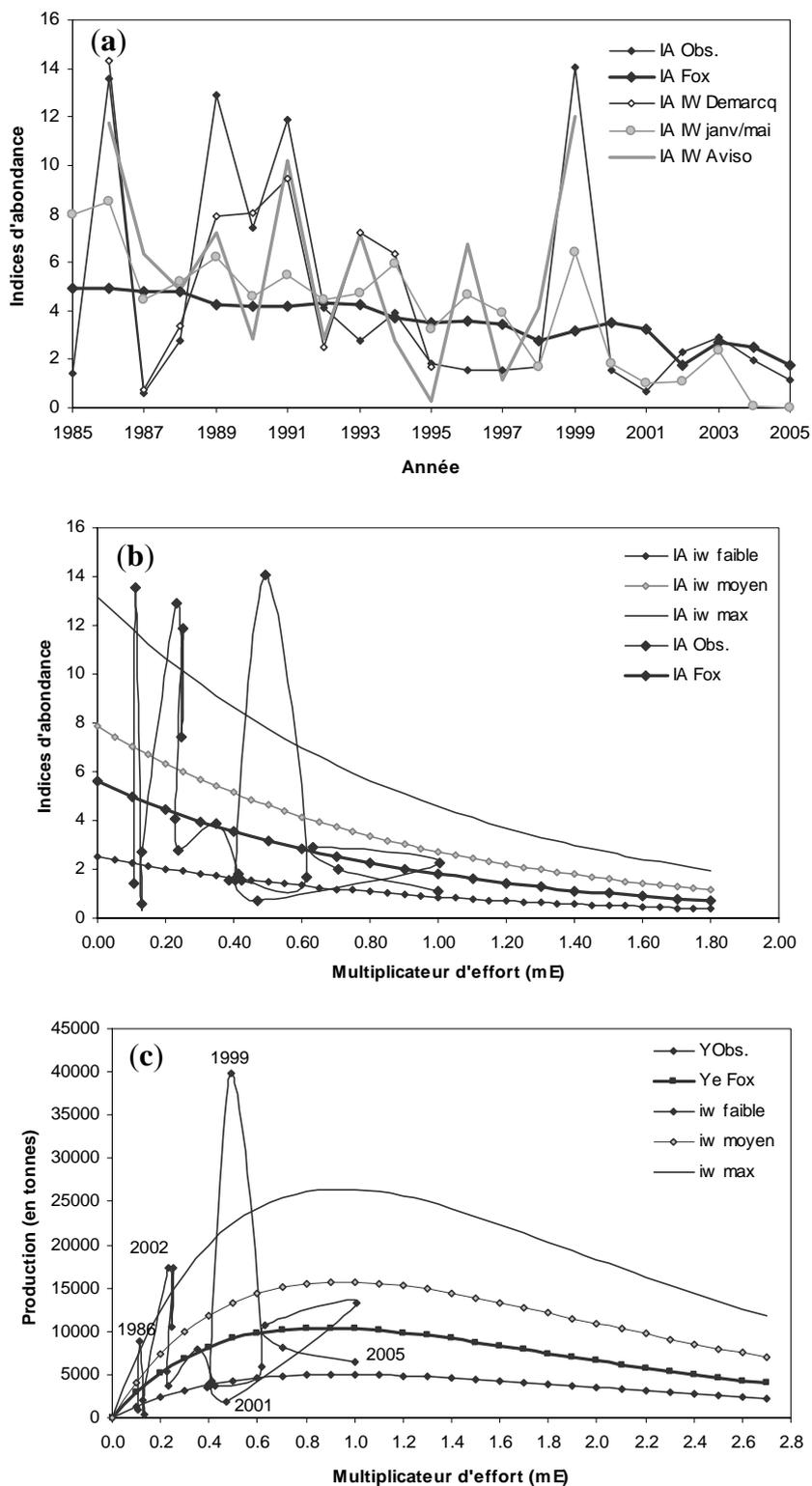


Figure 5.5. Modèle de production du stock de poulpe au Sénégal : (a) Evolution de l'abondance du poulpe : indices observés et indices prédits par les modèles de Fox et de Fréon (avec effet de l'environnement) (modèle 1), (b) courbes d'abondance à l'équilibre en fonction d'un multiplicateur de l'effort, pour trois valeurs d'indices d'upwelling du système Aviso, et valeurs d'abondances observées (IA Obs.), (c) courbes de capture à l'équilibre en fonction d'un multiplicateur de l'effort, pour trois valeurs de l'IUC Aviso, et valeurs de production observées.

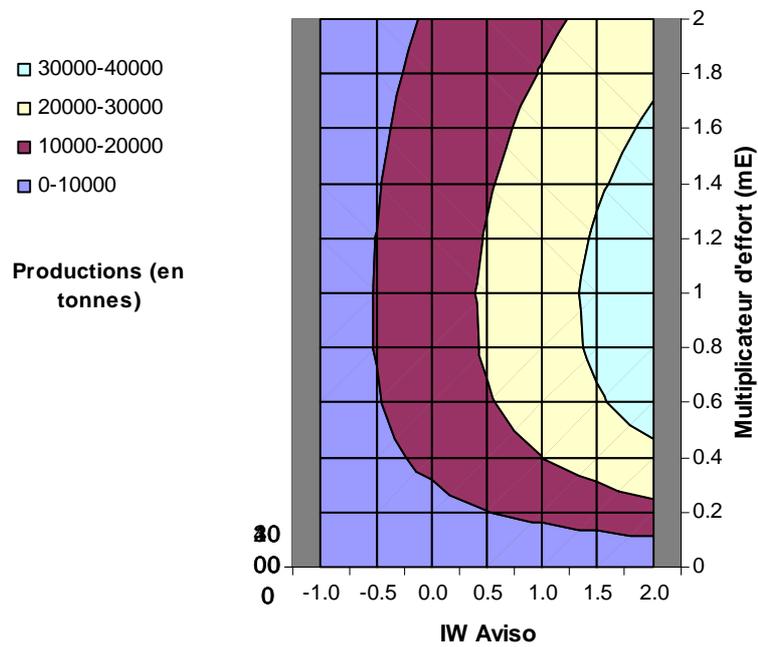


Figure 5.6. *Isoplèthes des captures à l'équilibre (en tonnes) suivant le multiplicateur de l'effort de pêche (base 1 en 2005) et les indices d'upwelling issus du système Aviso.*

5.1.2. Modèle global dynamique

Suivant les travaux de Meyer et Millar (1999), un modèle global dynamique a été développé dans un cadre Bayésien et appliqué au stock de poulpe à l'échelle de la ZEE sénégalaise. Ce modèle stochastique d'état permet de prendre compte à la fois les erreurs de processus liées à la variabilité naturelle sous-jacente de la dynamique du stock de poulpe et les erreurs d'observation associées à l'incertitude sur les indices d'abondance (erreurs de mesure et d'échantillonnage). La modélisation statistique Bayésienne couplée aux méthodes d'estimation numérique par échantillonnage (e.g. méthodes de Monte Carlo) offre un cadre de modélisation particulièrement flexible et adapté au traitement de modèles complexes rencontrés en écologie (Dennis, 1996 ; Clark, 2005). Les modèles Bayésiens se révèlent particulièrement utiles en halieutique compte tenu de l'incertitude liée à la complexité des écosystèmes marins et aux problèmes de collecte de données (Ludwig et al., 1993).

5.1.2.1. Données et méthodes

Les données de captures et d'indices d'abondance combinés, calculés à partir des données de captures et d'effort de la pêche artisanale et industrielle (§ 5.1.1.1., partie méthodes) sont utilisées et concernent le stock de poulpe à l'échelle de la ZEE sénégalaise pour la période 1985-2005.

On considère un modèle exponentiel de Fox (1970) et on suppose que les structures d'erreurs sont log-normales. L'équation du processus s'écrit :

$$B(t+1) = \left[B(t) + r \left(1 - \frac{\log(B(t))}{\log(K)} \right) - C(t) \right] \times e^{\varepsilon_t}$$

où B est la biomasse, r le taux intrinsèque de croissance, K la capacité biotique et C, les captures totales de poulpe. Par hypothèse, on considère ε suit une loi de distribution normale de moyenne 0 et de variance σ .

L'équation d'observation permet de relier les indices d'abondance observés à la biomasse :

$$IA(t) = qB(t) \times e^{\sigma_t}$$

où IA est l'indice d'abondance et q la capturabilité. σ suit une loi de distribution normale de moyenne 0 et de variance τ .

Les valeurs des paramètres r et K estimées par les modèles globaux dans les précédents travaux (Jouffre et al., 2000 ; Caverivière et al., 2002 ; Ono, 2007 ; Robert et al., 2008) permettent de définir des lois de distribution a priori informatives. Des lois de distribution a priori non informatives sont considérées pour les paramètres q, ε et τ :

$$r \sim \text{dlnorm}(1.1, 1.5)$$

$$K \sim \text{dnorm}(100000, 0.0000002)$$

$$\text{Log}(\varepsilon) \sim \text{dunif}(-10, 10)$$

$$\text{Log}(\tau) \sim \text{dunif}(-10, 10)$$

$$1/q \sim \text{dunif}(100, 1000)$$

Dans un premier temps, on fait l'hypothèse que la biomasse initiale (année 1985) est égale à 90 % de la capacité biotique. D'autres valeurs de K sont utilisées et une analyse de sensibilité du modèle à ce

paramètre est conduite (Tableau 5.3). Le modèle est développé sous le logiciel BUGS qui utilise un algorithme de « Metropolis-Hastings within Gibbs » pour échantillonner dans les lois *a posteriori* des paramètres. 500 000 itérations sont réalisées par chaîne de Monte Carlo Markov (MCMC) afin d'obtenir la convergence des chaînes.

Pour le cas du modèle dynamique, les résidus sur les indices d'abondance de poulpe sont calculés par l'expression :

$$\text{Résidus } IA[t] = q \cdot \text{Biomasse } [t] \cdot e^{\varepsilon} - IA_{\text{observés}} [t]$$

avec t faisant référence à l'année.

Ces résidus sont corrélés à la série d'IUC pour quantifier une quelconque relation pouvant exister entre l'abondance du poulpe et l'environnement.

5.1.2.2. Résultats

L'information contenue dans les données de captures et d'indices d'abondance permet de « mettre à jour » les lois de distribution *a posteriori* des paramètres r et K :

La loi de distributions *a posteriori* de r est plus étroite que la distribution a priori (Figure 5.7). L'incertitude sur la valeur de r exprimée par la loi *a priori* peu informative sur ce paramètre, de moyenne égale à 4.2 et d'écart type 4.1, est beaucoup plus faible à l'issue de l'ajustement puisque la loi *a posteriori* de ce paramètre a une moyenne de 3.55 et un écart type de 1.55 (Tableau 5.2).

En revanche, les lois *a priori* et *a posteriori* sur K sont peu différentes (Figure 5.8). Le choix d'un prior informatif de forme normale a été fait sur le paramètre K (capacité biotique). Ainsi pour tester son influence sur les posteriors, une analyse de sensibilité a été effectuée sur ce paramètre (Tableau 5.3). Les résultats montrent une sensibilité des paramètres estimés par le modèle à la capacité biotique. Pour des valeurs de K élevées, r diminue et le MSY, estimé augmente (Tableau 5.3).

Le modèle global dynamique développé dans un contexte Bayésien permet ainsi d'évaluer l'état du stock en exprimant *in fine* l'incertitude autour des paramètres d'intérêt tels que le MSY et l'effort de pêche correspondant au MSY. L'ajustement sur la série d'indice d'abondance permet d'estimer la loi a posteriori du MSY (Figure 5.9). La moyenne de la loi a posteriori sur le MSY est de 11 300 tonnes avec les quantiles 5 % et 95 % respectivement à 4 503 et 20 370 tonnes (Tableau 5.2). Le MSY estimé par le modèle dynamique est proche de celui estimé, pour la même période, par la méthode d'équilibre (qui est de 10 500 tonnes). Les captures observées au cours des deux dernières années d'exploitation sont en dessous du MSY et les efforts de pêche, supérieurs à l'effort de pêche au MSY. Ceci indique un état de surexploitation du stock de poulpe due à une activité de pêche très intense.

Les valeurs de biomasse estimées par le modèle rendent bien compte de l'incertitude liées aux erreurs de processus et d'observation pour donner une représentation plus réaliste de la dynamique du stock de poulpe (Figure 5.10). Ainsi, on note une forte variabilité interannuelle de la biomasse caractérisée par des pics importants certaines années (1989, 1991 et 1999) et des biomasses très faibles au cours des années 1987 et 2001. Depuis 2002, la biomasse diminue. Cependant, il n'y a pas de tendance nette quant à l'évolution de la biomasse sur toute la période d'étude.

Par ailleurs, des relations entre les indices d'abondance du poulpe et les indices d'upwelling côtiers prévalant lors des stades jeunes (i.e. au printemps) ont été recherchées afin d'expliquer cette variabilité interannuelle. Les résultats montrent une relation linéaire significative ($R^2=0,23$) entre les indices d'abondance du poulpe et l'indice d'upwelling moyen entre janvier et mai de chaque année (Figure 5.11). La variabilité interannuelle de l'abondance du poulpe dépend donc de l'intensité de l'upwelling. Ces résultats corroborent à ceux issus du modèle global avec effet de l'environnement (§ 5.1), ainsi que ceux obtenus par Laurans et al. (2002) qui expliquent l'explosion du poulpe en 1999 par une forte intensité d'upwelling. La production annuelle de poulpe dépend donc principalement de l'intensité de l'upwelling.

Les résidus d'indice d'abondance sont donc corrélés aux indices d'upwelling côtiers mais les résultats montrent qu'il n'y a pas de corrélation directe entre les deux variables abondance et upwelling ($R^2=0.11$ avec $n=21$). De même, on montre qu'il n'existe pas de relation entre les biomasses prédites par le modèle global dynamique et l'indice d'upwelling ($R^2=0.003$). Ceci traduit le fait que les effets de l'environnement peuvent être masqués par les changements d'effort de pêche. En d'autres termes, ces effets n'apparaissent clairement que lorsque l'effet de la pêche est simultanément prise en compte.

Les captures de l'année 2005 (6472 tonnes) sont inférieures au MSY (Tableau 5.2) ; le stock de poulpe serait alors dans une situation de pleine exploitation voire de légère surexploitation. L'effort de pêche correspondant au MSY est estimé à 11920 tonnes, soit une mortalité par pêche $F_{MSY}=0.31$. Par ailleurs, le MSY obtenu sous l'hypothèse d'équilibre (modèle sans effet de l'environnement) est très proche de l'estimation du MSY obtenu à partir d'un modèle dynamique. A cet effet, le modèle dynamique n'apporte pas plus d'informations par rapport au modèle global avec ou sans effet de l'environnement. Au contraire, vu la relation significative entre les indices d'abondance et les indices d'upwelling, le MSY paramètre pourrait varier suivant les conditions environnementales du milieu. Donc un modèle qui intègre des variables environnementales serait beaucoup plus adapté pour l'évaluation d'une telle ressource dont l'abondance est très variable d'une année à une autre.

Tableau 5.2. Principaux paramètres estimés par le modèle

Paramètres	moyenne	Ecart-type	MC_error	Quantiles 5%	médiane	Quantiles 95%
E_{MSY}	11920	38670	437.9	4915	9698	26250
F_{MSY}	0.308	0.135	0.001171	0.1226	0.2898	0.5553
K	99810	2241	10.69	96120	99810	103500
MSY	11300	4952	42.98	4503	10640	20370
q	0.001393	0.000511	0.0000181	0.001014	0.001227	0.002251
r	3.545	1.554	0.01348	1.411	3.336	6.391

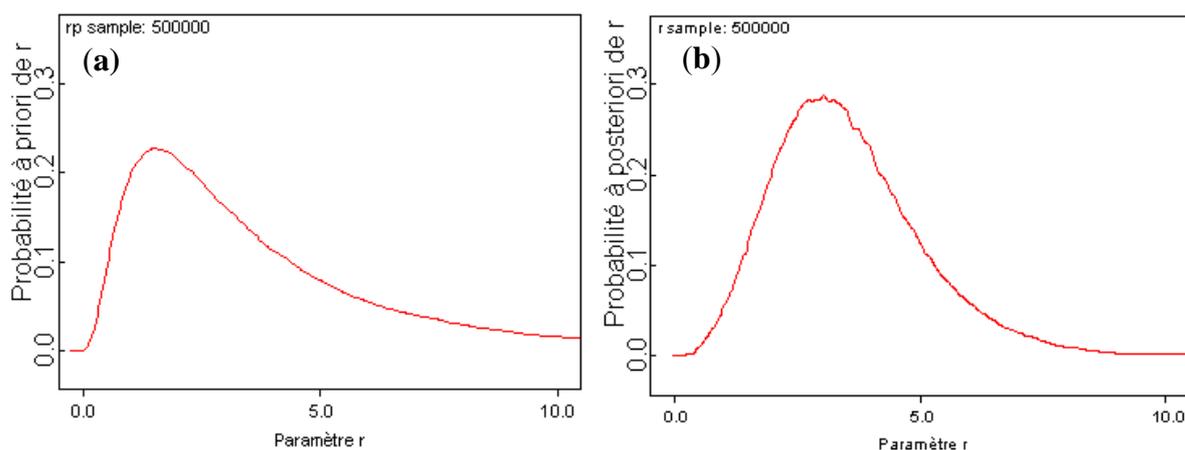
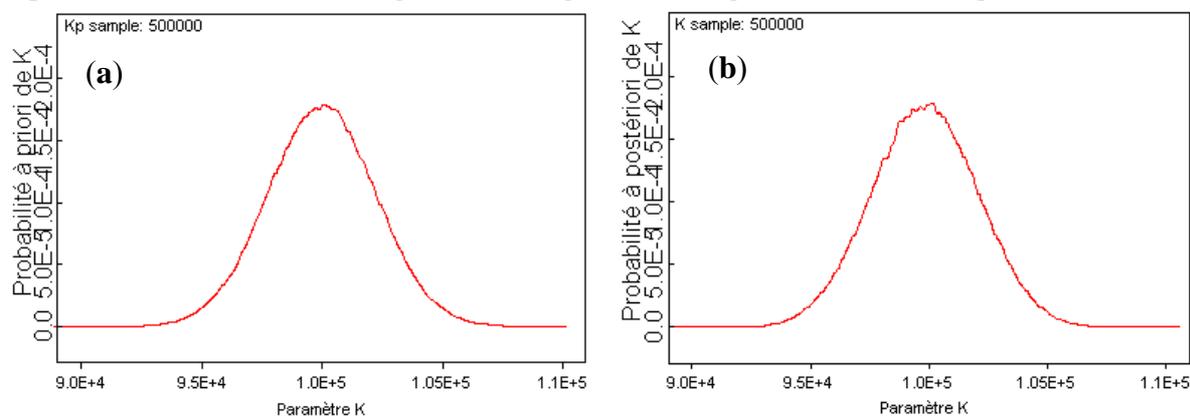
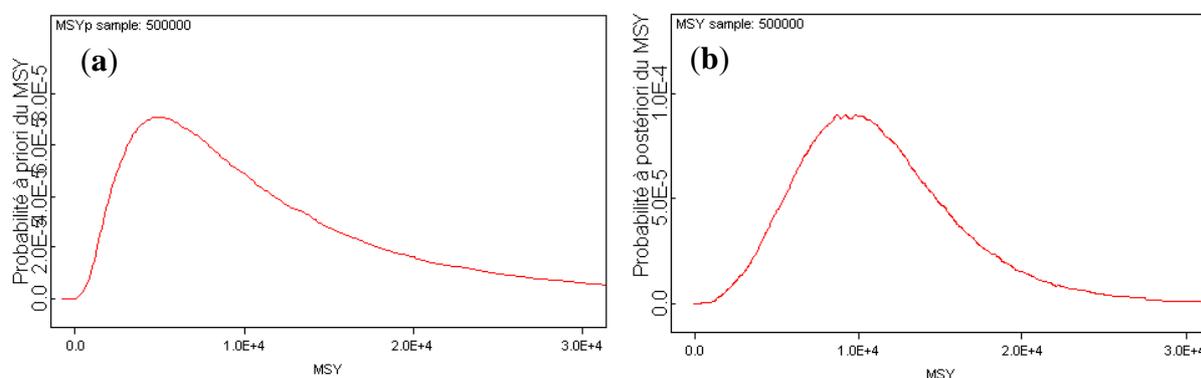
Figure 5.7. Lois de distribution a priori (a) et a posteriori (b) pour le taux intrinsèque de croissance r .Figure 5.8. Lois de distribution a priori (a) et a posteriori (b) pour la capacité biotique K .

Figure 5.9. Lois de distribution a priori (a) et a posteriori (b) pour la prise maximale équilibrée (MSY). Les échelles en ordonnée ne sont pas identiques entre les deux figures.

Tableau 5.3 : Analyse de sensibilité du modèle global dynamique au paramètre K

K	80 000	100 000	120 000	140 000	200 000
F_{MSY}	0.3624	0.308	0.2776	0.259	0.2243
MSY	10630	11300	12240	13330	16500
q	0.001312	0.001393	0.001307	0.001349	0.001474
r	4.09	3.545	3.247	3.069	2.738

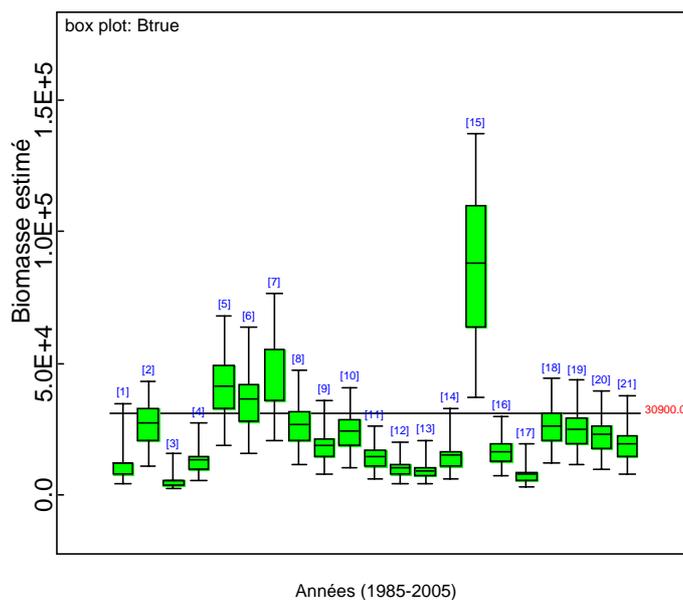


Figure 5.10. Evolution de la biomasse annuelle estimée par le modèle de 1985 à 2005.

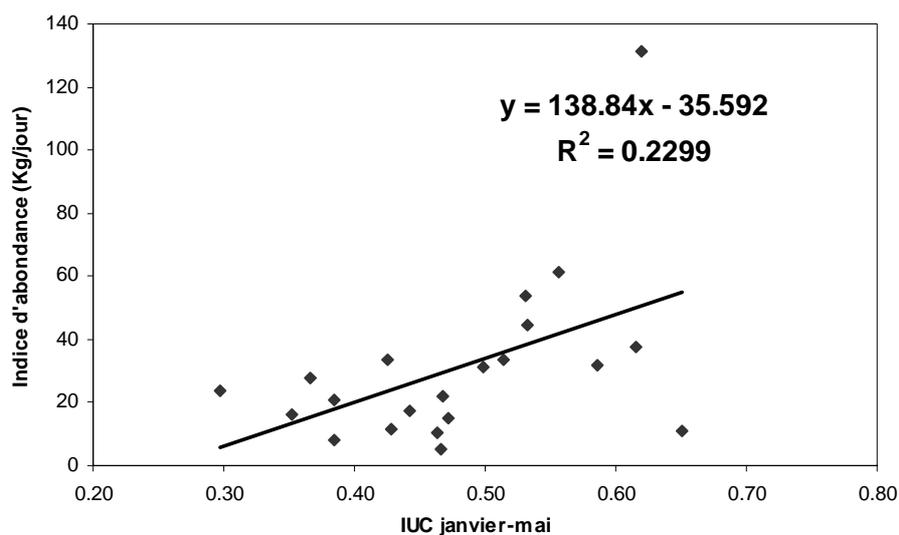


Figure 5.11. Relation entre l'indice d'abondance du poulpe et l'indice d'upwelling côtiers moyen entre janvier et mai.

5.2. Dynamique des stocks de crevettes

Au Sénégal, les stocks de crevettes blanches sont exploités depuis la fin des années 1960 (Lhomme, 1981 ; Caverivière et Thiam, 2002). Cependant, leur potentiel de production, et par conséquent les captures varient d'une année à une autre (Thiaw et al., 2009). Pour le stock Sud, elles restent plus ou moins constantes sur la période 1971-1994 et diminuent considérablement sur la période 1995-2005 (de 2 400 tonnes en 1995 à 700 tonnes en 2005) (Figure 5.12). Pour le stock Nord, les captures observées sont faibles, moins de 1000 tonnes par an en moyenne mais fluctuent aussi d'une année à une autre sans tendance nette (Figure 5.12).

5.2.1. Données et méthodes

Les données de captures de crevettes sont utilisées par les modèles (Fox, 1970 ; Fréon, 1991). Elles sont fournies par le Centre de Recherche Océanographique de Dakar-Thiaroye (CRODT) et couvrent la période 1985-2005 pour le stock Nord et 1971-2005 pour le stock Sud. Les indices d'abondance utilisés dans le modèle sont estimés par GLM à partir des données de statistiques de pêche du CRODT et des données de l'usine Sopasen (cf. chapitre 2). Les captures par unité d'effort issues de ces données sont utilisées pour examiner les potentiels de production dans un environnement fluctuant. Les données environnementales utilisées dans les modèles sont obtenues à partir des images satellitales (cf. chapitre 4). L'indice d'upwelling côtier calculé à partir des données de vitesse du vent fournies par le capteur SeaWIFS et la température à la surface de la mer obtenue à partir des images NOAA/AVHRR sont alternativement testées dans les modèles (Figure 5.13).

Les modèles globaux de production sont appliqués, en vue d'analyser l'impact de la pêche et de l'environnement, en particulier l'upwelling côtier sur l'abondance des stocks de crevettes. Pour cela, deux modèles sont mis en œuvre : le modèle de Fox (1970) et le modèle global avec effet de l'environnement. A partir des captures annuelles et de l'indice d'abondance estimé par GLM, les efforts de pêche théoriques sont calculés. Le modèle de Fox exprime les abondances et captures de chaque stock comme une fonction de l'effort de pêche. Le modèle avec variable environnementale est ajusté à l'indice d'abondance, à partir des données d'IUC et de l'effort théorique de pêche. Ce modèle quantifie les parts respectifs des effets dus à la pêche et à l'environnement.

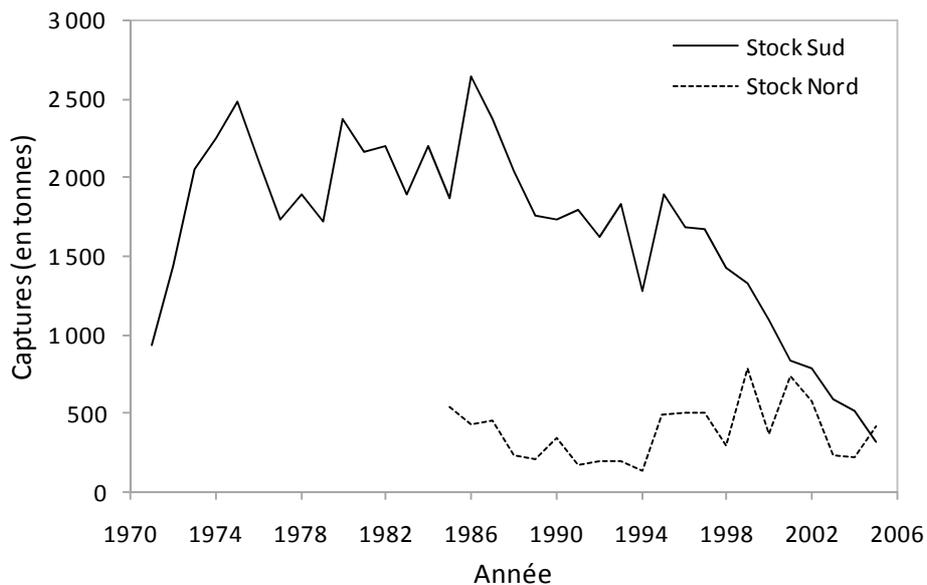


Figure 5.12. Débarquements annuelles de crevettes *F. notialis* au Sénégal de 1971 à 2005.

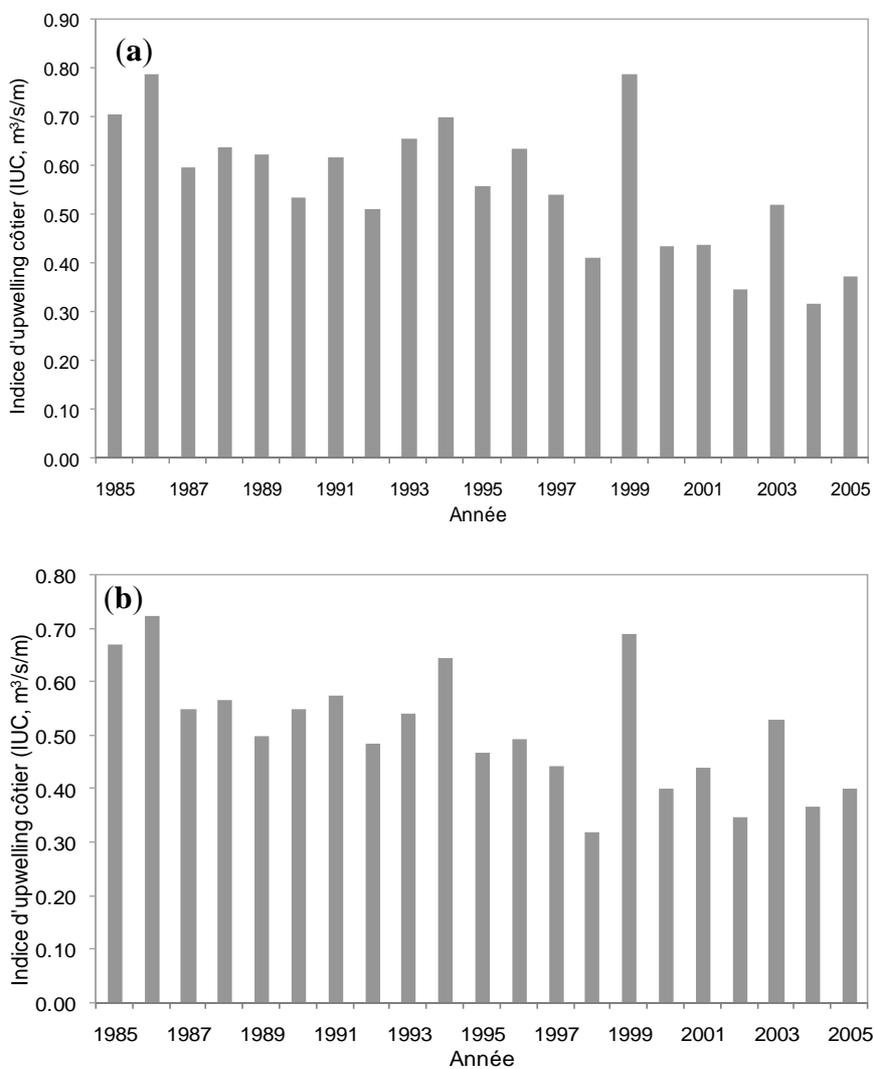


Figure 5.13. Indices d'upwelling côtiers utilisés dans les modèles : (a) au Nord et (b) au Sud.

5.2.2. Résultats

Pour le stock de crevettes nord, l'abondance varie considérablement d'une année à une autre, avec une tendance nette à la diminution, surtout sur la période 1996-2005 (Figure 5.14a, voir annexe VII, p. 214). Quant à l'effort de pêche, on note une légère tendance à la hausse jusqu'en 1997 et une augmentation brusque à partir de 1998. Sur la période 1998-2005, l'effort reste globalement constant à un niveau élevé mais aussi varie d'une année à une autre (Figure 5.14a).

Le modèle basé sur l'indice d'upwelling côtier explique 61% de la variabilité interannuelle de l'abondance (Tableau 5.4). Comparé au modèle simple, i.e. le modèle de Fox sans effet de l'environnement, la prise en compte de la variable environnementale améliore la prédiction (Figure 5.15a). Le R^2 corrigé entre l'abondance prédite par le modèle de Fox et l'abondance observée, passe de 0.55 à 0.61 lorsqu'on prend en compte l'indice d'upwelling côtier (Tableau 5.4). L'abondance du stock de crevettes nord dépend donc de l'intensité de l'upwelling (Figure 5.15b) côtier mais aussi de l'effort de pêche.

Les modèles montrent que le stock Nord reste toujours dans un état de surexploitation et que le potentiel de production dépend de l'intensité de l'upwelling côtier (Figure 5.15c). En effet, le MSY varie fortement ; il peut atteindre près de 1 100 tonnes lorsque l'upwelling est très intense. A contrario, le MSY présente de faibles valeurs, avec une estimation proche de 500 tonnes lors des années d'upwelling faible. On note que le modèle de Fox avec effet de l'environnement ne change pas le diagnostic de surexploitation observé. Néanmoins il conduit, comparativement au modèle sans effet de l'environnement, à un diagnostic sensiblement plus optimiste, le mE_{MSY} passant de 0.6 à 0.3 (Tableau 5.5).

Pour le stock sud, l'abondance varie d'une année à une autre, avec une tendance nette à la diminution (voir annexe VII, p. 210). Ainsi, l'abondance du stock a été réduite de quatre sur les dix dernières années et par quarante sur l'ensemble de la période (Figures 5.14b, 5.16a). Quant à l'effort de pêche, il a considérablement augmenté sur toute la période d'étude, mais surtout à partir de 1989 (Figure 5.14b).

Le modèle de Fox et celui avec effet de l'environnement ajustés « prédisent » bien les abondances annuelles observées (Figure 5.16a, b). Cependant le modèle de Fox (impact de la pêche) donne la meilleure prédiction ($R^2=0.89$). Ceci montre que l'évolution des abondances observées (diminution de l'abondance) serait principalement due à l'exploitation (Tableau 5.5).

Le diagnostic indique que le stock de crevettes au sud du Sénégal est dans un état de surexploitation avéré (Figure 5.16c). Le surplus de l'effort de pêche actuel comparativement au E_{MSY} (2004-2005) est estimé à environ 20% (Tableau 5.6), et ceci, indépendamment de l'intensité de l'upwelling. Il faut en outre noter qu'en moyenne, sur les trois dernières années, l'effort de pêche est de $mE=1.4$. Par rapport à cette situation moyenne, la surexploitation est donc forte, avec un excédent d'effort, de l'ordre de 50% et une perte de capture, comparativement au MSY, qui atteint 10%. Les résultats montrent aussi des changements significatifs des captures prédites suivant l'intensité de l'upwelling ; le MSY varie de 1200 à 2100 tonnes suivant respectivement les valeurs faibles ou élevées des indices d'upwelling annuels (Figure 5.16c). Donc, d'une année à une autre, la pêche peut montrer de fortes fluctuations, en termes d'effort de pêche et surtout de captures, lesquelles pouvant être expliquées par les variations interannuelles de l'intensité de l'upwelling côtier.

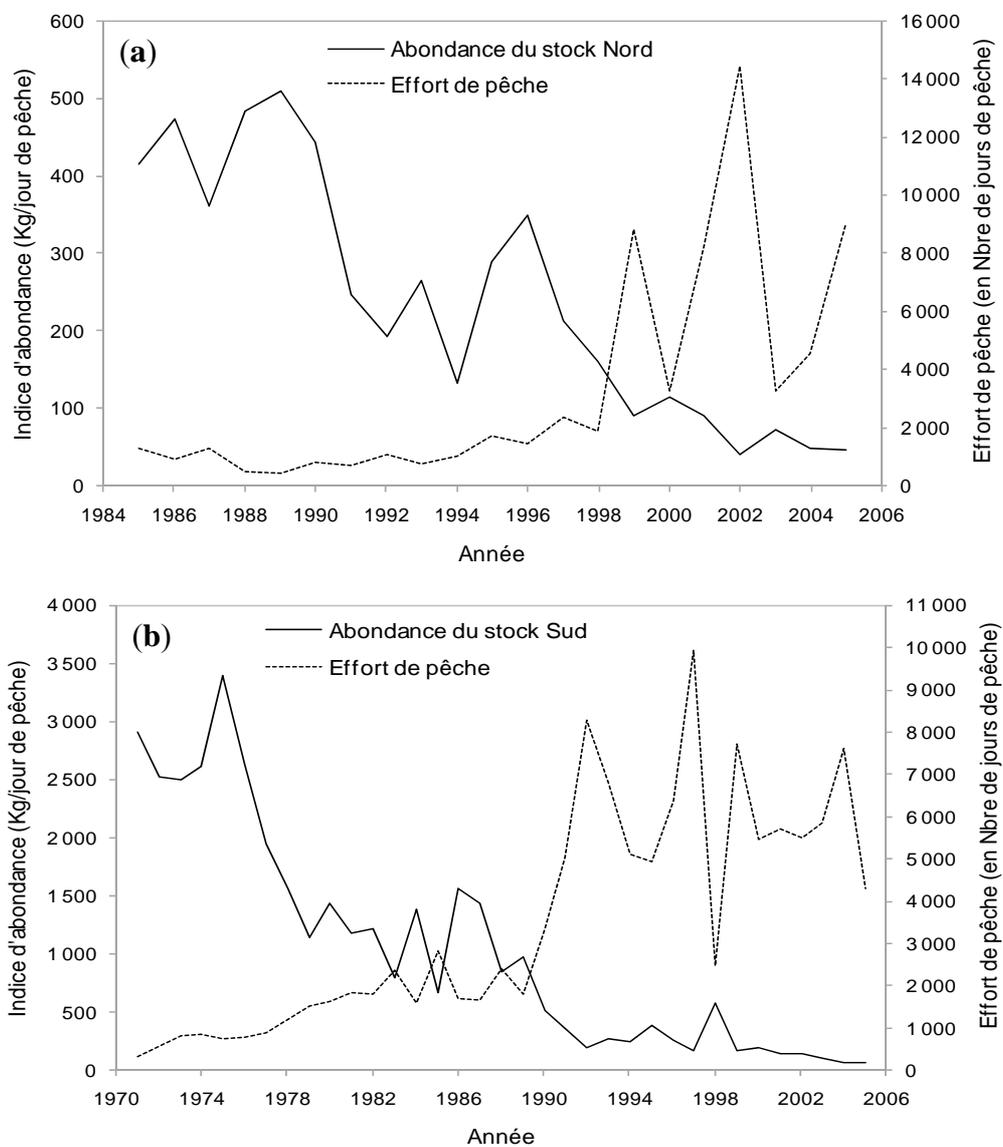


Figure 5.14. Evolutions de l'indice d'abondance et de l'effort de pêche pour le stock Nord (a) et pour le stock Sud (b).

Tableau 5.4. R^2 corrigés entre les abondances observées et celles prédites par le modèle de Fox (sans effet de l'environnement, IA Fox) et le modèle de Fréon avec effet de l'environnement, IA IUC).

R ² corrigé	Stock Nord		Stock Sud	
	IA Fox	IA IUC	IA Fox	IA IUC
	0.55	0.61	0.89	0.84

Tableau 5.5. Paramètres et quantités estimées par les modèles de Fox et de Fréon appliqués au stock de crevettes nord du Sénégal.

Paramètres	Modèle de Fox	model de Fréon (IUC = 0.56 m ³ /s/m)
a	-1.60	568.86
b	320.18	0.93
c	-	-1.39
MSY (en tonnes)	660	800
mE _{msy}	0.6	0.80
E _{msy}	5 414	7 218
Y ₂₀₀₅ ./MSY	0.64	0.53

Tableau 5.6. Paramètres et quantités estimées par les modèles de Fox et de Fréon appliqués au stock de crevettes sud du Sénégal.

Paramètres	model de Fox	Model de Fréon (IUC= 0.51 m ³ /s/m)
a	-1.69	2 869.03
b	2 420.07	1.30
c	-	-1.16
MSY (en tonnes)	2 250	1 600
mE _{msy}	0.60	0.80
E _{msy}	2 575	3 433
Y ₂₀₀₅ ./MSY	0.14	0.20

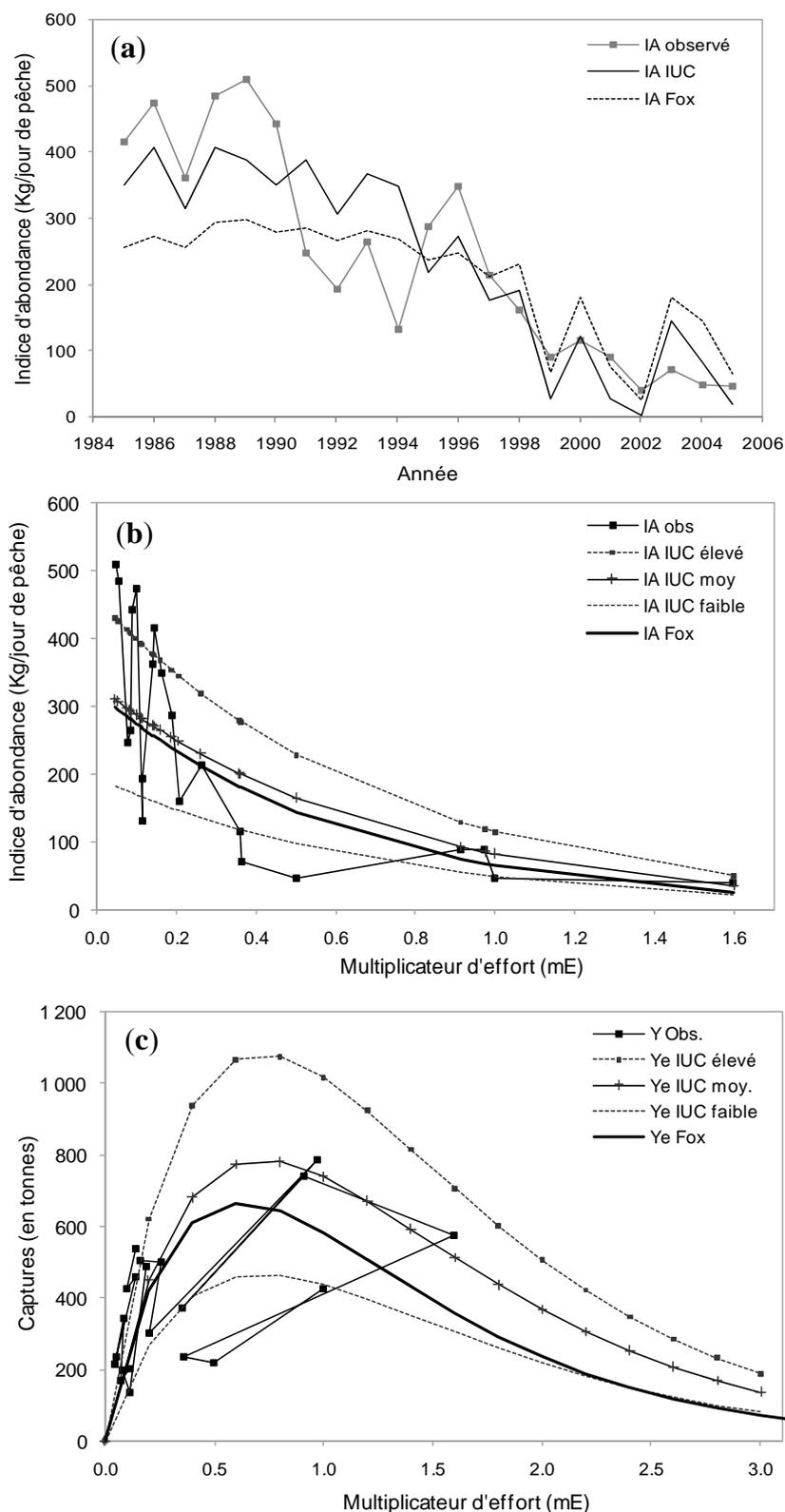


Figure 5.15. *Modèle de production du stock de crevettes Nord (Sénégal) : (a) Evolution de l'abondance des crevettes: indices observés et prédits par le modèle global sans (IA Fox) ou avec (IA IUC) effet de l'environnement, (b) courbes d'abondance à l'équilibre en fonction d'un multiplicateur de l'effort (année de référence 2005), pour trois valeurs de la variable environnementale (IUC janvier-mars), et valeurs d'abondances observées, (c) courbes de capture à l'équilibre en fonction d'un multiplicateur de l'effort, pour trois valeurs de la variable environnementale, et valeurs de production observées.*

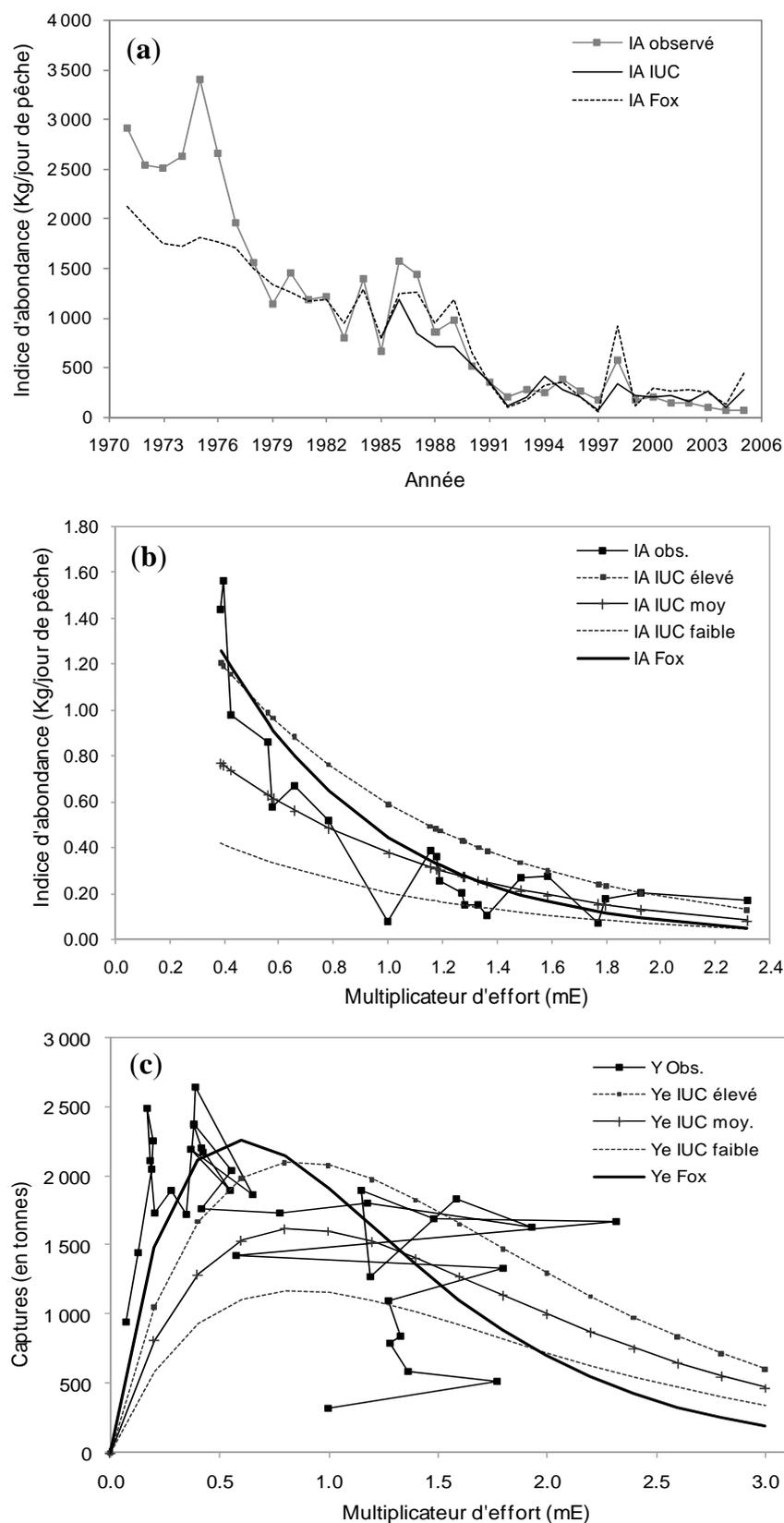


Figure 5.16. *Modèle de production du stock de crevettes sud (Sénégal) : (a) Evolution de l'abondance de crevettes : indices observés et indices prédits par le modèle global avec effet de l'environnement, (b) courbes d'abondance à l'équilibre en fonction d'un multiplicateur de l'effort, pour trois valeurs de la variable environnementale, et valeurs d'abondances observées, (c) courbes de capture à l'équilibre en fonction d'un multiplicateur de l'effort, pour trois valeurs de la variable environnementale, et valeurs de production observées.*

5.3. Discussion et conclusions

L'un des objectifs de ce travail est d'intégrer dans les évaluations de stocks, une variable environnementale (voir annexe VIII, p. 215) qui influe sur l'abondance des poulpes et crevettes, en plus de la pêche. Cet aspect a pu être pris en compte et plusieurs scénarii ont été envisagés selon l'intensité de l'upwelling côtier. Ainsi, les modèles montrent que l'upwelling côtier explique une large part de la variabilité interannuelle de l'abondance des stocks de poulpe et de crevettes. De plus, ils indiquent une surexploitation pour les stocks de poulpe et de crevettes et montrent aussi que les captures maximales équilibrées varient suivant l'intensité de l'upwelling côtier.

Globalement, la capacité de « prédiction » des modèles ajustés sur la période 1985-2005 apparaît satisfaisante. Les fortes captures de poulpe observées en 1986 (au démarrage de la pêcherie), 1999 et 2002-2003 sont à mettre en relation avec des upwellings intenses et donc des abondances élevées. Les captures exceptionnelles observées ces années là, s'expliquent par un upwelling particulièrement intense.

L'essentiel des captures annuelles de poulpe est réalisé au cours des mois de juin à octobre (Caverivière et al., 2002). Le principal pic de recrutement qui se produit en été, est issu de la période maximale de ponte qui a lieu en septembre-décembre de l'année précédente. Ceci indique donc que les captures sont largement dépendantes de la survie des larves et juvéniles entre janvier et mai et dont l'importance est fortement liée à l'intensité de l'upwelling. Ce mécanisme corrobore les résultats obtenus par d'autres auteurs au Sénégal (Demarcq et Faure, 2000 ; Faure, 2000 ; Caverivière et Demarcq, 2002 ; Laurans et al., 2002). L'abondance et les captures de poulpes peuvent ainsi être modélisées de façon simple à partir de deux variables : l'intensité de l'upwelling côtier et l'effort de pêche. L'abondance du stock de poulpe dépendrait donc de l'enrichissement trophique durant le stade larvaire mais aussi du niveau d'exploitation.

L'étude montre que certaines années, et notamment pour la période récente, le stock est dans un état de surexploitation. L'état du stock semble être dégradé avec des niveaux de biomasse qui diminuent pour les dernières années (2002-2005). On atteint ainsi des niveaux de biomasse qui, dans les hypothèses les plus pessimistes sont proches de 22% de la biomasse à l'état vierge. A terme, ceci peut conduire à un effondrement du recrutement et une plus grande sensibilité du stock à l'environnement. Dans une approche de précaution, cette situation impose de réduire l'effort de pêche pour accroître les biomasses et assurer la durabilité du stock et de l'exploitation. Les modèles indiquent que pour maximiser les captures, une baisse de 30% de l'effort effectif (relativement à la moyenne des années 2002-2005) paraît souhaitable.

Pour l'évaluation du stock de poulpe par le modèle dynamique bayésien, il paraît plus raisonnable de se limiter au modèle sans effet de l'environnement. Ce modèle sans effet de l'environnement a permis d'estimer le MSY à 11 300 tonnes. Ce résultat diffère peu de l'estimation du MSY obtenue dans le cadre d'un ajustement à l'équilibre (10 500 tonnes). La valeur du MSY obtenue sous l'hypothèse d'équilibre est très proche de l'estimation du MSY obtenue à partir d'un modèle dynamique. Cependant, un modèle qui intègre des variables environnementales serait beaucoup plus adapté quand on se réfère à la bonne corrélation constatée entre les indices d'abondance et les indices d'upwelling.

Concernant les crevettes, les résultats montrent que le stock nord est dans un état de surexploitation et que la véritable force déterministe de l'abondance et/ou des captures est l'intensité de l'upwelling ; le

stock Sud est également surexploité mais semble moins affecté par l'upwelling. S'agissant d'espèces phytoplanctonophages durant les premiers stades de vie marine, puis détritivores avant même leur retour des zones de mangrove voisines, Fréon et al. (1992) et récemment Thiaw et al. (2009) montrent que les populations de crevettes sont sensibles aux fluctuations de l'upwelling. Au nord du Sénégal, l'upwelling est extrêmement variable d'année en année et constitue le principal facteur déterminant de la productivité (Thiaw et al., 2009). Au sud, les processus hydrodynamiques liés aux apports terrigènes induits par les nombreux fleuves de cette région, semblent dominer et déterminer la production primaire. L'effet de la pêche sur le stock sud est largement prédominant sur l'abondance des crevettes au regard de celle de l'environnement contrairement au stock nord (Thiaw et al., 2009).

Le stock Sud est dans un état de surexploitation plus marquée, avec des abondances très faibles au cours de ces dernières années. Pour le stock Nord, les résultats montrent aussi une situation de surexploitation et un potentiel de production qui dépend de l'intensité de l'upwelling côtier (Thiaw et al., 2009). Une réduction de l'effort de pêche annuel sur les deux stocks permettrait ainsi d'accroître les biomasses et d'assurer la durabilité des stocks et de leur exploitation. Suivre l'évolution de l'intensité de l'upwelling permettrait également afin de prédire à l'avance les captures, pour une meilleure gestion des stocks.

Au Sénégal, aucune relation n'a pas encore été publiée entre les rendements et/ou captures de crevettes et l'indice d'upwelling côtier, contrairement à ce qui est observé pour d'autres espèces de Penaeidae dans d'autres régions (Fréon et al., 1992). La dynamique des populations de crevettes est fortement influencée par une large gamme de facteurs physiques qui affectent en général la migration des juvéniles, de stade planctonique (larves et postlarves) depuis les zones de ponte en mer aux zones de nurseries (Garcia et Le Reste, 1986).

Depuis longtemps, on cherche par diverses méthodes à gérer au mieux les pêcheries de crevettes à la fois pour en tirer le maximum possible (MSY), pour réglementer la pêche sur des bases scientifiques et pour prévoir à l'avance la production. De nombreux modèles prévisionnels ont été établis par corrélation à partir de données historiques, afin de mettre en évidence une relation quantitative suffisamment précise entre l'abondance et un paramètre biologique ou climatique pour prédire à l'avance les variations interannuelles des captures (Tableau 5.7). L'idée de rechercher l'existence de relations pêche-environnement chez les crevettes Penaeidae est fondée sur plusieurs principes de base (Lhomme, 2001) : (1) les crevettes ont un cycle vital de l'ordre de l'année et le stock réagit rapidement à l'exploitation et/ou aux conditions environnementales du milieu, (2) l'observation des données historiques de certaines pêcheries permet d'observer des anomalies (très bonnes ou très mauvaises années) au niveau de la CPUE sans que l'effort de pêche ait varié de façon notable et enfin (3) les phases postlarvaires et juvéniles du cycle se déroulent en milieu continental où elles peuvent être confrontées à de fortes variations du milieu, conditionnant ainsi leur survie.

Le tableau 5.7 illustre ainsi la grande diversité des relations pouvant exister entre l'abondance des crevettes, l'environnement et l'abondance d'un stade antérieur. Au niveau mondial, de nombreux indices montrent que la production annuelle des crevettes varie d'une année à une autre en relation avec les facteurs climatiques en grande échelle. La relation de cause à effet reste cependant toujours difficile à démontrer ; les mécanismes complexes concernent les modifications par les conditions climatiques de nombreux paramètres biologiques agissant sur la production (fécondité, recrutement postlarvaire, chronologie des migrations, croissance et survie, capturabilité).

Le modèle global avec effet de l'environnement met en évidence l'effet de l'environnement sur la variabilité interannuelle de la production de poulpe et crevettes. Cependant, il demeure synthétique et représente une approche « aveugle » pour estimer la réponse des stocks aux effets dus à l'effort de pêche et à l'environnement. Il est donc limité dans leur capacité explicative, tout en restant soumis à la plupart des hypothèses de base de ces types de modèles. De plus, les processus sous-jacents à une éventuelle influence de l'upwelling sur la production de poulpes et crevettes restent mal identifiés (recrutement ? mortalité après recrutement ? disponibilité ?). Dans le même temps, il permet d'améliorer les évaluations et par conséquent de fournir des décisions adéquates en vue d'une meilleure gestion de ces ressources.

Par conséquent, un modèle de déplétion, sur un pas de temps mensuel, intégrant un recrutement variable (McAllister et al., 2004 ; Young et al. 2004) permettrait ainsi de mieux représenter la dynamique des stocks de poulpe et de crevettes au cours des saisons de pêche, et ainsi de fournir des décisions adéquates quant à l'aménagement de ces ressources. De plus, pour connaître les conséquences sur le plan économique de l'exploitation des stocks de poulpes et de crevettes, l'utilisation de modèles bioéconomiques de production incluant une variable environnementale qui influe sur le recrutement, paraît être la solution à développer à l'avenir.

Tableau 5.7. Résumé des modèles de prédiction utilisés pour estimer la population commerciale de crevettes
(a correspond aux corrélations considérées significatives mais pas calculées)

<i>Variables environnementales</i>	<i>Pêcheries</i>	<i>Zone</i>	<i>Espèce</i>	<i>R²</i>	<i>Auteurs</i>
Variabes climatiques					
Intensité de l'upwelling (déduite des variations du niveau de la mer)	Production trimestrielle	Panama	<i>L. occidentallis</i>	a	D'Croz <i>et al.</i> , 1979
Débit du fleuve Zambèze entre août et mars (Km ³)	CPUE entre septembre-août (nombre de crevettes/heure)	Mozambique	<i>P. indicus</i>	0.80	Da Silva, 1986
Surface mangrove	Production ((×10 ⁶ tonnes)	Nord de l'Australie	<i>F. merguensis</i>	a	Vance <i>et al.</i> , 1990
SST des deux semaines les plus froides de l'année	Débarquements du printemps	Caroline, USA	<i>P. duorarum</i>	0.82	Hettler, 1992
Salinité ou indice pluviométrique (année en cours + 2 années précédentes) dans l'estuaire de la Casamance	Captures annuelles (en nombre et en tonnes)	Casamance, Sénégal	<i>F. notilis</i>	a	Le Reste, 1992
Indice d'upwelling	CPUE/Production	Canal du Panama	<i>P. Occidentalis</i>	a	Fréon <i>et al.</i> , 1992
Indice d'upwelling côtier	Abondance de crevettes adultes	Nord et Sud (Sénégal)	<i>F. notialis</i>	a	Thiaw <i>et al.</i> , 2009
Température (des années avec ou sans El niño)	Production (×106 Kg)	Nord de Pérou, Brésil	<i>L. vannamei</i>	a	Mendo et Tam, 1993
Ruissellement	Captures	Sud de Queensland, Australie	<i>Fenneropenaeus merguensis</i>	a	Loneragan et Bunn, 1999
Niveau de l'eau de mer ou marée	Recrutement	Baie de Floride, USA	<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	a	Criales <i>et al.</i> , 2005
Direction des courants d'eau	CPUE postlarves	Georgia, USA	<i>L. setiferus</i>	a	Wenner <i>et al.</i> , 2005
Début fleuve, Humidité, salinité, turbidité, température	CPUE juvénile	Louisiane, USA	<i>L. setiferus</i>	a	Diop <i>et al.</i> , 2007
Variabes biotiques					
Abondance de juvéniles émigrants (en nombre)	Recruits, îles de Tortugas	Florida, USA	<i>P. duorarum</i>	a	Yokel, 1969
Abondance de crevettes au stade larvaire (en nombre)	Abondance de crevettes au stade juvénile (en nombre)	Golf de Mexique, Louisiane, USA	<i>L. setiferus</i>	a	Diop <i>et al.</i> , 2007
Abondance des crevettes au stade juvénile (en nombre)	Abondance des crevettes au stade adulte (en nombre)	Golf de Mexique, Louisiane, USA	<i>L. setiferus</i>	a	Diop <i>et al.</i> , 2007

Conclusion générale

Contexte et objectifs de la thèse

Au Sénégal, le peuplement demersal est soumis, depuis une cinquantaine d'années, à une intense exploitation, entraînant ainsi des changements importants et une instabilité accrue de l'abondance des différentes ressources de la composition spécifique des communautés et des captures. Sur le long terme (2 ou 3 dernières décennies), les captures de la plupart des poissons démersaux sont en nette diminution contrairement à celles d'espèces à vie courte comme le poulpe et la crevette blanche. Bien que ces espèces soient exploitées depuis longtemps, l'évolution de leurs captures et rendements est assez mal documentée jusqu'aux années récentes. En Afrique de l'Ouest, à l'exception du poulpe, les espèces à courte durée de vie, ont fait l'objet jusqu'à présent d'un nombre limité d'études visant à évaluer l'état des stocks et à quantifier l'impact de la pêche. Les seules études portant sur l'évaluation des stocks et l'estimation de l'abondance des principaux stocks exploités au Sénégal concernent les poissons démersaux et le poulpe. De plus, il s'agit d'espèces à vie courte, dont leur abondance et leur production sont très variables d'une année à l'autre, en liaison notamment avec l'influence du climat sur le recrutement. Pourtant, l'exploitation durable de ces stocks implique un aménagement des pêches adapté, tenant compte de leur dynamique particulière hautement variable.

Le poulpe (*Octopus vulgaris*) constitue une ressource halieutique de première importance, fortement exploitée dans les trois pays de l'Afrique de l'ouest : Sénégal, Mauritanie et Maroc. Il s'agit d'une espèce à vie courte, dont l'abondance et la production sont très variables d'une année à l'autre, en liaison notamment avec l'influence du climat sur le recrutement.

Au Sénégal, les stocks de crevettes n'ont ainsi été étudiés qu'au moyen de modèles de dynamique des populations assez simples, dénommés « modèle globaux de production ». Les crevettes côtières, qui présentent par ailleurs d'importantes variations naturelles de leur abondance, sont pourtant à l'origine d'une activité de pêche très intense au cours de ces dernières décennies. Le déficit criant de suivi des stocks de crevettes implique que les potentiels de productions restent largement méconnus ainsi que l'impact de l'exploitation sur ces stocks, et a fortiori, sur le fonctionnement des écosystèmes sous-jacents. Ceci est d'autant plus préoccupant que les observations récentes montrent une diminution nette des captures de crevettes blanches.

Ainsi, nous avons essayé de (1) comprendre la dynamique des stocks de poulpe et de crevettes et de leur exploitation, (2) d'établir des diagnostics sur l'état de ces stocks et (3) d'analyser l'impact de la pêche et de l'environnement sur la dynamique de ces stocks.

Résultats ou Quelques renseignements de la thèse

Considérations scientifiques

La dynamique des populations de poulpe et de crevettes est variable d'une année à une autre, entraînant ainsi une forte variabilité interannuelle des captures. Pour le poulpe, le recrutement présente des variations saisonnières et interannuelles sans tendance particulière. Pour chaque année, il existe deux pics de recrutement ; le premier de moindre importance centré autour du mois de septembre et le second de grande importance, se produit en mars. C'est ce dernier recrutement qui va donner l'essentiel des captures d'une année donnée. Pour les crevettes du stock Sud, le recrutement varie aussi saisonnièrement et d'une année en une autre, mais avec une tendance nette à la diminution. Dans ce contexte de diminution de l'abondance de la plupart des stocks de crevettes côtières (*F. notialis* et *M. kerathurus*), le stock de *P. monodon* constitue l'exception. On peut penser que son développement est pour partie, lié à la diminution des autres stocks de crevettes et/ou poissons. Quant à la diminution régulière des rendements de crevettes avec le temps, on peut la relier à l'augmentation de l'effort de pêche.

L'intensité de l'exploitation du poulpe s'ajuste en temps réel aux abondances observées à l'échelle intra-saisonnière. De plus, les mortalités par pêche en fonction des groupes d'âge indiquent que les poulpes âgés subissent des niveaux de pression de pêche plus élevés. En effet, les poulpes âgés sont particulièrement ciblés lorsque leur abondance est particulièrement importante, c'est-à-dire en hiver et, encore plus, en été. D'autre part, les faibles mortalités par pêche sont observées au printemps et en automne, soient dans les périodes où l'abondance de la fraction accessible de la population est faible. Quant à l'exploitation des crevettes en zone marine, elle cible principalement les crevettes âgées, particulièrement en fin de saison des pluies, i.e. en automne, quand l'abondance est importante en raison d'une forte migration en mer due à la crue du fleuve Casamance. Par ailleurs, les mortalités par pêche restent plus ou moins constantes sur la période 1996-2001 et diminuent nettement pour les dernières années (2002 à 2005). Cette diminution des mortalités par pêche est principalement due à une réduction du nombre de chalutiers actifs car les potentiels de productions du stock ont fortement diminué.

Les modèles de rendement par recrue indiquent que le stock de poulpe est presque toujours proche de la situation de pleine exploitation et que la biomasse féconde relative par recrue est égale à 25% par rapport à la situation de vierge. Sur l'ensemble de la période analysée (1996-2005), les résultats par

année confirment une forte variabilité du potentiel de production. On constate aussi que la capture totale réalisée est souvent proche de la capture maximale possible. Pour le stock de crevettes sud, les modèles de rendement et biomasse par recrue mettent en évidence une situation de surexploitation. Sur l'ensemble de la période analysée (1996-2005), les résultats par année montrent des potentiels de productions presque similaires à l'exception de certaines années (2002, 2003 et 2004), avec une tendance nette à la diminution des captures.

Quant à l'effet de l'environnement sur la variabilité interannuelle de l'abondance du poulpe, les résultats montrent que le succès du recrutement annuel du poulpe dépend principalement de l'intensité de l'upwelling. Les coefficients de corrélations entre le recrutement et l'intensité de l'upwelling provenant des vents alizés qui soufflent de novembre à mai au Sénégal, sont positifs et très élevés, et plus particulièrement au cœur de la saison d'upwelling, de janvier à mars. Par contre, l'intensité de l'upwelling diminue très significativement sur la période 1996-2005. On peut en conclure que l'intensité de l'upwelling côtier influe fortement sur la dynamique des populations de poulpes et que les méthodes d'analyse des séries temporelles constituent de puissants outils pour l'étude de ces relations. De plus, la diminution drastique de l'indice d'upwelling côtier sur la période 1996-2005, conduit à se poser la question suivante : « Quel serait l'effet à long terme, du changement climatique et d'une possible diminution tendancielle de l'upwelling sur le stock de poulpe sénégalais ? ».

L'état du stock de poulpe semble être dégradé avec des niveaux de biomasse qui diminuent pour les dernières années (2002-2005). A terme, ceci peut conduire à un effondrement du recrutement et une plus grande sensibilité du stock à l'environnement. Dans une approche de précaution, cette situation imposerait de réduire l'effort de pêche pour accroître les biomasses et assurer la durabilité du stock et de l'exploitation.

Pour le stock de crevettes au sud du Sénégal, les résultats du modèle global de Fox (1970) montrent que l'abondance du stock a été divisée par quatre sur les dix dernières années et par 40, depuis 35 années. Le modèle global avec effet de l'environnement aboutit aux mêmes résultats que l'analyse des cohortes appliquée pour la première fois sur ce stock. Ce modèle confirme que le stock est dans un état de surexploitation avéré. Le surplus de l'effort de pêche récente (2004-2005) est estimé à plus de 50% comparativement au E_{MSY} , même s'il faut rester prudent quant à l'interprétation de cet indicateur pour les espèces à vie courte. Concernant le stock Nord, le modèle de Fox indique que l'abondance varie d'une année à une autre, avec une tendance nette à la diminution, pour les années récentes. Le stock est dans un état de surexploitation mais avec une influence très forte de l'upwelling sur l'abondance et les captures. Inversement, le stock Sud est fortement surexploité et moins affecté par l'upwelling.

Au nord du Sénégal, l'upwelling est extrêmement variable d'année en année et constitue le principal facteur déterminant de la productivité. Au sud, les processus hydrodynamiques semblent dominer et déterminer la production primaire. L'effet de la pêche sur le stock sud est largement prédominant sur l'abondance des crevettes, au regard de celle de l'environnement.

Considérations économiques

Vu les intérêts potentiels de ce travail, la possible utilisation des résultats obtenus comme outils permet de faciliter les discussions entre les acteurs de la pêche. En effet, l'étude montre qu'il est intéressant de suivre l'évolution de l'intensité de l'upwelling côtier pendant la période hivernale car ce facteur physique influence fortement l'abondance des stocks de poulpe et de crevettes. Ainsi, il serait possible d'anticiper une abondance forte et donc une production élevée. Cette information pourrait être

importante en terme économique si elle permet de préparer le marché de l'exportation à l'arrivée d'une production élevée. Ce point est sensible dans un pays comme le Sénégal où les produits de la pêche, en particulier les céphalopodes (poulpe, seiche et calmar) et les crevettes, ont un poids important dans la balance commerciale nationale. Une telle anticipation permettrait peut-être d'éviter ce qui s'est passée en 1999, à savoir une forte quantité de poulpes invendue ou bradée, faute d'acheteurs locaux.

Aménagement des pêcheries de poulpe et de crevettes

Les relations ressources/pêche/environnement identifiées ici doivent être prises en compte dans les évaluations de stocks et surtout dans la mise en place de plans d'aménagement pour ces espèces d'intérêt économique. Les résultats obtenus permettent notamment de mettre sur place un plan d'aménagement fondé sur la gestion de l'effort de pêche et qui tient compte aussi de l'intensité de l'upwelling. Ceci permettrait par exemple, de tirer de ces stocks, une production maximisée. Par ailleurs, la gestion durable des ressources basée sur l'effort de pêche demeure la méthode la plus appropriée pour limiter l'impact de la pêche sur les stocks exploités. Ceci est d'autant plus vrai que les principaux stocks exploités, en particulier les céphalopodes et crevettes, sont dans un état de surexploitation. Ainsi, les futurs plans d'aménagement qui seront élaborés pour ces espèces doivent en principe intégrer la gestion de l'effort de pêche et l'évolution de l'intensité de l'upwelling côtier.

Pour le stock de poulpe, une baisse de 30% de l'effort effectif (relativement à la moyenne des années 2002-2005) paraît souhaitable d'après les modèles. Pour les crevettes, les rendements peuvent être améliorés en réduisant aussi l'effort de pêche global, ceci à partir des données de la pêche industrielle qui exploite exclusivement ces stocks. La surexploitation de la crevette toutes les années pourrait sans doute jouer un rôle dans l'écosystème marin. En effet, il est bien connu que, pour beaucoup d'espèces marines, la surexploitation a comme conséquence, de fragiliser les espèces qui deviennent plus sensibles à des modifications du milieu. Si on en croit aux modèles de rendement par recrue, cette diminution de la pression de pêche aurait sans doute des conséquences nulles ou positives sur les captures. Elle induirait une baisse des coûts de production et une hausse des rendements. Elle permettrait en effet un accroissement de la biomasse des stocks de poulpe et de crevettes et une diminution de l'impact de la pêche sur le reste de l'écosystème (dégradation des habitats et effets sur les autres poissons commerciaux).

On peut en conclure que le cadre de la modélisation de la dynamique des espèces à courte durée de vie répond aux différentes questions de recherche formulées dans la partie introduction.

Les modèles appliqués ont permis de montrer que la dynamique des stocks de poulpe et de crevettes est très variable d'une année à une autre, entraînant ainsi une forte variabilité interannuelle des captures. Le recrutement du poulpe est très variable et sans tendance nette. Par contre, pour le stock de crevettes sud, le recrutement varie d'une année à une autre avec tendance nette à la diminution. Dans ce contexte de diminution de l'abondance de la plupart des stocks de crevettes côtières (*F. notialis* et *M. kerathurus*), le stock de *P. monodon* constitue l'exception (augmentation de son abondance). Concernant l'exploitation de ces ressources, les pêcheries ajustent leur effort en temps réel aux abondances observées à l'échelle intra-saisonnière et ciblent les individus les plus âgés

Les modèles de rendement par recrue indiquent que le stock de poulpe est presque toujours proche de la situation de pleine exploitation. Quant au stock de crevettes sud, les modèles mettent en évidence

une situation de surexploitation. Dans un contexte de forte variabilité du recrutement, les indicateurs de rendement par recrue et de biomasse féconde relative par recrue restent pertinents en matière d'aide à la gestion des pêches. Au plan méthodologique, cette étude montre que la difficulté d'établir des diagnostics sur des stocks aussi variables en termes d'abondances intra et interannuelles, n'est pas insurmontable dès lors qu'une modélisation analytique adaptée, avec une résolution temporelle fine, est mise en œuvre.

L'un des objectifs de ce travail était aussi d'intégrer dans les évaluations de ces stocks, une variable environnementale susceptible d'influer significativement sur l'abondance des stocks de poulpe et de crevettes, en plus de la pêche. Ainsi, les modèles montrent que l'intensité de l'upwelling côtier explique une large part de la variabilité interannuelle de l'abondance des stocks de poulpe et de crevettes. De plus, ils mettent en évidence une situation de surexploitation pour les trois stocks étudiés. Les modèles montrent aussi que les captures maximales équilibrées subissent généralement de fortes variations suivant l'intensité de l'upwelling. Et, dans le cas du poulpe plus particulièrement, ils illustrent bien toute la difficulté du maniement du concept de MSY et de sa traduction en termes d'indicateur pour l'aménagement, quant on a affaire à une espèce aussi « naturellement » variable que celle-ci à l'échelle d'une année sur l'autre.

Références bibliographiques

- Agnew, D.J., Baranowski R., Beddington J.R., des Clers S., Nolan C.P. 1998. Approaches to assessing stocks of *Loligo gahi* around the Falkland Islands. *Fisheries Research*, 35: 155-169.
- Agnew D.J., Hill S., Beddington J.R. 2000. Predicting the recruitment strength of an annual squid stock: *Loligo gahi* around the Falkland Islands. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2479-2487.
- Akaike H. 1974. A new look at the statistical model identification. *Trans. Autom. Control* 19 (6), 716–723.
- Albaret J.J., Simier M., Darboe F.S., Ecoutin J.M., Raffray J., Tito de Morais L. 2004. Fish diversity and distribution in the gambia estuary, West Africa, in relation to environmental variables. IFREMER, IRD 2004. *Aquat. Living Resour.* 17 (2004): 35-46.
- Ambrose R.F. 1984. Food preferences, prey availability, and the diet of *Octopus bimaculatus* Verrill. *J Exp Mar Biol Ecol* 77:29-44.
- Bakhayokho M. 1981. Résultats des chalutages de prospection de céphalopodes sur la côte sénégalaise. *Rapp. Int. CRODT*. 35 p.
- Bakun A., Csirke J. 1998. Environmental processes and recruitment variability. In *Squid Recruitment Dynamics*, 105-120. Ed. by P. G. Rodhouse, E. G. Dawe, and R. K. O'Dor. F.A.O. Fisheries Technical Paper, 376.
- Barry M., Laurans M., Thiao D., Gascuel D. 2004. « Diagnostic de l'état d'exploitation de cinq espèces démersales côtières sénégalaises », *In Chavance et al.* (éd., 2004). 183-194.
- Barry M.D., Thiao D., Ndaw S. 2002. Les statistiques de la pêche maritime sénégalaise dans la base régionale StatBase, Actes du symposium international, Dakar (Sénégal), 24-28 juin 2002. 25-36.

- Bartolino, V., Colloca, F., Sartor, P., Ardizzone, G., 2008. Modelling recruitment dynamics of hake, *Merluccius merluccius*, in the central Mediterranean in relation to key environmental variables. *Fisheries Research*, 2008, vol. 92, no2-3, pp. 277-288.
- Baum J.K., Myers R.A., Kehler D.G., Worm B., Harley S.J., Doherty P.A. 2003. Collapse and Conservation of Shark Populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299, 389-392.
- Beddington J.R., Rosenberg A.A., Crombie J.A., Kirkwood G.P. 1990. Stock assessment and the provision of management advice for the short fin squid fishery in Falkland Islandwaters. *Fisheries Research*, 8: 351-365.
- Boyle P.R. 1997. Octopus interactions with crustacean fisheries. Proceedings of the Workshop on the Fishery and Marked Potential of Octopus in the California. Smithsonian Institution : Washington, 192 p., 125-129.
- Brown J.H. 2005. Rapport d'expertise sur la crevetticulture. Communication d'expert n° 2. Etude régionale relative aux opportunités économiques de développement de la crevetticulture en Afrique de l'Ouest, Shellfish Unit Institute of Aquaculture University of Stirling (Royaume-Uni), 1-30.
- Burukowsky R.N. 1970. Certains aspects in oogenesis in the pink prawn (*P. duorurum*). *Arkhiv. Anatomii, gistologii i embriologii*, 58 (6): 56-66 (russe). Traduction n°403. Div. *Foreign Fisheries* (translation) NOAA, U.S.A.
- Caddy J.F. 1983. The cephalopods: factors relevant to their population dynamics and to the assessment and management of stocks. In: Caddy, J.F. (Ed.), *Advances in Assessment of World Cephalopod Resources*, 416-449. F.A.O. Fisheries Technical Paper, 231.
- Caddy, J.F. 1996. Modelling natural mortality with age in short-lived invertebrate populations: definition of a strategy of gnomonic time division. *Aquatic Living Resources*, 9: 197-207.
- Caverivière A. 1990. Etude de la pêche du poulpe (*Octopus vulgaris*) dans les eaux côtières de la Gambie et du Sénégal. L'explosion démographique de l'été 1986. Centre Recher. Octanogr. Dakar-Thiaroye, Doc. Scien., 116, 42 p.
- Caverivière A. 1994a. « Comparaison sur une période de 20 ans (1972-1992) des indices d'abondance obtenus sur le plateau continental sénégalais à partir des campagnes de chalutage de fond ». in : Barry-Gérard, M. , Diouf, T. & Fonteneau, A. (eds). *L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise*. Orstom éditions, Paris, coll. Colloques et séminaires, Tome 2 : 163-177.
- Caverivière A. 1994b. « Le poulpe (*Octopus vulgaris*) au Sénégal: une nouvelle ressource ». In Barry-Gérard M., Diouf T., Fonteneau A. (éd.): *L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise*, Paris, Orstom, coll. Colloques et séminaires, t. II: 245-256.
- Caverivière A. 2002a. Émergence de trois espèces démersales d'Afrique de l'Ouest (*Balistes carolinensis*, *Octopus vulgaris*, *Penaeus notialis*) : Points communs & divergences. Actes du symposium international, Dakar, 24-28 juin 2002. 223-242.
- Caverivière A. 2002b. Distribution des captures de poulpe au Sénégal par type de pêche, par catégorie commerciale et structure des catégories, In Caverivière A., Thiam M. and Jouffre D. (éds) *Le poulpe commun Octopus vulgaris. Sénégal et côtes nord-ouest africaines*. Editions IRD, Paris, Colloques et séminaire : 359-385.
- Caverivière, A. 2004. « Émergence de trois espèces des communautés démersales d'Afrique de l'Ouest (*Balistes carolinensis*, *Octopus vulgaris*, *Penaeus notialis*) Points communs et différences », in Chavance et al. (éds., 2004) : 223-242.
- Caverivière A., Demarcq H. 2002. Indices d'abondance du poulpe commun et intensité de l'upwelling côtier au Sénégal, In Caverivière et al. (éds., 2002) : 143-156.
- Caverivière A., Rabarison Andriamirado G.A. 1997. Minimal fish predation for the pink shrimp *Penaeus notialis* in Senegal (West Africa) *Bulletin of Marine Science*. Vol. 61, No. 3 : 685-695.

- Caverivière A., Razafindrakoto H.L. 2008. Dynamique des populations de crevettes *Fenneropenaeus indicus* dans les quatre zones d'aménagement à Madagascar. In: Caverivière A. (éd.), Chaboud C. (éds.), Rafalimanana T. (ED.), Ramanoelina A.P. (Préf.). Les crevettes côtières de Madagascar : biologie, exploitation, gestion. Marseille : IRD, 2008, 169-216.
- Caverivière A., Thiam D. 2002. Trente ans de pêche de la crevette rose *Penaeus notialis* dans la région Sénégal-Guinée Bissau. Actes du symposium international, Dakar, 24-28 juin 2002. 171-178.
- Caverivière A., Thiam M., Jouffre D. (éds.). 2002. Le poulpe commun *Octopus vulgaris*. Sénégal et côtes nord-ouest africaines. Editions IRD, Paris, Colloques et séminaires: 385 p.
- Caverivière A., Thiam M., Thiam D., Lopez Abellan L. 1986. Rapport de synthèse des quatre campagnes conjointes hispano-sénégalaises de chalutages sur les stocks profonds du Sénégal (1982-1984). Archive CRODT. 233 p.
- Champagnat C., Domain F. 1978. Migrations des poissons démersaux le long des côtes ouest-africaines de 10° à 24° de latitude nord. Annexe au rapport du groupe de travail ORSTOM-ISRA sur la reproduction des espèces exploitées du Golfe de Guinée. Dakar (1977).
- Charles-Dominique C., Ndiaye V. 2003. Bilan des recherches sur la pêche des crevettes en Casamance. IDEE Casamance © Ziguinchor (Sénégal), Réunions de restitution des colloques sur les Zones Humides en Casamance. Contribution IRD et CRODT, Dakar, DRAFT, 19 p.
- Chassot E., Balguerias E., Bencherifi S., Bez N., Camara Y.H., Diallo A., Faraj A, Fernández Peralta L., Guitton J., Jouffre D., Meiners Mandujano C., Ramos A., Rivot E., Santamaría M.T.G., Sidibé A., Thiaw M., Gascuel D. 2007. Corrected pseudo-cohort analysis: Principles, interest and application in West-African fisheries. Scientific report ISTAM project. Work Package 3: Stock Assessment Methods and Analysis Tools, 40 p.
- Chassot E., Guitton J., Gascuel D. 2006. Analyse rectifiée des pseudo-cohortes. DRAFT ISTAM project. 1-19.
- Chassot E., Rouyer T., Sidibé A., Gascuel D. 2008. Conversion taille/âge par décomposition polymodale des fréquences de taille. Scientific report ISTAM project. Work Package 3: Stock Assessment Methods and Analysis Tools, 14.
- Chavance N.P., Chavance P. 2002. Typologie et distribution des grandes pêcheries en Afrique de l'Ouest depuis 1950. Actes du symposium international, Dakar (Sénégal), 24-28 juin 2002.153-163.
- Chavance P., Bâ M., Gascuel D., Vakily J.M., Pauly D. (éds.). 2004. Pêcheries maritimes, écosystèmes & sociétés en Afrique de l'Ouest : Un demi-siècle de changement, [Marine Fisheries, Ecosystems and Societies in West Africa: Half a Century of Change], actes du symposium international, Dakar (Sénégal), 24-28 juin 2002, Bruxelles, Office des publications officielles des Communautés européennes, XXXVI- 532-XIV p., 6 pl. h.-t. coul., coll. Rapports de recherche halieutique A.C.P.-U.E., n° 15.
- Chavance P., Diallo A. 1995. Un observatoire des pêches, pourquoi et comment ? Deuxième Forum Halieutique, Nantes, 1995. Session I : Acquisition de l'information. 19-25.
- Clark J.S. 2005. Why environmental scientists are becoming Bayesians. Ecology Letters 8 : 2-14.
- Cleveland R.B., Cleveland W.S., McRae J.E., Terpenning I. 1990. STL: A Seasonal-Trend Decomposition Procedure Based on Loess. Journal of Official Statistics, 6, 3-73.
- Clotilde-bâ F.L., Guèye M., Diatta Y., Guélorget O., Capapé C. 2002. Présence de la crevette tigrée, *Penaeus monodon* (Fabricius, 1798) (Crustacea, Penaeidae) dans les eaux sénégalaises (Atlantique orientale tropicale). Bulletin du Muséum d'histoire naturelle de Marseille. Mésogée, Volume 60/2002. 27-32.
- Cortez T., Castro B.G, Guerra A. 1995. Feeding dynamics of *Octopus mimus* (Mollusca: Cephalopoda) in northern Chile waters. Mar Biol 123:497-503.

- Criales, M.M., Wang, J., Browder, J.A. et Robblee, M., 2005. Tidal and seasonal effects on transport of pink shrimp postlarvae. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 286, 231-238.
- Crosnier A. 1965. Les crevettes pénaeïdes du plateau continental malgache. *Cahier Océanogr. ORSTOM. Suppl. au Vol. III, n°3.* 158 p.
- Crosnier A., De Bondy E.T., 1967. Les crevettes commercialisables de la côte ouest de l'Afrique intertropicale. Paris, ORSTOM, Init. Doc. Tech. 7, 60 p. + annexes.
- Crosnier A., Fontana A., Le Guen J.C., Wise J.P. 1970. Ponte et croissance de la crevette pénéïde *Parapenaeus longirostris* (Lucas) dans la région de Pointe-Noire (République du Congo). *Cah. ORSTOM.*, vol. VIII, n° 4, 89-102.
- Cummings W.C. 1961. Maturation and spawning of the pink shrimp *Penaeus duorarum* (Burk.). *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 90 (4) : 462-468.
- Cury P., Roy C. 1988. Migration saisonnière du thiof (*Epinephelus aeneus*) au Sénégal : influence des upwellings senegalais et mauritanien. *Oceanologica Acta 1988-* Vol. 11- N° 1. 25-36.
- Cury P.M. 2003. Les prédateurs ne sont plus ce qu'ils étaient. *La recherche hors-série 11*, 26-29.
- Cury P.M., Shannon L.J., Roux J.P., Daskalov G. M., Arre A., Moloney C. L. et Pauly D. 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Sciences* 62, 13 p.
- Da Silva J.A. 1986. River runoff and shrimp abundance in a tropical coastal ecosystem: The example of the Sofala Bank (central Mozambique). In: Skrest, S. (Ed.), *The role of fresh water outflow in coastal marine ecosystems (workshop, Norway)*. Nato ASI Series, vol. G7. Springer-Verlag, Berlin, 329-344.
- D'Croz L., Clérigo, F., Esquivel N. 1979. Observaciones sobre la biología y la pesca del camarón blanco (*Penaeus* spp.) en el Pacífico de Panamá. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 6, 5-58.
- De Bondy E.T. 1968. Observations sur la biologie de *Penaeus duorarum* au Sénégal. *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye.* 16, 50 p.
- De Bondy E.T. 1970. Note sur les ressources de *Penaeus duorarum* au Sénégal. *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Dakar-Thiaroye.* 16, 128-131.
- Demarcq H., Faure V. 2000. Coastal upwelling and associated retention indices derived from satellite SST. Application to *Octopus vulgaris* recruitment. *Oceanologica Acta* 23 (2000) 391-408.
- Dème M. 2002. Rentabilité économique et financière des pêcheries céphalopodières artisanales sénégalaises. In : Caverivière A., Thiam M., Jouffre D. (éds.). - *Le poulpe commun Octopus vulgaris. Sénégal et côtes nord-ouest africaines*. Editions IRD, Paris, Colloques et séminaires, 169-188.
- Dème-Gning I., Roy C., Touré D. 1990. Variabilité spatio-temporelle de la température, des nitrates et de la chlorophylle devant les côtes du Sénégal. *Docum. scient. Cent. Rech. Océanogr., Dakar-Thiaroye* 122: 21 p.
- Dennis B. 1996. Should ecologists become Bayesians ? *Ecological Applications* 6(4) : 1095-1103.
- Devries J., Lefevère S. 1969. A maturity key for *Penaeus duorarum* (Burk., 1939) of both sexes. *Proc. Symp. UNESCO : Oceanography and Fisheries resources of tropical Atlantic*, Abidjan, 20-28 octobre 1966: 419-424.
- Dia M.A. 1988. Biologie et exploitation du poulpe *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) des côtes mauritaniennes. Thèse de Doctorat 3e cycle, Univ. Bret. Occid., Brest, 164 p.

- Dia A.D., Diop M., Jouffre D. 1996. « Pêcheries au coeur d'un enjeu de développement, les pêcheries démersales mauritaniennes du poulpe et des crevettes côtières. Confrontation entre stratégies des acteurs et mesures institutionnelles : Eléments d'analyse ». In IIFET 96 symposium acts, Marrakech, 1-4 juillet 1996, International Institute for Fisheries Economics and Trade : 22 p.
- Diallo M, Jouffre D., Caverivière A., Thiam M. 2002. The demographic explosion of *Octopus vulgaris* in Senegal during the 1999 summer. *Bulletin of Marine Science*. Vol. 71, No. 2: 1063-1065.
- Diatta Y., Clotilde-Bâ F.L., Capapé C. 2002. « Le régime alimentaire de *Octopus vulgaris* et de ses prédateurs potentiels devant le Sénégal », In Caverivière et al. (éds., 2002) : 87-104.
- Diop H., Keithly W., Kazmierczak R., Shaw R. 2007. Predicting the abundance of white shrimp (*Litopenaeus setiferus*) from environmental parameters and previous life stages. *Fish. Res.* 86, 31-41.
- Diouf M. 1992. Rapport préliminaire sur la deuxième phase de vulgarisation de la palangre pots à poulpes. R/P/ATEPAS, 27 p.
- Dobson A.J. 1990. An Introduction to Generalized Linear Models. London: Chapman and Hall.
- Domain F. 1977. Carte sédimentologique du plateau continental sénégalais. Extension à une partie du plateau continental de la Mauritanie et de la Guinée-Bissau. ORSTOM, Notice explicative. 68, 17 p.
- Domain F. 1980. Contribution à la connaissance de l'écologie des poissons démersaux du plateau continental sénégalais-mauritanien - Les ressources démersales dans le contexte général du golfe de Guinée. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie-Curie-Paris VI, 342 p.
- Domain F, Caverivière A., Jouffre D. 2000. Growth of *Octopus vulgaris* from tagging in Senegalese waters. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 80 (4) : 699-706.
- Domain F., Diallo I., Doumbouya A., Inejih C., Traoré S. 2002. Rapport de la campagne d'évaluation des ressources démersales du N.O. AL AWAM en Guinée. Doc. Sci., N° 35, mars 2003, 19 p.
- Domalain G., Jouffre D., Thiam D., Traoré S., Wang S.C.L. 2004. Évolution de la diversité spécifique & des dominances dans les campagnes de chalutage démersal du Sénégal et de la Guinée. in Chavance et al. (éds., 2004) : 299-310.
- Fall M., Samba A., Laloë F. 2006. Fishing tactics and strategies in coastal demersal trawling fisheries in Senegal. *Aquatic living resources*. 19, 307-316.
- FAO. 1979. Rapport du groupe de travail ad hoc sur les céphalopodes. FAO, copace/Pace Séries 78/11, 135 p.
- FAO. 1982. Rapport du groupe de travail spécial sur les stocks de céphalopodes de la région nord du COPACE. COPACE/PACE SÉRIES 82/24 (Fr), Rome, 180 p.
- FAO. 1984. Comité des pêches pour l'Atlantique centre-est, Rapport du Groupe de travail *ad hoc* sur l'évaluation des ressources, Septième session, Santa Cruz de Ténérife, Espagne, 10-15 mai 1984. remier groupe de travail spécial sur les pêcheries de merlus et de crevettes profondes dans la zone nord du COPACE (CECAF/RE/VII/84/3).
- FAO 1993. « Groupe de travail Copace sur les ressources démersales du plateau et du talus continental de la Guinée-Bissau, de la Guinée et de la Sierra Léone (Conakry, 4-9 février 1991) », FAO, Copace/Pace/-Series, 91/54, 206 p.
- FAO, 1997. Rapport du groupe de travail ad hoc sur les céphalopodes. FAO, copace/Pace Séries 97/63, 103 p.
- FAO. 2000. FAO Fisheries Yearbook. Fisheries statistics. Aquaculture production 2000, vol. 90/2, Roma, 178 p.

- FAO. 2006. Rapport du groupe de travail FAO/COPACE sur l'évaluation des ressources demersales - Sous-groupe Nord. Saly, Senegal, 14-23 septembre 2004. FAO, COPACE/PACE Series 06/68, 372 p.
- FAO. 2008. Base de données FISHSTAT Plus – Universal software for fishery statistical times series. Rome. (Available at www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp; or CD-ROM).
- FAO. 2009. *Capture production 1950-2007*. FISHSTAT Plus – Universal software for fishery statistical times series. Rome. (Available at www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp; or CD-ROM).
- Faraj A., Bouzouma M., Thiaw M., Manchih K., Bez N. 2008. Stock identity of Octopus. Scientific report ISTAM project. Work Package 3: Stock Assessment Methods and Analysis Tools, 7.
- Faure V. 2000. Dynamiques spatiale et temporelle des populations de poulpes (*Octopus vulgaris*) en Afrique de l'Ouest: Influence des fluctuations environnementales et des relations interspécifiques. Thèse doc., univ. Montpellier-II : 403 p.
- Faure V., Inejih C.A., Demarcq H., Cury P. 2000. The importance of retention processes in upwelling areas for recruitment of *Octopus vulgaris*: the example of the Arguin Bank (Mauritania). *Fish. Oceanogr.* 9 :4, 343-355.
- Fox W.W. 1970. An exponential yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.* 99, 80-88.
- Franck K.T., Petrie B., Cho J.S., Leggett W.C. 2005. Trophic Cascades in a Formerly Cod-Dominated Ecosystem. *Science* 308, 1621-1623.
- Fréon P. 1984. Des modèles de productions appliquées à des fractions de stock dépendantes des vents d'upwelling. *Océanographie Tropicale*, 19 (1): 67-94.
- Fréon P. 1991. L'introduction d'une variable climatique dans les modèles globaux de production. In : Cury P., Roy C., (éds.): Pêcheries ouest-africaines, Variabilité, Instabilité et Changement. Paris, Orstom éditions : 395-424.
- Fréon P., Kwiecinski B., Lopez D. 1992. Utilité du système expert Climprod pour la connaissance du déterminisme du recrutement. *Ann. Inst. Océanogr.*, Paris, 1992, 68 (1-2), 193-210.
- Gracia A. 1989. Relationship between Environmental Factors and White Shrimp Abundance in the Southwestern Gulf of México, vol. 16. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México : 171-182.
- Garcia S. 1975. Biologie de *Penaeus duorarum notialis* en Côte d'Ivoire. V. Nouvelle étude de la croissance. *Doc. Scient. Centre Rech. Océanogr. Abidjan*, 6 (1) : 1-19.
- Garcia S. 1977a. Biologie et dynamique des populations de crevettes roses de *Penaeus duorarum notialis* (Pérez-Farfante, 1967) en Côte d'Ivoire. Paris, Orstom, coll. Trav. Doc., 79, 271 p.
- Garcia S. 1977b. Evaluation des mortalités chez la crevette rose *Penaeus duorarum notialis* en Côte d'Ivoire : Analyse des variations saisonnières de capturabilité. *Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Océanogr.*, vol. XV, n°3, 1977: 251-260.
- Garcia S. 1978. Bilan des recherches sur la crevette rose *Penaeus duorarum notialis* de Côte-d'Ivoire et conséquences en matière d'aménagement. *Doc. Sci. Centre Rech. Océanogr. Abidjan*, IX (1) : 1-41.
- Garcia S., Albaret J.J. 1977. Utilisation de la relation Sex-Ratio/Taille pour la décomposition par sexe des structures démographiques. *Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Océanogr.* 15, 83-87.
- Garcia S., Le Reste L. 1981. Cycles vitaux, dynamique, exploitation et aménagement des stocks de crevettes péneïdes côtières - FAO Doc. Tech. Pêches, 203, 210 p.
- Garcia S., Le Reste L. 1986. Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneidos costeros, 203. FAO Documento Técnico de Pesca : 1-180.

- Garcia S., Lhomme F. 1979. Les ressources de crevette rose (*Penaeus duorarum notialis*). In : Troadec J.P., Garcia Serge. Les ressources halieutiques de l'Atlantique centre-est : première partie : les ressources du Golfe de Guinée de l'Angola à la Mauritanie. Document Technique sur les Pêches ; 186.1.Rome : FAO, 1979, 123-148.
- Garcia-Cabrera J. 1968. Biología y pesca del pulpo (*Octopus vulgaris*) y choco (*Sepia officinalis hierreda*) en aguas del Sahara español. Publ. Tecn. Junta Estudios Pesca, n°7, 161-198.
- Garibaldi L., Grainger R. 2004. Chronicles of Catches from Marine Fisheries in the Eastern Central Atlantic for 1950-2000. in Chavance *et al.* (éds., 2004). 99-112.
- Gascuel D. 1994a. Modélisation de la dynamique des stocks exploités par la pêche artisanale sénégalaise : intérêt, limites et contraintes de l'approche structurale. In : Barry-Gérard M. (ed.), Diouf T. (ed.), Fonteneau Alain (ed.). L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise : documents scientifiques présentés lors du symposium. Paris : ORSTOM, 1994, 385-403.
- Gascuel D. 1994b. Une méthode simple d'ajustement des clés taille/âge : application aux captures d'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique Est. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51 : 723-733.
- Gascuel D. 2004. 50 ans d'évolution des captures et biomasses dans l'Atlantique Centre-Est: analyse par les spectres trophiques de captures et de biomasses. In: Chavance P., Bah M., Gascuel D., Vakily M., Pauly D. (éds.), Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changements. Dakar, Sénégal, juin 2002.
- Gascuel D. 2008. Dynamique des populations et gestion des stocks halieutiques. Support de cours en ligne, Agrocampus Ouest/Campus numérique ENVAM éd., Rennes, France, 128 p.
- Gascuel D., Laurans M., Sidibé A., Barry M.D. 2004. Diagnostic comparatif de l'état des stocks et évolution d'abondance des ressources démersales, dans les pays de la C.S.R.P., In Chavance *et al.* (éds., 2004) : 205-222.
- Gascuel D., Ménard F. 1997. Assessment of a multispecies fishery in Senegal, using production models and diversity indices. *Aquatic Living Resources*, 10: 281-288.
- Gascuel D., Pauly D. 2009. EcoTroph: modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing. *Ecological Modelling*, 220: 2885-2898.
- Gascuel D., Thiam M. 1994. Evolution de l'abondance des ressources démersales sénégalaises : estimation par modélisation linéaire des CPUE. In : Barry-Gérard M., Diouf T., Fonteneau A. (éds.): L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise. Paris, Orstom, coll. Colloques et séminaires, tome II : 245-256.
- GERMA. 2004. Rapport technique et scientifique de l'action upwelling du projet GERMA (Gestion des Ressources Marines). 105 p.
- Gonçalves J.M. 1991. Biology and exploitation of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Mollusca: Cephalopoda). *ICES CM* 1991/K: 11 p.
- Gröger J.P., Winkler H., Rountree R.A. 2007. Population dynamics of pikeperch (*Sander lucioperca*) and its linkage to fishery driven and climatic influences in a southern Baltic lagoon of the Darss-Zingst Bodden Chain. *Fisheries Research*, 84: 189-201.
- Grosslein M.D., Laurec A. 1982. Bottom trawl surveys : design, operation and analysis. Rome, FAO, 25p., CECAF/ECAF Series/81/22 (En).
- Guerra A. 1975. Determinación de las diferentes fases del desarrollo sexual de *Octopus vulgaris* Lamarck, mediante un índice de madurez. *Inv. Pesq.* 39 (2), 397-416.
- Guerra A. 1981. Spatial distribution pattern of *Octopus vulgaris*. *J. Zool Proc Zool Soc Lond* 195:133-146.

- Guerra A. 1992. Mollusca, Cephalopoda. In: Fauna Ibérica, Vol. 1. Ramos, M.A. *et al.* (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid. 327 p.
- Hartwick E. B., Ambrose R. F., Robinson S. M.C. 1984. Dynamics of shallow-waters populations of *Octopus dofleini*. 82, 65-72.
- Hastie T.J., Pregibon D. 1992. Generalized linear models. Chapter 6 of Statistical Models in S eds J. M. Chambers and T. J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole.
- Hatanaka H. 1979. Studies on the fisheries biology of common Octopus off NW coast of Africa, *Bull. Far. Seas Fish. Res. Lab.* 17: 13-124.
- Hatfield E., Des Clers S. 1998. Fisheries management and research for *Loligo gahi* in the Falkland Islands. Reports of the California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations, 39: 81-91.
- Hernández-García V., Hernández-López J.L., Castro J.J. 1998. The octopus (*Octopus vulgaris*) in the small-scale trap fishery off the Canary Islands (Central-East Atlantic). *Fisheries Research*, 35: 183-189.
- Hernández-García V., Hernández-López J.L., Castro-Hdez J.J. 2002. On the reproduction of *Octopus vulgaris* off the coast of the Canary Islands. Short Communication. *Fisheries Research* 57 (2002) 197-203.
- Herraiz G., Torres M.A., Fariña A.C., Freirec J., Cancelo J.R. The NAO index and the long-term variability of Nephrops norvegicus population and fishery off West of Ireland. *Fisheries Research* 98, 1-7.
- Hettler W.F. 1992. Correlation of winter temperature and landings of pink shrimp *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Fishery Bull.* 90: 405-406.
- Hilborn R., Walters C.J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman & Hall, New York, 570 p.
- IDDRA, 2004. Elaboration d'un modèle bio-économique de la pêche de poulpe mauritanienne. Rapport final. Etude conduite en réponse à appel d'offre du SCAC Mauritanie, document à diffusion restreinte: 15 p.
- IDDRA, 2005. « Elaboration d'un modèle bio-économique de la pêche de poulpe mauritanienne, rapport n°2 : amélioration, paramétrage et validation du modèle », rapport final d'expertise financée par le SCAC Mauritanie, document à diffusion restreinte : 12 p.
- IDDRA. 2006. « L'identification d'un programme d'appui pour la mise en place du système de gestion prévisionnelle des possibilités de pêche dans la pêche de poulpe en Mauritanie », rapport final d'expertise financée par le SCAC Mauritanie, document à diffusion restreinte : 24 p.
- Idelhaj A. 1984. Analyse des rendements en poulpes (*Octopus vulgaris*) des flottilles de pêche et comparaison avec les résultats des prospections du N/R. Ibn-Sina au large du Sahara (période 1980-1983). I.S.P.M. (Casablanca, Maroc); Travaux et documents , n° 41: 10 p (+ figures).
- Idrissi F.H., Koueta N., Idhalla M., Belghyti D., Bencherifi S. 2006. Les modalités du cycle sexuel du poulpe *Octopus vulgaris* du Sud marocain (Tantan, Boujdour). *C. R. Biologies* 329 (2006) 902-911.
- Inejih C.A. 2000. Dynamique spatio-temporelle et biologie du poulpe (*Octopus vulgaris*) dans les eaux mauritaniennes : modélisation de l'abondance et aménagement des pêcheries, thèse de Doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, Brest, France, 251 p.
- Inejih C.A., Dedah S. 1996. Reproduction et recrutement du poulpe (*Octopus vulgaris*, Cuvier 1797) dans la région du Cap Blanc, Mauritanie. Communication à l'atelier INOC/CNROP sur la circulation des masses d'eau, pollution et leur impact sur les ressources. Nouadhibou, Juillet, 1996.

- Inejih C.A., Jouffre D., Mahfoud T.S., Stobberup K. 2004. "Multispecific and ecosystemic analysis applied to demersal communities off Mauritania: a synthesis." Poster presentation at: the 4th World Fisheries Congress, Vancouver 2-4 mai 2004.
- Itami K., Izawa Y., Maeda S., Nakai K. 1963. Notes on the laboratory culture of the *octopus* larvae. *Bull. Jap. Soc. scient. Fish.* 29, 514-520.
- Jensen, A.L. 2005. Harvest in a fluctuating environment and conservative harvest for the Fox surplus production model. *Ecological Modelling* 182 (2002). 1-9.
- Jouffre D. 1998. *Octopus vulgaris* as a component of the benthic fauna of the NW African coast: A note on an investigation of species community organisation using multifactorial analysis. *S. Afr. J. mar. Sci.* 20: 93-100.
- Jouffre D., Domalain G., Caverivière A., Diallo M. 2004. Typology of the demersal communities off Senegal : an approach combining GIS and multifactorial analysis. in Nishida, T., Kailola, P.J. & Hollingworth, C.E., (Eds.). - Proceedings of the Second International Symposium on GIS/Spatial analyses in Fishery and Aquatic Sciences, Fishery/Aquatic GIS Research Group, Kawagoe-city, Japan: 127-144.
- Jouffre D., Domalain G., Traoré S., Thiam D., Domain F., Inejih C.A. 2004. Détection de l'impact de la pêche sur les communautés démersales par l'analyse multivariée sous contraintes. In Actes du Symposium international : Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changement, Dakar, 22-24 juin 2002." , Rapport de Recherche Halieutique ACP-UE: 421-432.
- Jouffre D., Inejih C.A. 1997. La pêche au poulpe en Mauritanie et dans la zone saharienne : surexploitation ? Communication au troisième Forum Halieumétrique, organisé par l'Association Française d'Halieumétrie à Montpellier (France) du 1 au 3 juillet 1997 sur le thème de: "La surexploitation". session 1: Définitions, réalités et représentations de la surexploitation.
- Jouffre D., Inejih C.A. 2005. Assessing the impact of fisheries on demersal fish assemblages of the Mauritanian continental shelf, 1987-1999, using dominance curves. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 380-383.
- Jouffre D., Inejih C., Simier M., 2000. Cycle biologique du poulpe (*Octopus vulgaris*) au large du Cap-Blanc (Mauritanie). In Gascuel D., Chavance P., Bez N. et Biseau A. (éd.), Les espaces de l'Halieutique. Colloques et séminaires, IRD éditions, Paris, 243-267.
- Jouffre D., Lanco S, Gascuel D., Caverivière A. 2002a. Niveaux d'exploitation des stocks de poulpes du Sénégal de 1996 à 1999 et tailles minimales de captures : une évaluation par modélisation analytique. In Caverivière A., Thiam M. and Jouffre D. (éds.) Le poulpe commun *Octopus vulgaris*. Sénégal et côtes nord-ouest africaines. Editions IRD, Paris, Colloques et séminaires : 269-295.
- Jouffre D. Lanco S, Gascuel D., Caverivière A. 2002b. Evaluation par modélisation analytique des effets de périodes de fermeture de la pêche du poulpe au Sénégal. In : Caverivière A., Thiam M., Jouffre D. (éds)- Le poulpe commun *Octopus vulgaris*. Sénégal et côtes nord-ouest africaines. Editions IRD, Paris, Colloques et séminaires, 297-316.
- Jouffre D., Thiaw M. 2008. Application de la « VPA mensuelle » ou « modèle structuré en âge sur pas de temps mensuel », pour l'évaluation des ressources à vie courte (poulpes et crevettes) dans la région du COPACE : Cas d'étude portant sur l'évaluation de l'impact de « l'arrêt biologique » sur la production du stock de poulpe de Mauritanie. Scientific report ISTAM project. Work Package 3: Stock Assessment Methods and Analysis Tools, 21 p.
- Koranteng K. A., Pauly D. 2004. Long-term Trends in Demersal Fishery Resources of Ghana in Response to fishing Pressure. in Chavance *et al.* (éd., 2004). 243-252.
- Kubo I. 1935. Catch of octopods in relation to precipitation and air temperature in Inland of Japon. *Bulletin of Japanese Soc Science Fish* 4, 253-258.

- Labrosse P. 2007. Revue des mesures techniques de gestion des pêches maritimes dans quatre pays de la région ouest africaine (Maroc, Mauritanie, Sénégal, Guinée). Deliverable D3.5/ISTAM, 16 p.
- Laë R., Ecoutin J.M., Mendy A., Raffray, J., Weigel J.Y., Sadio O. 2004. Effects of a targeted shrimp (*Penaeus notialis*) exploitation on fish catches in the Gambia estuary. *Aquat. Living Resour.* 17, 75-85.
- Laloë F. 1985. Etude de la précision des estimations des captures et prises par unité d'effort obtenues à l'aide du système d'enquêtes sur la pêche artisanale au centre de recherche océanographiques de Dakar Thiaroye : CRODT, 1985, 36 p. (Document Scientifique - CRODT ; 100).
- Laloë F. 2004. Parameters estimates from various models as "sets of indicators" or "sets for indication" in a data driven approach . *Aquatic Living Resources.* 2004, vol. 17, 107-117.
- Lanco S. 1999. Adaptation d'un modèle structural à une ressource instable pour mesurer l'impact de fermetures de pêche : application au stock de poulpe sénégalais. Source : ENSAR; IRD, Rennes (FRA); Brest (FRA), 1999, 64 p.
- Laurans M. 2005. Evaluation des ressources halieutiques en Afrique de l'ouest : dynamique des populations et variabilité écologique. Thèse pour l'obtention du Diplôme de docteur de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, mention Halieutique, Rennes, France. 233 p.
- Laurans M., Gascuel D., Barry M. 2004. « Évolution des abondances des principales espèces exploitées au Sénégal », in Chavance et al. (éds., 2004). 195-204.
- Laurans M., Gascuel D., Caverivière A., 2002. Application d'un modèle global avec effet de l'environnement au stock de poulpe du Sénégal. In Caverivière A., Thiam M. and Jouffre D. (éds) *Le poulpe commun Octopus vulgaris. Sénégal et côtes nord-ouest africaines.* Editions IRD, Paris, Colloques et séminaires : 255-267.
- Laurent A.G. 1963. Lognormal distribution and the translation method : description and estimation problems. *J. Americ. Statist. Assoc.*, 58, 231-235.
- Le Pape O., Chauvet F., Mahevas S., Lazure P., Guerault D., Desaunay Y., 2003. Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (*Solea solea* L) in the Bay of Biscay (France) and the contribution of different habitats to the adult population. *J. Sea Res.*, 139-149.
- Le Reste L. 1978. Biologie d'une population de crevettes *Penaeus indicus*, H. Milne-Edwards, sur la côte nord ouest de Madagascar. *Trav. Doc. ORSTOM*, 99-191.
- Le Reste L. 1982. Variations spatio-temporelles de l'abondance et de la taille de la crevette *Penaeus notialis* en Casamance (Sénégal). *Oceanologica Acta.* Vol. sp., suppl. vol. 4 : 327-332.
- Le Reste L. 1992. Pluviométrie et captures des crevettes *Penaeus notialis* dans l'estuaire de la Casamance (Sénégal) entre 1962 et 1984. ORSTOM, Centre de Recherches océanographiques de Dakar-Thiaroye. *Aquat. Living Resources.*, 5, 233-248.
- Le Reste L., Diallo A. 1994. Influence des modalités d'exploitation sur la taille des crevettes dans l'estuaire de la Casamance (Sénégal). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 1994, 27 (1), 57-69.
- Lhomme F. 1981. Biologie et dynamique de *Penaeus (Farfante Penaeus) notialis* (Perez farfante, 1967) au Sénégal, th. doct. État Sciences, univers. Pierre-et-Marie-Curie, Paris-VI, 248 p.
- Lhomme F. 1994. Les crustacés exploitables. In : Durand, Jean-René (ed.); Dufour, Philippe (éds.) ; Guiral, Daniel (ed.); Zabi, S.G.F. (ed.) - Environnement et ressources aquatiques en Côte d'Ivoire : 2. Les milieux lagunaires. Source : ORSTOM, Paris (FRA), 229-238.
- Lhomme F., 2001. Relation pêche-environnement chez les crevettes péneïdes. *Revue mondiale ; problème posé par l'application à Madagascar.* In : Ranaivoson E. et Kasprzyk Z. (eds), Actes de l'atelier sur l'aménagement de la pêche crevette à Madagascar, Antananarivo, 12-14 décembre 2000, 113-129.

- Lhomme L., Garcia S. 1984. Biologie et exploitation de la crevette pénaeide *Penaeus notialis* (Pérez Farfante, 1967) au Sénégal. In: J. A. Gulland and B. J. Rothschild (éds.). 111-141.
- Lhomme F., Vendeville P. 1993. La crevette rose *Penaeus notialis* (Pérez Farfante, 1967) en Côte d'Ivoire. In : P. Le Lœuf, É. Marchal, J. B. Amon Kothias (éds.), Environnement et ressources aquatiques de Côtes d'Ivoire. I- Le milieu marin. Paris, Orstom : 489-520.
- Loneragan N., Bunn S. 1999. River flows and estuarine ecosystems: implications for coastal fisheries from a review and a case study of the Logan River, southeast Queensland. *Aust. J. Ecol.* 24, 431-440.
- Ludwig D., Hilborn R., Walters C. 1993. Uncertainty, Resource Exploitation, and Conservation: Lessons from History. *Nature* 260, 17-18.
- Makridakis S.G., Wheelwright, S.C., McGee V.E. 1983. *Forecasting: Methods and Applications*. John Wiley and Sons, New York.
- Manami R.S. 1985. Efectos del fenomeno El Niño 1982-83 en ecosistemas de la I region. *Invest. esq.* 32:199-206.
- Mangold K. 1983. *Octopus vulgaris*. In: Cephalopod life cycles, Vol. I, Boyle, P.R. (ed.). *Academic Press*, London, 335-364.
- Mangold K. 1997. *Octopus vulgaris*: review of the biology. In land M.A., F.G. Hochberg (éds.). *Proceedings of the Workshop on the Fishery and Marked Potential of Octopus in California*. Smithsonian Institution : Washington, 192 p., 85-90.
- Mangold-Wirz K. 1963. Biologie des céphalopodes benthiques et nectoniques de la mer catalane. *Vie Milieu (Suppl.)* 13, 1-285.
- Maravall A. 1995. Unobserved components in economic time series. In: Pesaran, H., Wickens, M. (Eds.), *The Handbook Of Applied Econometrics*, vol 1. Basil Blackwell, Oxford, 12-72.
- Maxim C. 1982. Structure du peuplement d'*Octopus vulgaris* de la zone de l'Atlantique Centre-Est (20°46'-19°36'), *Inst. Roum. Rech. Mar. Constanta, Roumania* 15 (1982) :133-139.
- McAllister M.K., Hill S.L., Agnew D.J., Kirkwood G.P., Beddington J.R. 2004. A Bayesian hierarchical formulation of the De Lury stock assessment model for abundance estimation of Falkland Islands' squid (*Loligo gahi*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 1048-1059.
- McCullagh P., Nelder J.A. 1989. *Generalized Linear Models*. New York: Chapman & Hall.
- Mendo J., Tam J. 1993. Multiple environmental states affecting penaeid shrimp production in Peru. *Naga ICLARM Q.* April-July, 44-46.
- Meyer R., Millar R.B. 1999. BUGS in Bayesian stock assessments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 56: 1078-1086.
- Myers R.A., Worms B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423, 280-283.
- Nigmatullin C.M., Ostapenko A.A. 1976. Feeding of *Octopus vulgaris* Lam. from the Northwest African Coast. *ICES, C.M.* 1976/K:6:15 p.
- Ono K. 2007. Modélisation statistique bayésienne d'un modèle de production de biomasse. Application à la pêcherie de poulpe (*Octopus vulgaris*) de Mauritanie. Rapport de stage d'Ingénieur - Master 2 « Sciences Halieutiques et Aquacoles » Agrocampus Rennes. Laboratoire d'Ecologie Halieutique Agrocampus Rennes. 44 p. + Annexes.
- Pauly D., Alder J., Bennett E., Christensen V., Tyedmers P., Watson R. 2003. The future for fisheries. *Science* 302, 1359-1361.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres J.F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.

- Pauly D., Christensen V., Gu enette R.S., Pitcher T.J., Sumail U. R., Walters C.J., Watson R., Zeller D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-605.
- Pauly D., Christensen V., Walters C. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystems impact of fisheries. *ICES J. mar. Sci.* 57: 697-706 Semmens J.M.G., Pecl G.T., Villanueva R., Jouffre D., Sobrino I., Wood J.B. et Rigby P.R., 2004. *Octopus* growth: an updated perspective. *Marine and Freshwater Research.* 55, 367-377.
- Pauly D., Palomares M.L., Froese R., Sa-a P., Vakily M., Preikshot D., Wallace S. 2001. Fishing down Canadian food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1-12.
- Pauly D., Watson R. 2005. Background and interpretation of the “ Marine Trophic index” as a measure of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360, 415-423.
- Pech N., Samba A., Drapeau L., Sabatier R., Lalo ea F. 2001. Fitting a model of flexible multifleet-multispecies fisheries to Senegalese artisanal fishery data. *Aquat. Living Resour.* 14, 81-98.
- Pella J.J., Tomlinson P.K. 1969. A generalized stock production model. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 13: 420-496.
- Pérez-Farfante, J. 1967. Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. *Fish. Bull., U.S.* 67: 461-591.
- Pérez-Farfante J., Kensley B. 1997. Penaeoid and sergestoid shrimps and prawn of the World. Key and diagnoses for the families et genera. *Mémoires du museum national d’histoire naturelle, Paris*, 175, 1-133.
- Pierce G.J., Guerra A. 1994. Stock assessment methods used for cephalopod fisheries. *Fisheries Research*, 21: 255-285.
- Pope J.G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *ICNAF. Res. Bull.*, 9: 65-74.
- Quetglas A., Alemany F., Carbonell A., Merella P., and Sanchez P. 1998. Biology and fishery of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, caught by trawlers in Mallorca (Balearic Sea, Western Mediterranean). *Fisheries Research*, 36: 237-249.
- Rafalimanana T. 2003. Les crevettes p enides exploitées sur la côte Ouest de Madagascar : variabilités spatio-temporelles des paramètres biologiques et dynamique des populations. Thèse Doct., Dép. Halieutique UPR MESH ENSA Rennes – France, 268 p.
- R ebert J.P. 1983. Hydrologie et dynamique des eaux du plateau continental s enegalais. *Doc. Scient. Centre Rech.Oc eanog.Dakar-Thiaroye*, 93-186.
- Robert M., Faraj A., Rivot E., 2008. Bayesian state-space modelling of the Depletion Model Application to the Moroccan octopus (*Octopus vulgaris*) fishery. *Rapport du projet ISTAM.* 1-57.
- Rossignol M. 1973. Contribution   l’étude du complexe guinéen. *Doc. ORSTOM, Centre du Cayenne.*
- Rossignol M., Aboussouan M.T. 1965. Hydrologie marine côtière de la presqu’ le du Cap-Vert. Contribution   l’étude de la productivité des eaux. *Publ. prov. Centre Rech.Oc eanog. Dakar-Thiaroye*, 156 p.
- Roy C. 1989. Fluctuations des vents et variabilité de l’upwelling devant les côtes du S enegal. *Oceanologica Acta*, 1989. 12, 4, 361-369.
- Roy C. 1992. Réponses des stocks de poissons pélagiques   la dynamique des upwellings en Afrique de l’Ouest : analyse et modélisation, th. doct., Paris, Orstom (Coll. Etudes et Thèses).
- Royer J., Peries, P., Robin, J.P., 2002. Stock assessments of English Channel loliginid squids: updated depletion methods and new analytical methods. *ICES Journal of Marine Sciences*, 59: 445-457.

- Royer J., Pierce G.J., Foucher E., Robin J.P. 2006. The English Channel stock of *Sepia officinalis*: Modelling variability in abundance and impact of the fishery. *Fisheries Research*, 79 : 96-106.
- Samb B., Mendy A.N. 2004. Dynamique du réseau trophique de l'écosystème sénégalais. In Actes du Symposium International : Pêches maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changement, Dakar, 22-24 juin 2002 : 365-376.
- Sanchez P., Obarti R. 1993. The biology and fishery of *Octopus vulgaris* caught with clay pots on the Spanish Mediterranean coast, in: T. Okutani, R. K. O'Dor, T. Kubodera (Eds.), Recent Advances in Fisheries Biology, Tokai University Press, Tokyo, 477-487.
- Schaefer M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important for the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 1: 27-56.
- Semmens J.M., Pecl G.T.G., Villanueva R., Jouffre D., Sobrino I., Wood J.B., Rigby P.R. 2004. Octopus growth: an updated perspective. *Marine and Freshwater Research*. 55, 367-377.
- Sidibé A., Domain F., Gascuel D. 2004. Evaluation et diagnostic par l'approche globale et structurale de quatre stocks de poissons démersaux côtiers de Guinée *Galeoides decadactylus*, *Pseudotolithus elongatus*, *P. senegalensis* et *P. typus*. In: Chavance P., Bah M., Gascuel D., Vakily M., Pauly D. (Eds.), "Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changements". Dakar, Sénégal, juin 2002.
- Smale M.J., Buchan P.R. 1981. Biology of *Octopus vulgaris* off the East Coast of South Africa. *Marine Biol.*, 65, 1-12.
- Smith C.D. 2003. Diet of *Octopus vulgaris* in False Bay, South Africa. *Marine Biology* (2003) 143: 1127-1133.
- Sparre P., Venema S.C. 1998. Introduction to tropical fish assessment. F.A.O. Fisheries Technical Paper, 306.
- Sun C.-L., Ehrardt N.M., Porch C.E., Yeh S.Z. 2002. Analyses of yield and spawning stock biomass per recruit for the South Atlantic albacore (*Thunnus alalunga*). *Fisheries Research*, 56: 193-204.
- Sun C.-L., Wang S.-P., Porch C.E., Yeh S.-Z. 2005. Sex-specific yield per recruit and spawning stock biomass per recruit for the swordfish, *Xiphias gladius*, in the waters around Taiwan. *Fisheries Research*, 71: 61-69.
- Sy-Moussa H., Tchernichkov P.P. 1985. Influence des conditions thermiques sur le rendement de la pêche aux poulpes (*Octopus vulgaris*) dans la région du Cap Blanc. *Bull. CNROP* 13:85-92.
- Takeda R. 1990. *Octopus* resources. *Mar. Behav. Physiol.* 18:111-148.
- Thiaw M., 2005. Les prédateurs ichtyophages de grandes tailles des milieux estuariens et lagunaires d'Afrique de l'Ouest : distribution, abondance et traits de vie, DEA Biologie Animale, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Dakar (Sénégal), 94 p.
- Thiaw M. 2007. La crevette blanche du Sénégal : monographie et méthodes d'étude de la dynamique des populations d'une espèce à courte durée de vie. Rapport de stage, Février-avril 2007, CRH de Sète, France, 35 p.
- Thiaw M., Gascuel D., Jouffre D., Thiaw O.T. 2008. A biomass production model with environmental effect: application to the shrimp fishery in Senegal. Scientific report ISTAM project. Work Package 3: Stock Assessment Methods and Analysis Tools, Deliverable D. 3.2: Standard procedures for stock assessment and case studies, 17 p.
- Thiaw M., Gascuel D., Jouffre D., Thiaw O.T. 2009. A surplus production model including the effect of environment : application to the white shrimps stocks in Senegal. *Progress in Oceanography*, 83. 351-360.

- Thibaut L., Chavance P., Damiano A. 2003. StatBase, une approche générique pour la gestion de statistiques de pêche d'origines multiples. In: Chavance P., Bah M., Gascuel D., Vakily M., Pauly D. (Eds.), Pêcheries maritimes, écosystèmes et sociétés en Afrique de l'Ouest : un demi-siècle de changements. Dakar, Sénégal, juin 2002 : 11-23.
- Thompson W.F., Bell F.H. 1934. Biological statistics of the pacific halibut fishery.2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Rep. *Int. Fish. (Pacific Halibut) Com.*, 8 : 49 p.
- Vance D., Haywood M., Staples D. 1990. Use of mangrove estuary as a nursery area by postlarval and juvenile banana prawns, *Penaeus merguensis* de Man, in northern Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 31, 689-701.
- Von Bertalanffy L. 1938. A quantitative theory of organic growth (Inquiries on growth Laws II). *Human Biology* 110, 181-213.
- Walters C., Kitchell J.F. 2001. Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment : implications for the theory of fishing. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 39-50.
- Wang J., Pierce G.J., Boyle P.R., Denis V., Robin J.P., Bellido J.M. 2003. Spatial and temporal patterns of cuttlefish (*Sepia officinalis*) abundance and environmental influences – a case study using trawl fishery data in French Atlantic coastal. English Channel and adjacent waters. *ICES Journal of Marine Sciences*, 60, 1149-1158.
- Wenner A.M. 1972. Sex-ratio as a function of size in marine crustacea. *American naturafisf.* 106 (949) : 3211-350.
- Wenner E., Knott D., Barans C., Wilde S., Blanton J., Amft J. 2005. Key factors influencing transport of white shrimp (*Litopenaeus setiferus*) postlarvae into the Ossabaw Sound system, Georgia, USA. *Fish. Oceanogr.* 14, 175-194.
- Yokel B.I. 1969. The Migration of Juvenile Pink Shrimp (*P. duorarum*) from a South Florida Estuary (1962–1967). Miami Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Sciences, Rep. No. ML9179, 41 p.
- Young I.A.G., Pierce G.J., Daly H.I., Santos M.B., Key L.N., Bailey N., Robin J.-P., Bishop A.J., Stowasser G., Nyegaard M., Cho S.K., Rasero M., Pereira J.M.F. 2004. Application of depletion methods to estimate stock size in the squid *Loligo forbesi* in Scottish waters (UK). *Fish. Res.* 69 (2), 211-227.

Annexes

Annexe I : Informations relatives à la marée (source : Sopasen)



Société de Pêche et d'Armement Sénégalais
SOPASEN

S.A. au capital de 500.000.000 de Francs CFA. RC. N°86 B 231 NINEA 0032293 2 0 3 E-mail : sopasen@sopasen.sn
Siège Social : Quai de Pêche, N°10 B.P. 2429 DAKAR Tél. : (221)849.10.00 - fax (221)823.10.79 - 823.30.88

Achat Bateau Sopasen

NUMERO : 5060002

DATE : 02/06/05

AUTEUR : MSEYDI

DOIT :

SOPASEN COMMERCIAL

FOURNISSEUR : B18

CONNIE

CONTACT :

MAREE DU 02.06.2005

Code Prod.	Désignation	Code	Quantité (Kg)	Prix FCFA/Kg	Total FCFA
01101	CREVETTE ENTIERE N°1 "ADRI"	U	68,000	8.865	602.820
01102	CREVETTE ENTIERE N°2 "ADRI"	U	94,000	6.969	655.086
01103	CREVETTE ENTIERE N°3 "ADRI"	U	106,000	5.698	603.988
01104	CREVETTE ENTIERE N°4 "ADRI"	U	122,000	3.747	457.134
01105	CREVETTE ENTIERE N°5 "ADRI"	U	148,000	2.632	389.536
01106	CREVETTE ENTIERE N°6 "ADRI"	U	66,000	1.516	100.056
01107	CREVETTE ENTIERE N°7 "ADRI"	U	10,000	1.349	13.490
01120BIS	CREV. ECART "ADR" 18 KGS N. CALI	U	92,000	2.125	195.500
01700	CREVETTE ENT TIGREE NO 0	U	28,000	12.266	343.448
01701	CREVETTE ENT TIGREE NO 1	U	8,000	8.865	70.920
01702	CREVETTE ENT TIGREE NO 2	U	2,000	6.969	13.938
01704	CREVETTE ENT TIGREE NO 4	U	6,000	3.747	22.482
01705	CREVETTE ENT TIGREE NO 5	U	2,000	2.632	5.264
	CREVETTES		752,000		3.473.662
02101	SOLE LONGUE G	U	140,000	765	107.100
02103	SOLE LONGUE N	U	740,000	510	377.400
02102	SOLE LONGUE P	U	1.300,000	340	442.000
02105	SOLE TIGREE M	U	600,000	450	270.000
02106	SOLE TIGREE P	U	140,000	350	49.000
	SOLES LANGUES		2.920,000		1.245.500
03117	MONGO K7	U	20,500	1.087	22.284
03118	MONGO K8	U	133,000	1.087	144.571
03120	KON MIXTE G	U	102,500	1.087	111.418
03104	CHOCO G	U	143,500	1.283	184.111
03105	CHOCO M	U	20,500	1.172	24.026
03119	KON MIXTE P	U	266,500	1.087	289.686
	SEICHES		686,500		776.094
04307	ROUGET T V	U	1.020,000	383	390.660
04004	BONITE	U	260,000	382	99.320
04002	BROCHET N	U	760,000	552	419.520
04012	CHINCHARD N	U	6.620,000	297	1.966.140
04026	GUINEE	U	740,000	297	219.780
04022	DOCTEUR DE MER	U	40,000	276	11.040

ARRÊTÉ PAR LE PRÉSIDENT DE LA SOCIÉTÉ DE PÊCHE ET D'ARMEMENT SÉNÉGALAIS (SOPASEN) LE 02/06/2005
MONTANT TOTAL : QUATRE CENT CINQUANTE-ET-UN MILLE CINQUANTE-DEUX (451 552) FCFA

Annexe II : Informations relatives à l'activité de pêche (source : Sopasen)

REPUBLICQUE DU SENEGAL

STATISTIQUES DE PECHE

MINISTRE DE LA PECHE ET DES
TRANSPORTS MARITIMESMois : = JUIN 2005
Nom du navire : CONNIE
N° Immatriculation : DAK 733DIRECTION DE L'OCEANOGRAPHIE
ET DES PECHEES MARITIMESArmement : SOPASEN
Type de conservation :

BUREAU DES STATISTIQUES

ZONE DE PECHE Ziguinchor

Tél : 21 27 75

Latitude

DAKAR

Longitude

CODES	ESPECES	DATE DES MAREES			Poids en kg	Prix / kg	Valeur en cfa
		S:3/5	E:2/6				
3113601	Badèche						
3115601	Brochet		760		760	195	482 200
3111901	Brotule						
3113501	Bar						
3310221	Calmar						
3116100	Capitaine						
3110505	Carangue						
3111402	Congre						
3114204	Courbine						
3230030	Crabe						
3210010	Crevette bl		752		752	4 657	3 522 334
3210011	Crevette pr						
3114309	Dorade grise		320		320	476	152 320
3114300	Dorade rose		380		380	615	233 700
3220021	Langouste						
3111001	Machoirion		3 440		3 440	444	1 530 090
3114501	Drepane						
3113602	Mérou gris						
3113604	Mérou jaune						
3113605	Mérou de gorée						
3113606	Mérou rouge						
3114205	Ombrière		1 520		1 520	571	867 747
3114304	Pageot		560		560	435	243 199
3111701	Thiékème		3 440		3 440	512	1 759 615
3113603	Thiof		40		40	1 067	42 638
3115800	Turbot						
3112301	Rouget		1 020		1 020	383	390 660
3118100	Raie						
3110203	Ravi						
3118017	Requin						
3118020	Rascasse						
3117100	Saint Pierre		1 40		1 40	255	35 700
3310220	Seiche		686,50		686,50	1 131	776 024
3115700	Sole langue		3 630		3 630	468	1 481 644
3115501	Sole roche						
3110602	Sompatt		2 740		2 740	641	1 755 422
3310222	Poulpe		3 549		3 549	2 267	8 044 848
31105012	Yawal		906		906	532	481 885
3119000	Divers pois		10 952		10 952	321	3 514 567
	TOTAL EN KG		65 801,50		65 801,50		41 102 504

Annexe III : Evolution de l'abondance annuelle de seiches et calmars

La seiche

Pour le modèle binomial de présence/absence, les facteurs retenus sont l'année et la zone, en considérant 2 modalités (grande côte et petite côte). La prise en compte d'un découpage plus fin, n'améliore pas significativement le modèle (Tableau III.1). Le modèle explique 12.5% de la déviance totale. La variable année explique seule plus de 60% de la variabilité expliquée par le modèle. Quant au modèle gaussien, il explique 37.2% de la déviance avec comme facteurs explicatifs la zone, le bateau, l'année et le mois. L'effet zone explique une large part de la déviance totale (17,2%), ce qui indique une répartition spatiale différente de l'espèce. Pour les deux modèles, l'année explique une part importante de la variabilité, indiquant une forte variabilité interannuelle de l'abondance d'une année à une autre.

Comme le poulpe, les probabilités de présence/absence estimées montrent que la seiche est beaucoup plus présente dans les débarquements de flottilles opérant dans la région sud du Sénégal (Figure III.1a), avec des abondances importantes dans les zones de pêche Joal, Sangomar et San Pedro (Figure III.1b). La seiche est une espèce particulièrement pêchée pendant la saison chaude, en été. Les abondances les plus élevées sont observées de juillet à octobre (Figure III.1c).

L'indice d'abondance du stock de seiche, présent sur les côtes sénégalaises varie d'une année à une autre (Figure III.2). Il n'y a pas de tendance nette de l'abondance ; on note des abondances fortes en 1998 et 2003 (Figure III.2a). Pour la série 1971-1991, les abondances varient d'une année à une autre, avec de fortes abondances entre 1989 et 1991 (Figure III.2b).

Le calmar

Pour le modèle binomial, les facteurs retenus sont la zone et le mois. Le modèle explique 21% de la déviance expliquée, avec une probabilité de présence plus importante sur la grande côte sénégalaise (Figure III.3a). Quant au modèle gaussien, il explique 48.18% de la déviance totale et les facteurs retenus sont l'année et le mois. Pour les deux modèles, l'effet mois explique une large part des déviations expliquées. Le calmar est donc une espèce saisonnière (Figure III.3), présentant les mêmes variations que le poulpe et la seiche. Quant à l'effet année, on ne le retrouve que dans le modèle gaussien (24,59% de la déviance totale). Le calmar est une espèce instable où les abondances fluctuent d'une année à une autre mais sans tendance remarquable (Figure III.4). Cependant, son abondance est très faible comparée à celles du poulpe et de la seiche. Le seul pic observé s'est produit en 2001 mais pour les années 2003 à 2005, l'abondance augmente (Figure III.4). La présence de l'espèce dans les captures est faible (60 enregistrements sur 1036).

Tableau III.1. Modélisation GLM des CPUE de seiches de la pêche industrielle sénégalaise à partir des données Sopsasen

Modèle binomial : Présence Seiche ~ Année + Zone 3

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			1062	478.23		
Année	10	39.65	1052	438.58	8.29	1.95E-05
2 zones	1	20.2	1051	418.38	4.22	6.98E-06

Modèle gaussien : CPUE Seiche ~ Zone 1 + Bateau + Année + Mois

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			999	1984.75		
8 zones	7	341.65	992	1643.1	17.21	3.39E-53
Bateau	9	163.95	983	1479.15	8.26	6.12E-23
Année	10	140.75	973	1338.4	7.09	1.01E-18
Mois	11	91.94	962	1246.47	4.63	8.04E-11

Tableau III.2. Modélisation GLM des CPUE de calmars de la pêche industrielle sénégalaise à partir des données Sopsasen

Modèle binomial : Présence Calmar ~ Zone 2 + Mois

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			1035	458.31		
3 zones	2	41.18	1033	417.13	8.99	1.14E-09
Mois	11	59.68	1022	357.44	13.02	1.06E-08

Modèle gaussien : CPUE Calmar ~ Année + Mois

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	% Deviance	P(> Chi)
NULL			59	84.502		
An	10	20.778	49	63.724	24.59	0.047
Mois	10	19.938	39	43.786	23.59	0.059

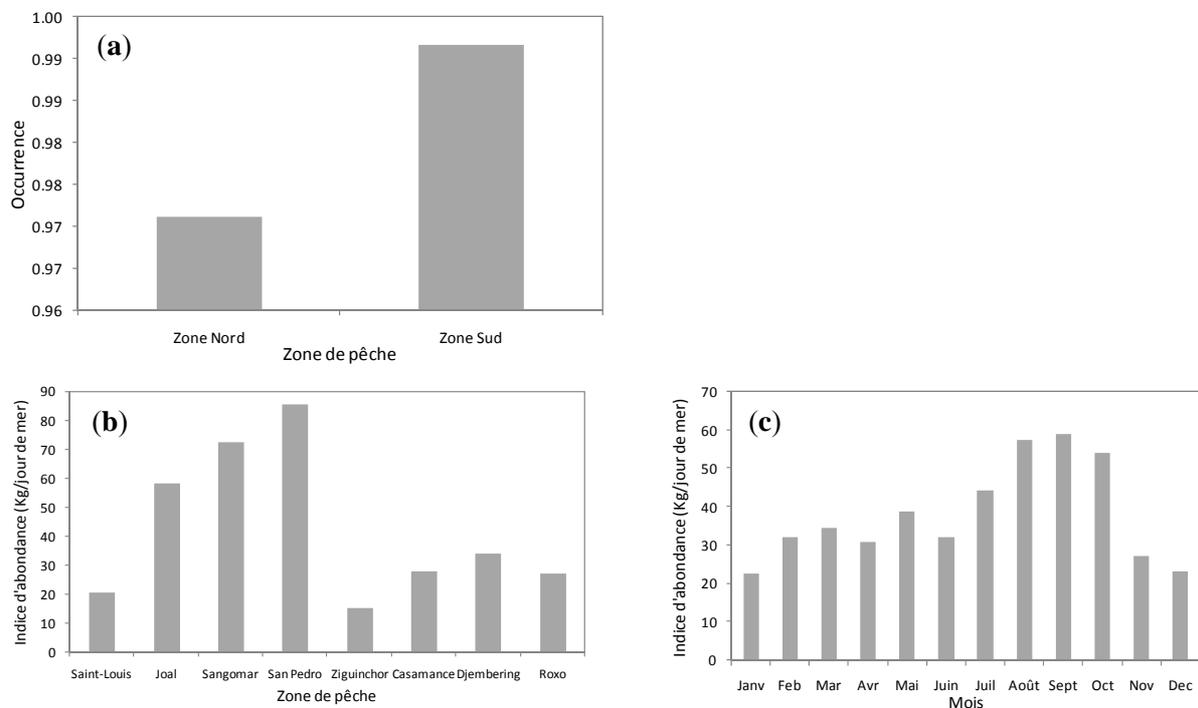


Figure III.1. Répartition géographique de l'occurrence (a) et de l'abondance (b) et variations saisonnières de l'abondance de *S. officinalis* (c)

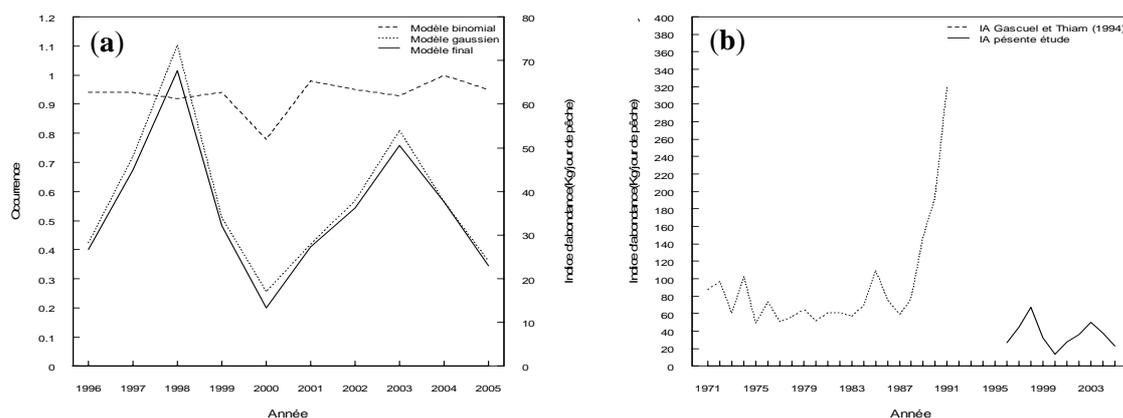


Figure III.2. Indices d'abondance de *S. officinalis* estimés à partir des données Sopasen (a) et tirés de Gascuel et Thiam (1994) (b)

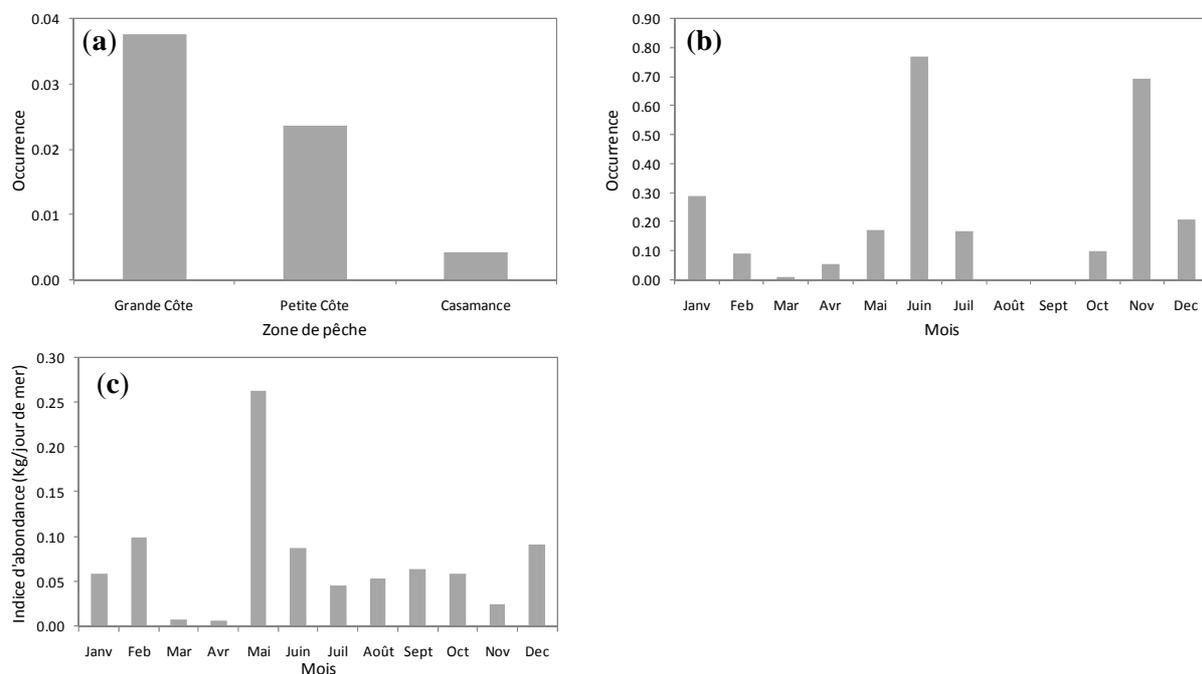


Figure III.3. Répartitions géographique (a) et saisonnière (a) de l'occurrence et de l'abondance et variations saisonnières de l'abondance de *L. vulgaris* (c)

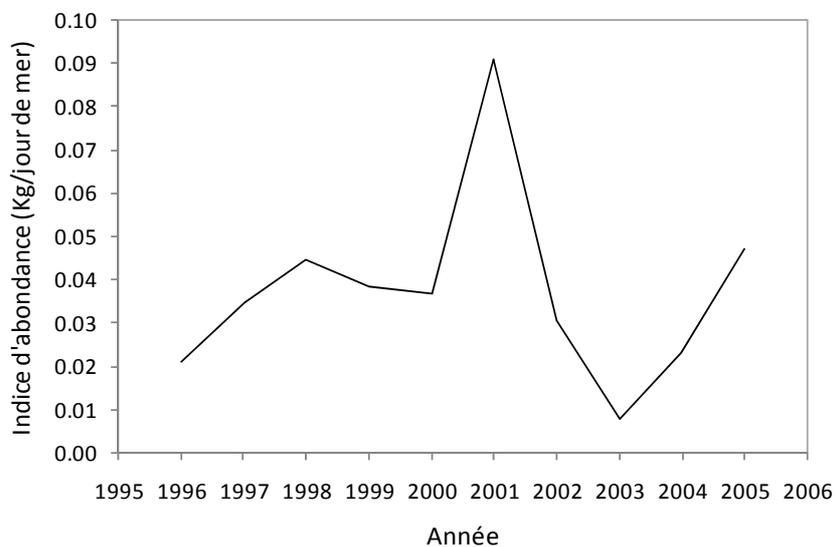


Figure III.4. Indices d'abondance de *L. vulgaris* estimés à partir des données Sopasen

Annexe IV : Données de captures utilisées pour la VPA poulepe

Tableau IV.1. Captures totales mensuelles de la pêche industrielle et de la pêche artisanale de 1996 à 2005 (en tonnes), rappel du poids des échantillons mensuels structurés par catégories et facteurs d'extrapolations correspondants.

Année	Captures	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juil.	août	sept.	oct.	nov.	déc.
1996	Capture totale de la PA	22.67	56.33	97.64	70.62	41.73	156.17	1189.40	1359.20	351.85	164.48	33.02	21.61
	Poids de l'échantillon PA	33.72	74.81	93.23	94.36	63.03	298.80	852.38	669.19	133.03	40.76	19.51	7.15
	Facteur d'extrapolation PA	1.00	1.00	1.05	1.00	1.00	1.00	1.40	2.03	2.64	4.04	1.69	3.02
	Capture totale de la PI	99.16	145.10	219.01	254.15	239.70	221.40	343.52	323.50	208.99	93.46	58.10	16.90
	Poids de l'échantillon PI	3.17	9.56	31.38	63.19	97.37	72.11	56.77	56.72	4.78	8.86	1.18	0.04
	Facteur d'extrapolation PI	31.32	15.18	6.98	4.02	2.46	3.07	6.05	5.70	43.71	10.54	49.24	422.50
	Capture totale PA+PI	132.88	219.91	316.65	348.51	302.73	520.20	1532.92	1682.70	560.84	257.94	91.12	38.51
1997	Capture totale de la PA	9.63	57.81	64.26	136.73	162.40	0.92	910.08	594.33	465.73	321.89	153.24	218.57
	Poids de l'échantillon PA	31.78	61.47	51.74	114.75	98.03	13.95	177.99	285.20	180.54	71.13	12.50	2.45
	Facteur d'extrapolation PA	1.00	1.00	1.24	1.19	1.66	1.00	5.11	2.08	2.58	4.53	12.26	89.39
	Capture totale de la PI	35.24	56.74	118.39	246.59	409.40	129.44	75.28	153.96	102.30	129.38	78.96	38.33
	Poids de l'échantillon PI	0.03	2.70	9.72	82.51	126.94	39.64	3.34	9.10	13.88	11.84	0.01	0.01
	Facteur d'extrapolation PI	1355.42	21.03	12.17	2.99	3.23	3.27	22.56	16.93	7.37	10.92	7896.30	3832.80
	Capture totale PA+PI	67.02	118.22	182.65	383.32	571.80	143.38	985.36	748.29	568.03	451.27	232.20	256.90
1998	Capture totale de la PA	48.43	76.18	152.56	158.98	125.23	71.71	724.33	2148.50	1466.30	950.69	166.27	55.65
	Poids de l'échantillon PA	36.02	75.47	201.44	231.11	124.44	75.56	311.11	1125.81	1037.87	640.34	113.95	70.59
	Facteur d'extrapolation PA	1.34	1.01	1.00	1.00	1.01	1.00	2.33	1.91	1.41	1.48	1.46	1.00
	Capture totale de la PI	81.71	163.27	314.43	437.97	390.34	296.27	219.00	587.08	324.02	182.82	60.36	57.03
	Poids de l'échantillon PI	1.37	1.34	8.47	36.86	108.56	42.38	15.24	0.06	0.05	0.23	0.01	0.01
	Facteur d'extrapolation PI	59.64	122.30	37.12	11.88	3.60	6.99	14.37	9784.70	6113.58	794.86	6036.10	5703.00
	Capture totale PA+PI	130.14	239.45	515.87	669.08	515.57	371.83	943.33	2735.58	1790.32	1133.51	226.63	127.62
1999	Capture totale de la PA	87.00	332.00	422.00	326.00	332.00	1160.00	2003.00	4411.00	3019.00	581.00	182.00	28.00
	Poids de l'échantillon PA	71.47	96.12	244.40	118.79	84.48	314.37	1532.51	1956.53	901.35	402.59	31.43	19.37
	Facteur d'extrapolation PA	1.22	3.45	1.73	2.74	3.93	3.69	1.31	2.25	3.35	1.44	5.79	1.45
	Capture totale de la PI	94.92	150.71	383.90	469.73	521.33	1165.20	7997.20	10253.58	6623.67	2670.66	872.36	81.70
	Poids de l'échantillon PI	4.98	24.02	95.81	93.16	47.99	574.82	3425.57	6200.20	3364.42	1589.98	143.02	37.09
	Facteur d'extrapolation PI	19.05	6.27	4.01	5.04	10.86	2.03	2.33	1.65	1.97	1.68	6.10	2.20
	Capture totale PA+PI	181.92	482.71	805.90	795.73	853.33	2325.20	10000.20	14664.58	9642.67	3251.66	1054.36	109.70
2000	Capture totale de la PA	68.34	144.28	141.38	110.52	179.98	71.49	152.65	165.16	111.43	77.25	43.83	13.79
	Poids de l'échantillon PA	99.02	60.60	73.88	41.89	32.02	105.16	21.15	87.72	119.98	34.10	21.80	73.18
	Facteur d'extrapolation PA	1.00	2.38	1.91	2.64	5.62	1.00	7.22	1.88	1.00	2.27	2.01	1.00
	Capture totale de la PI	117.04	162.15	325.03	378.25	388.28	202.37	464.56	474.77	145.18	119.31	33.76	39.01
	Poids de l'échantillon PI	6.52	7.87	4.79	10.82	19.21	22.18	26.70	1.30	0.02	2.41	0.01	0.32
	Facteur d'extrapolation PI	17.94	20.61	67.88	34.96	20.21	9.12	17.40	366.33	7259.05	49.48	3376.10	121.89
	Capture totale PA+PI	216.05	306.42	466.40	488.77	568.25	307.53	617.21	639.92	265.16	196.56	77.59	112.19
2001	Capture totale de la PA	57.19	75.59	35.43	85.45	113.73	93.56	82.42	44.60	66.20	23.22	6.74	13.82
	Poids de l'échantillon PA	23.00	25.66	24.48	13.29	88.00	79.30	31.12	20.97	7.07	0.51	0.10	23.00
	Facteur d'extrapolation PA	2.49	2.95	1.45	6.43	1.29	1.18	2.65	2.13	9.36	45.93	69.13	1.00
	Capture totale de la PI	28.77	67.74	100.41	241.29	218.36	315.40	149.18	111.60	64.41	22.25	4.17	7.05
	Poids de l'échantillon PI	0.39	0.05	1.01	4.86	9.58	0.33	0.54	0.40	0.41	0.05	0.04	0.59
	Facteur d'extrapolation PI	74.03	1302.69	99.25	49.62	22.79	949.44	276.97	278.71	158.06	487.94	104.30	11.91
	Capture totale PA+PI	85.96	143.33	135.84	326.74	332.09	408.97	231.59	156.20	130.61	45.47	10.91	30.05
2002	Capture totale de la PA	26.19	87.38	58.60	160.28	213.48	116.08	3952.51	3309.61	1101.85	526.04	164.01	87.48
	Poids de l'échantillon PA	4.47	10.12	18.64	13.66	4.06	0.65	134.04	279.20	132.85	90.14	45.89	100.13
	Facteur d'extrapolation PA	5.85	8.63	3.14	11.74	52.57	178.84	29.49	11.85	8.29	5.84	3.57	0.87
	Capture totale de la PI	11.22	24.79	117.21	210.33	409.88	389.07	633.56	957.17	679.70	144.66	115.48	66.85
	Poids de l'échantillon PI	0.01	1.26	4.53	5.58	16.70	15.76	3.08	12.26	14.16	4.01	0.74	1.25
	Facteur d'extrapolation PI	1122.40	19.62	25.89	37.71	24.54	24.68	205.71	78.05	47.99	36.12	155.53	53.48
	Capture totale PA+PI	37.41	112.17	175.81	370.61	623.35	505.15	4586.07	4266.78	1781.55	670.70	279.50	154.32
2003	Capture totale de la PA	151.06	336.38	362.90	411.96	395.09	337.03	962.78	1580.54	581.51	321.04	124.22	98.08
	Poids de l'échantillon PA	53.37	79.56	78.97	66.87	58.48	63.57	123.98	177.66	95.39	16.70	12.13	9.53
	Facteur d'extrapolation PA	2.83	4.23	4.60	6.16	6.76	5.30	7.77	8.90	6.10	19.22	10.24	10.29
	Capture totale de la PI	768.25	371.27	814.30	802.18	574.59	559.73	529.04	553.99	339.70	136.74	19.38	157.84

Année	Captures	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juil.	août	sept.	oct.	nov.	déc.
	Poids de l'échantillon PI	4.61	12.17	12.74	13.54	19.57	14.43	1.58	7.41	3.53	0.51	0.01	0.66
	Facteur d'extrapolation PI	166.65	30.51	63.92	59.22	29.36	38.80	334.29	74.78	96.25	269.70	1937.80	239.15
	Capture totale PA+PI	919.31	707.65	1177.21	1214.14	969.68	896.76	1491.82	2134.53	921.21	457.78	143.60	255.92
2004	Capture totale de la PA	193.18	163.57	306.99	362.05	561.02	1410.59	577.11	540.69	374.22	418.78	65.00	79.07
	Poids de l'échantillon PA	44.88	93.70	85.13	142.19	71.65	119.56	92.08	81.17	43.67	34.06	24.13	55.57
	Facteur d'extrapolation PA	4.30	1.75	3.61	2.55	7.83	11.80	6.27	6.66	8.57	12.30	2.69	1.42
	Capture totale de la PI	196.40	226.78	625.16	527.05	536.74	368.95	304.88	229.01	285.10	39.70	41.46	86.77
	Poids de l'échantillon PI	2.37	11.34	22.72	49.68	17.68	4.45	0.19	9.47	19.86	35.24	0.33	8.49
	Facteur d'extrapolation PI	82.75	19.99	27.51	10.61	30.35	82.85	1630.39	24.19	14.36	1.13	125.63	10.21
	Capture totale PA+PI	389.58	390.35	932.15	889.09	1097.76	1779.54	882.00	769.70	659.32	458.48	106.45	165.84
2005	Capture totale de la PA	127.99	413.80	315.32	49.66	737.74	336.94	337.18	256.24	165.59	138.11	13.00	38.21
	Poids de l'échantillon PA	59.25	223.83	81.24	85.52	161.97	106.09	99.14	42.24	34.47	10.98	25.52	6.07
	Facteur d'extrapolation PA	2.16	1.85	3.88	1.00	4.55	3.18	3.40	6.07	4.80	12.58	1.00	6.30
	Capture totale de la PI	526.72	567.88	524.69	292.99	815.53	655.10	295.20	125.78	95.81	1.70	3.89	49.61
	Poids de l'échantillon PI	56.22	112.36	68.13	6.93	47.19	29.02	2.13	8.56	16.79	0.01	0.35	1.67
	Facteur d'extrapolation PI	9.37	5.05	7.70	42.28	17.28	22.57	138.55	14.69	5.70	170.10	11.10	29.71
	Capture totale PA+PI	654.70	981.68	840.02	378.51	1553.27	992.04	632.38	382.02	261.40	139.81	29.40	87.82

Tableau IV.2. Matrice de captures aux âges, mensuelle, utilisée en entrée de la VPA, en nombre d'individus par classe d'âge mensuelle, de 1996 à 2005.

Année	Age	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
1996	5	1964	3785	11789	15275	10297	34110	85338	67313	9362	4944	1653	436
	6	3853	7183	22181	28852	19497	63517	160961	127831	18764	9760	3227	847
	7	17550	29645	89174	117505	80012	246537	652067	528980	90663	45209	14462	3731
	8	29272	41056	114337	154860	107745	288321	852589	730581	164118	77864	23898	5912
	9	56250	64521	146477	205405	151499	298580	1130779	1089761	330897	155020	47376	10972
	10	38902	48863	65807	83659	76038	97955	490207	601834	202389	105443	36808	7995
	11	24628	38979	36651	36373	41344	44740	182140	275120	100498	48831	19276	4497
	12	15378	28366	25589	19605	22277	26126	54693	86810	40411	14947	7448	1785
	13	6929	15009	16913	12431	11827	16642	12265	17763	14525	4338	1663	479
	Grpe 14+	1679	6643	10121	8508	8070	13900	3015	3106	4027	985	163	124
1997	5	734	2961	7036	14493	16499	3088	27891	27158	21615	14988	6224	2311
	6	1736	5643	13417	27453	31577	6077	52926	51228	40987	28478	11785	4746
	7	11859	23620	56289	112825	134064	27968	218340	207432	168982	118019	48278	24223
	8	28755	33437	79547	152045	193751	46956	302014	273251	229920	164037	65441	48627
	9	62214	52171	119793	210926	299814	87577	469344	384301	328887	251063	95907	113430
	10	17512	32227	57908	93007	146121	48787	327303	235741	167147	155553	54972	90880
	11	6618	20225	24113	41887	70930	21215	200264	141055	90042	85436	24683	47546
	12	3583	11699	9618	22949	41986	8125	90301	62459	42679	33180	7807	17500
	13	1580	5831	4474	14950	25457	3895	27917	18247	14356	7745	2227	4580
	Grpe 14+	424	2004	1588	11324	15579	2428	4975	4011	4602	1834	495	736
1998	5	1485	788	13862	29584	25245	25827	69856	92764	33952	15472	3114	2538
	6	3079	1756	26596	55513	47466	48347	130526	175817	65500	30120	6009	4780
	7	16162	10673	113776	221240	190406	191205	512525	719672	283215	134049	26081	19248
	8	32604	25521	166953	276857	242414	233686	619006	999655	440660	217686	40333	25077
	9	71632	66307	264540	334038	303543	262047	694993	1627115	827625	423866	73446	34589
	10	45312	59424	135227	131835	123510	76264	250090	1181435	643813	345384	54392	20137
	11	23919	48245	72053	69428	55613	28222	90074	458318	350225	239002	30411	10349
	12	11805	34987	43061	45650	27955	15394	27141	132253	184512	143597	14352	5010
	13	4459	16250	23657	31995	16423	9353	11460	33209	50987	51367	7149	3475
	Grpe 14+	869	6432	11318	22630	11983	5262	3420	6163	13548	12893	3001	1178
1999	5	886	5408	18197	13475	5531	186899	194734	57118	47915	19104	11932	3879
	6	1747	10465	34819	25644	10965	349343	374798	126933	101762	41190	23979	7589
	7	8041	45865	147677	106901	51429	1374341	1603940	748407	553877	232235	116357	34467
	8	14220	71756	213499	149424	90238	1658645	2505241	1921720	1266368	538444	216825	55447
	9	32677	132592	334648	224884	185482	1813233	5029047	5968794	3553155	1453589	480780	93212
	10	36484	107993	180163	123297	145282	517962	4724668	7037135	3886863	1399265	412544	35106
	11	31282	88161	102437	72936	101597	173604	2320282	3932676	2396218	774291	258919	12387
	12	24168	63949	67350	52914	65572	64747	603424	1253861	1048475	288199	91666	3532
	13	16446	35229	46800	46750	49659	21414	77403	222511	297843	72523	22448	1077
	Grpe 14+	9052	15094	32448	64637	71542	13333	7486	35773	76158	19516	5902	250
2000	5	482	596	748	498	681	501	2846	2991	487	370	36	109
	6	1082	1408	1935	1227	1786	1273	7373	7817	1058	893	79	258
	7	6176	9104	14772	8650	13966	9436	56329	60573	5587	6026	411	1698
	8	18414	26551	41326	24934	38903	26511	156427	167607	17262	17434	1271	5027
	9	71873	92857	113674	81540	103853	75095	411293	429580	77401	58419	5723	18708
	10	104314	125845	97066	109024	83009	66775	267393	249390	135498	76184	10161	30629
	11	54282	80215	74074	95358	70043	44945	115607	102511	73199	52005	7615	26851
	12	24335	35302	51924	66920	54678	31551	37195	38338	15646	22430	7029	16752
	13	5821	9903	32654	44575	44220	22947	7181	11343	4855	5348	4034	8720
	Grpe 14+	566	3713	24598	20363	46333	18675	2025	7371	5193	2724	1704	2717
2001	5	57	62	31	542	707	123	335	116	76	8	12	23
	6	122	135	69	1408	1770	267	765	271	167	18	27	49
	7	624	743	397	10827	12768	1406	4551	1716	927	108	147	247
	8	1922	2310	1245	30156	35936	4347	13458	5070	2883	338	455	759
	9	8566	10520	5763	80622	103305	19534	50565	18809	13116	1555	2060	3372
	10	14282	20368	12271	60430	89565	34646	71391	28558	25418	3262	3847	5462

Année	Age	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
	11	7865	18172	14123	39911	45773	22619	38966	19146	19889	2710	2365	2677
	12	5905	14131	13654	27197	27117	12483	16147	7896	9557	2064	388	1984
	13	7688	5953	7220	17249	19600	5890	2750	3913	2684	4067	13	2963
	Grpe 14+	3758	1035	1648	5292	11931	1433	114	1122	436	1543	0	1504
2002	5	7	165	481	6134	43875	38316	24477	21299	2596	1271	642	148
	6	15	377	1207	11721	80687	71058	50812	43694	6411	2899	1555	358
	7	81	2249	8744	49363	299104	271935	251113	216105	45382	17318	10540	2438
	8	250	6701	24651	72112	309217	305369	620915	484078	130863	51689	30281	7054
	9	1136	25946	71524	125285	235026	282096	2209207	1544374	429008	201504	98041	23644
	10	2159	39884	65966	103703	99470	78575	3003755	2137002	581823	314016	115847	32402
	11	1649	26242	39610	70509	65292	43465	1069672	1200599	505745	197684	71003	31885
	12	867	14254	20814	38834	49374	31817	131030	363985	277263	74382	30202	24896
	13	700	7114	6499	21551	34442	23394	11811	62510	75873	14177	7954	9244
	Grpe 14+	3959	2062	1302	9375	18817	8988	2395	8161	14229	1221	2806	6705
2003	5	6918	3501	30978	26798	25119	27632	5980	4476	1591	336	204	446
	6	13858	7116	59016	51107	47418	52089	14961	10380	3695	746	443	1066
	7	66526	35247	246987	214452	192739	210784	107676	64302	23025	4184	2330	7057
	8	124526	70991	347169	304433	253633	274181	302906	189040	67856	13025	7202	20650
	9	293071	185825	524172	471655	342927	361426	868630	688955	249649	59495	32320	73058
	10	305977	219345	287564	271867	172147	174605	733695	963726	363350	118821	56847	106494
	11	229142	171768	182046	161531	103084	111006	303036	561328	241309	108226	35342	76522
	12	122831	103849	117773	108846	62451	70096	80247	220763	119900	69712	15936	31825
	13	42053	39384	61595	76357	61889	43455	22656	60584	39514	35095	3491	7535
	Grpe 14+	6179	8838	24756	47506	59474	40316	5784	16999	7419	14131	243	382
2004	5	673	2735	13152	13681	1946	4202	3300	1621	1001	672	101	303
	6	1698	5360	25309	26623	4889	10486	8368	3775	2318	1513	231	773
	7	12439	24316	109352	118863	35507	75223	61640	23603	14351	8749	1397	5757
	8	35193	40906	164522	188578	100286	212410	172386	69212	42365	26353	4156	16200
	9	103993	83261	283669	330518	293789	622412	475947	249207	157183	106771	15932	46319
	10	108925	72007	219229	192867	286144	578645	358849	342668	230926	173179	24256	43843
	11	95277	58269	186951	133974	196627	305578	152427	195252	150251	112441	15178	32786
	12	69824	55703	115702	100885	125590	143261	63600	70257	70573	54153	8733	19361
	13	20813	39286	54952	56850	69543	86980	29289	25040	36175	21979	9607	6638
	Grpe 14+	2855	14463	25265	29789	47489	69145	12505	11610	19911	11172	7778	7111
2005	5	4459	3772	2847	1925	5782	3698	3941	1196	370	234	21	100
	6	9683	8936	7447	5162	15360	9795	9679	2997	873	617	53	258
	7	56115	60260	57848	41612	122262	77509	69245	21846	5790	4864	389	1940
	8	126156	154724	160356	114256	335242	213497	180404	59638	15452	13489	1098	5441
	9	301619	399956	415630	276166	817391	528956	439222	158538	44849	34843	3202	15248
	10	215555	293351	266029	121419	377224	261192	220680	109704	45793	24118	3109	13784
	11	137525	175797	142963	53875	178081	108471	81336	51856	34021	24634	2277	11902
	12	74365	99957	74900	27143	142166	69096	39472	30529	27196	31293	2311	9182
	13	23252	52071	45308	8647	100030	63837	25950	18683	21878	12670	3581	5788
	Grpe 14+	5817	27904	16236	4105	49368	37369	6554	17301	19175	713	3027	8627

Tableau IV.3. Résultats de la VPA pour le stock de poupe entre 1996 et 2005.

Année	Recrutement (x1000)	Captures (t)	Biomasse (t)	BF moyen (t)	F moyen 9-13
1996	38 480	6 111	2 466	214	0.61
1997	33 178	4 688	2 231	175	0.47
1998	82 204	9 484	5 340	467	0.34
1999	243 216	45 080	19 318	1 673	0.61
2000	17 860	4 195	2 127	377	0.38
2001	13 680	1 175	1 176	316	0.35
2002	102 347	13 860	7 289	552	0.40
2003	64 995	11 375	5 956	905	0.40
2004	49 940	8 489	5 228	1 145	0.32
2005	26 703	6 954	3 568	822	0.31

Tableau IV.4. Estimation des points de références pour le stock de poulpe

Cohorte	F	B/R	B/Rmax	Y/R	Y/Rmax	BFR	BFRmax
1996	0.57	787.58	924.93	169.97	174.37	0.08	0.15
1997	0.46	828.75	984.59	173.94	176.44	0.13	0.23
1998	0.29	1052.35	974.36	174.31	175.34	0.30	0.24
1999	0.70	815.97	1000.03	180.32	186.79	0.08	0.17
2000	0.37	1059.65	991.74	188.13	188.70	0.27	0.21
2001	0.29	1300.15	1044.68	173.59	185.43	0.50	0.31
2002	0.46	956.00	996.64	188.65	189.20	0.14	0.16
2003	0.37	1066.25	1031.04	189.08	189.44	0.23	0.20
2004	0.36	989.85	989.85	186.87	186.87	0.19	0.19

Annexe V : Données de captures utilisées pour la VPA des crevettes

Tableau V.1. Répartition mensuelle par catégories commerciales des captures de la pêche industrielle de 1996 à 2005 (valeurs exprimées en Kg).

Année	Calibre	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	sept.	oct.	nov.	déc.
1996	1	642	738	322	1762	4274	3842	3402	3478	1706	2410	652	752
	2	3600	5622	3102	2514	2412	1318	3312	3762	2678	1868	2520	3954
	3	2942	5088	2898	1634	1328	1602	4838	4662	3546	4164	5190	3338
	4	1976	4576	2392	1698	1766	2820	7708	6124	3976	5692	6844	3308
	5	4868	9084	5986	3124	3016	4574	13388	9936	8226	11960	11806	6690
	6	3172	5088	3018	1672	2990	4546	12920	10290	9060	15278	12814	6882
	7	1338	1822	960	794	1730	2230	7082	3846	4684	6324	4560	3162
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1997	1	1530	1830	1026	448	450	492	806	2824	4264	4342	2986	3570
	2	6486	6644	2382	1192	854	710	1164	5792	6568	7100	4810	7872
	3	5186	4152	1040	560	4656	552	1266	4408	5304	4523	4400	8198
	4	5766	4388	1476	1006	918	986	1508	6314	5408	5994	5988	7244
	5	9612	7152	1756	1270	1234	1804	2906	10370	10656	10608	10440	13992
	6	7156	4632	1216	1184	740	2006	1314	6804	9856	7946	10668	10884
	7	2824	1898	848	794	506	828	368	4118	4260	2796	6606	6374
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1998	1	5640	7112	3898	3886	1006	6614	6196	1744	2734	2120	2524	2658
	2	10598	11004	5284	7024	1638	3568	3182	2362	4858	4522	3902	6654
	3	5560	3996	2382	2612	1283	3009	4389	2372	6023	3595	4246	4686
	4	6658	8852	3990	5632	912	3786	4052	2336	2666	6014	6478	5090
	5	10138	5848	2566	4922	2142	6422	7930	84188	10576	12254	11156	10262
	6	7690	3224	1516	4238	2708	7394	6284	4424	9150	10426	8816	5642
	7	3824	980	582	3280	2318	4026	4166	1602	3788	3556	4992	2354
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	460	0	0	0	0	0
1999	1	2770	2222	1345	3964	8954	9926	9644	5370	4768	1252	1096	982
	2	6636	3870	1511	3118	7200	5214	6042	7358	4832	1542	1094	2344
	3	3972	3062	1066	1440	2886	3238	5959	6204	3932	1390	1928	2524
	4	6308	5716	2132	3028	5314	4510	9202	9201	5074	2124	2466	2488
	5	8072	7126	1872	2542	3960	4590	11528	10352	7814	4308	6586	4862
	6	4176	4080	724	1152	2044	4118	7834	6514	5500	3012	6352	4430
	7	2244	2080	168	244	1054	2178	2950	1796	1522	1148	4100	1810
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2000	1	2798	1178	38	244.4	1360	7678	6492	5636	2698	5946	1254	1660
	2	6624	2930	206	372	970	1948	2994	2788	1822	6196	3398	4398
	3	5134	2322	80	205.2	584	1636	3128	2806	1580	6026	2988	3040
	4	5814	2712	130	305.2	940	2748	5480	4822	2230	6924	3580	4184
	5	10504	5638	378	674	1274	2136	4940	5468	2498	10662	5054	5490
	6	7126	2380	264	636	1252	892	3828	5198	1904	7398	3822	5950
	7	2918	996	108	200	232	206	1386	2784	380	3370	2144	3880
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2001	1	1190	536	304	494	1212	4544	1228	952	620	236	114	180
	2	2414	1606	480	710	836	3158	1868	1674	1240	980	394	992
	3	1822	1282	330	430	848	3890	2024	1220	1742	1894	564	1756
	4	2604	2214	526	686	1332	4990	2540	1896	2636	2572	528	2464
	5	3880	3246	634	964	1994	6362	3678	2778	4180	4770	880	2482
	6	2828	2276	362	754	1342	3704	2498	1820	4200	4676	884	3592
	7	1386	1370	156	276	316	854	1108	550	1950	2034	392	1974
	8	0	0	94	0	0	0	0	0	0	0	0	330
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2002	1	304	892	1178	348	466	534	4492	2442	1330	786	760	1488
	2	1298	2238	1996	698	1184	970	2118	2662	1810	1472	1838	1894
	3	1876	2316	966	534	520	706	2628	3182	1650	1092	2006	1334
	4	2040	2254	1606	830	1074	1172	3614	4626	1606	1566	2128	2268
	5	2686	3982	1686	892	816	1050	3516	5574	1528	1854	3114	2048
	6	3628	2980	996	856	926	786	2576	5952	1090	1474	3098	1592
	7	1104	1234	366	424	228	346	816	1898	474	568	1236	534
	8	470	110	128	84	0	250	154	594	746	96	544	306
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2003	1	3038	1244	366	694	3594	4848	3500	2176	1112	700	0	152
	2	3314	1614	562	826	2042	2316	2974	2150	1718	1856	0	242
	3	2382	1334	362	550	1402	2594	4070	2462	2272	1768	0	300
	4	3034	2008	514	760	2212	3434	4222	2500	2354	1698	0	266

Année	Calibre	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	sept.	oct.	nov.	déc.
	5	2856	1716	492	720	1932	4166	6350	2876	2248	2000	0	376
	6	1658	1344	506	720	1546	4246	6350	2136	2350	1390	0	432
	7	256	436	174	180	692	1912	2412	914	1140	630	0	108
	8	52	154	124	104	558	1280	1266	378	558	382	0	0
	9	0	0	0	0	2	1054	778	92	204	82	0	0
2004	1	1456	178	236	850	1858	3592	3886	468	1494	1168	20	318
	2	2068	412	592	1704	2192	2066	3476	766	1946	1266	24	668
	3	2090	428	490	1276	1804	1834	3560	546	1954	1574	76	832
	4	3568	448	868	2114	3014	2844	5058	822	3476	2784	412	886
	5	4764	600	926	2146	2788	3096	4470	1254	4070	3036	418	1124
	6	3930	612	768	1800	2776	1692	2870	702	3240	2696	446	406
	7	2374	224	318	704	1286	804	1434	542	2574	1796	294	190
	8	1372	88	116	258	510	340	688	348	1700	972	118	78
	9	178	50	82	180	182	80	590	344	1190	346	102	0
2005	1	30	4	836	42	26	5664	1932	438	1906	0	420	924
	2	70	2	1108	34	22	5434	3600	578	2872	0	1638	1550
	3	56	2	898	20	14	5062	5008	468	3254	0	2906	4544
	4	52	6	1170	46	12	7362	5386	570	5142	0	3602	6016
	5	72	0	1254	58	2	6486	7436	450	5392	0	3954	5996
	6	26	0	522	16	0	4040	6322	176	5376	0	4450	5062
	7	0	0	290	8	0	1406	4434	50	4898	0	3270	5428
	8	0	0	164	0	0	646	4482	2	2700	0	2462	3112
	9	0	0	104	0	0	244	1054	0	738	0	664	530

Tableau V.2. Captures totales mensuelles de la pêche industrielle de 1996 à 2005 (en Kg), rappel du poids des échantillons mensuels structurés par catégories et facteurs d'extrapolations correspondants

		janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	sept.	oct.	nov.	déc.
1996	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	187642	152992	87024	68203	120015	136583	196976	202742	156647	209916	197017	257478
	Facteur d'extrapolation	10.12	4.78	4.66	5.17	6.85	6.53	3.74	4.82	4.62	4.40	4.44	9.17
	Poids total	187642	152992	87024	68203	120015	136583	196976	202742	156647	209916	197017	257478
1997	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	177362	141004	98227	72531	32475	71266	144811	249928	233769	244434	238966	328321
	Facteur d'extrapolation	4.60	4.59	10.08	11.24	3.47	9.66	15.52	6.15	5.05	5.64	5.21	5.65
	Poids total	177362	141004	98227	72531	32475	71266	144811	249928	233769	244434	238966	328321
1998	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	444815	257828	205298	99857	100725	95612	192050	161833	176764	179912	182273	91538
	Facteur d'extrapolation	8.88	6.29	10.15	3.16	8.39	2.75	5.24	1.63	4.44	4.23	4.33	2.45
	Poids total	444815	257828	205298	99857	100725	95612	192050	161833	176764	179912	182273	91538
1999	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	122228	71850	82733	95632	143768	113866	148036	192546	181762	127557	130469	143663
	Facteur d'extrapolation	3.58	2.55	9.38	6.17	4.58	3.37	2.78	4.11	5.44	8.63	5.52	7.39
	Poids total	122228	71850	82733	95632	143768	113866	148036	192546	181762	127557	130469	143663
2000	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	150660	66356	25915	12802	40391	82691	141457	164258	136872	222543	209131	150295
	Facteur d'extrapolation	3.68	3.65	21.52	4.86	6.11	4.80	5.01	5.57	10.44	4.78	9.40	5.25
	Poids total	150660	66356	25915	12802	40391	82691	141457	164258	136872	222543	209131	150295
2001	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	264528	269990	53646	28203	37225	102390	82777	60459	79074	79862	47272	64812
	Facteur d'extrapolation	16.41	21.55	18.59	6.54	4.72	3.72	5.54	5.55	4.77	4.65	12.59	4.71
	Poids total	264528	269990	53646	28203	37225	102390	82777	60459	79074	79862	47272	64812
2002	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	70855	139064	148415	71598	51282	68298	80002	107086	85451	77198	73826	66899
	Facteur d'extrapolation	5.29	8.69	16.63	15.34	9.84	11.75	4.02	3.98	8.35	8.67	5.01	5.84
	Poids total	70855	139064	148415	71598	51282	68298	80002	107086	85451	77198	73826	66899
2003	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	271194	40944	88532	106467	103201	59786	35662	49333	7498	4069	0	8564
	Facteur d'extrapolation	16.35	4.16	28.56	23.38	7.38	2.31	1.12	3.15	0.54	0.39	0.00	4.57
	Poids total	271194	40944	88532	106467	103201	59786	35662	49333	7498	4069	0	8564
2004	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	84217	55566	93742	19335	44620	55690	43235	51125	74332	13137	4901	14581
	Facteur d'extrapolation	3.86	18.28	21.32	1.75	2.72	3.41	1.66	8.83	3.43	0.84	2.57	3.24
	Poids total	84217	55566	93742	19335	44620	55690	43235	51125	74332	13137	4901	14581
2005	Poids échantillon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Poids total Sénégal	20622	22513	14658	22226	42574	61528	80708	39441	22670	4734	26411	37544
	Facteur d'extrapolation	67.39	1608.07	2.31	99.22	560.18	1.69	2.04	14.44	0.70	0.00	1.13	1.13
	Poids total	20622	22513	14658	22226	42574	61528	80708	39441	22670	0	26411	37544

Tableau V.3. Matrice de captures aux âges mensuelle, utilisée en entrée de la VPA de 1996 à 2005 (stock de crevettes sud).

Année	Age	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
1996	1	2410394	1661252	996257	641716	1631888	2231264	3790789	3390591	3072587	4455788	3861022	4644288
	2	819729	1203015	667278	461374	1	86731	32	283354	1	1	93580	1
	3	91	1	1	1	281047	380725	677597	652113	247272	266614	788247	579190
	4	1088325	689454	367122	197204	86901	2	21627	183419	410963	314803	77488	759310
	5	300056	252584	133304	243775	352509	116322	158427	206371	55	1	92045	401377
	6	5934	1	1	841	86634	128322	87780	112938	69548	23	29965	291
	Grpe 7+	44742	9644	3344	60802	227435	198075	76080	96316	54929	127496	8964	23339
1997	1	2223021	1453562	1025238	1108816	214252	1368884	1267204	3357071	3677857	2982293	4406643	5176042
	2	1088011	954882	381172	67084	1	935	1572827	1341004	219230	1393726	1	201841
	3	22485	470	272300	265543	570244	152863	1	160556	511555	1	591171	1254359
	4	670289	557389	81996	785	42952	36147	213238	502284	601432	559363	354177	747463
	5	363564	456893	550948	306356	1	143063	360811	623977	376008	765321	310525	419945
	6	53	1	1	1	1	3315	1	893	131211	400	91506	170361
	Grpe 7+	25237	30296	39930	18235	15720	29369	78933	96044	114136	150055	81784	80743
1998	1	5040312	764391	727045	1111006	1793721	1510908	2999834	3183481	3051927	2990683	3040302	1007171
	2	1877265	3067155	1900556	367724	1	1	1	495325	1	731819	489623	645024
	3	472973	70204	483907	288909	1	165961	621337	1	128326	1	415154	1
	4	1080143	17560	1219	1	480844	214365	394845	1	982022	300653	128604	257566
	5	1852885	1859718	1400534	547432	30269	37416	1856	21394	1	332093	302559	280880
	6	761	1	24	210	87127	135738	189364	56383	201	45	15995	1
	Grpe 7+	276001	216249	226700	58702	45109	128878	282116	7278	140856	47872	66720	29683
1999	1	1046533	708435	223623	246958	525726	1017645	1326458	1370239	1762342	1830382	2807220	2364703
	2	1170718	720487	1268433	1148502	1216213	305566	1283989	2152838	1424927	719506	1	217567
	3	21	117	1	1	159636	397584	10	7	1	1	40103	341678
	4	217605	72887	1	1	1	3	250941	341497	375904	182823	280882	410283
	5	490220	215011	379399	547047	939201	390391	284334	610279	502060	260974	1	98659
	6	1	1	4	8599	8826	119374	56442	567	16939	717	1	81172
	Grpe 7+	38492	29704	78195	174078	294583	249637	222508	144237	194473	75231	69880	25917
2000	1	1830532	642238	452189	207185	404771	125389	1081075	2131983	955342	2489940	2801065	2488401
	2	938207	620637	48280	30482	251338	846033	1170256	460233	1287894	1350942	745989	0
	3	11	1	1	1	1	9586	273669	553339	4	154386	742898	636327
	4	485254	123966	53780	26236	50396	22472	8	25	264067	671771	222921	55466
	5	356967	208276	77372	34801	141389	272288	330738	237156	343836	258402	589373	481495
	6	3187	1	1	74	5117	1	90753	187197	52970	190274	430	7
	Grpe 7+	56354	16882	2037	7567	66261	381568	261383	214549	230329	169804	49039	33314
2001	1	3337479	3840176	586628	312905	353335	687695	941139	603734	1471358	1591619	814386	1240131
	2	1563799	1535537	303173	191399	344454	1146079	614671	545888	59062	29481	135	0
	3	188763	255856	160862	219	1	1	53653	1	306402	291607	243512	346271
	4	535452	369555	713	49194	30005	218289	222345	85703	4322	34408	63048	1417
	5	704321	621346	214699	98186	95169	164424	108313	197349	93098	44021	44267	60858
	6	962	1	23	2	940	35319	35144	1	15238	8282	12477	1509
	Grpe 7+	107826	42749	31011	20178	46812	144198	38880	28046	13225	3507	4733	2642
2002	1	1296140	1910112	1136442	1035087	453343	822514	633698	1663467	1026214	889163	1235620	673657
	2	0	565972	1185086	125459	399869	233495	548669	162475	1	400630	1	376946
	3	327183	242809	189325	345088	77481	348483	275703	515860	670490	234030	370502	238620
	4	101626	469644	111846	1	31847	1	1	1	96	37903	68171	1
	5	54321	140516	804745	217395	267369	214722	157795	152090	267988	281737	133395	250174
	6	14384	68595	1	11464	1	31312	68461	70316	54367	36	18054	12765
	Grpe 7+	5026	30058	97642	24218	16630	25539	140304	51907	59934	34722	15723	52528
2003	1	1082474	362672	1175910	1131584	1080901	969319	441756	597352	111481	53772	1	119664
	2	3082244	270010	34338	340787	137318	1	38676	52298	1	134	1	15724
	3	1	164251	521271	481541	534647	183423	260202	351850	55703	32738	1	36839
	4	669532	1	1	1	1	96775	5	7	1131	1	1	21839
	5	1091300	150170	309980	444965	195078	6689	70625	95501	11126	13247	1	4263
	6	24436	5550	49879	20089	220312	89786	35882	48520	5583	587	1	8708
	Grpe 7+	354474	32032	49366	103566	153265	80293	28615	38694	2528	1037	3	2760

Année	Age	janvier	février	mars	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre	novembre	décembre
2004	1	1552626	902419	1423174	266288	664562	509503	512484	929626	1470109	242441	120865	105669
	2	1	1	221283	49052	6854	304938	75132	1	1	1	1	151121
	3	348733	297790	435747	93984	267998	181383	303050	157820	221115	61294	6358	31229
	4	15	48810	1	1	1	8	1	38442	60408	1	1	36772
	5	134544	115524	237274	58105	69543	140368	43649	136528	83127	10092	1	26327
	6	33259	13510	15499	5537	59120	50657	82377	3749	38372	11416	385	3541
	Grpe 7+	27865	14065	18334	6092	18687	87028	25770	24215	26457	4087	489	5464
2005	1	41076	1	142788	102624	1	519631	1577784	91568	441820	1	549263	738344
	2	299927	157568	63611	285688	64901	390968	1	481326	0	1	1	1
	3	1	262048	78540	1	480788	276942	196269	77571	65732	1	78131	211872
	4	59656	1	1	1	1	1	238411	64366	37235	1	54636	322
	5	89185	1	52042	81967	157476	176967	1	175197	7396	1	1	1
	6	1	31329	5806	12181	147553	40077	34050	521	18332	1	6929	16658
	Grpe 7+	8929	62439	11006	26336	68115	59153	28558	41320	5057	3	1899	4662

Annexe VI : Recrutement mensuel du poulpe et données environnementales

Année		janvier	février	mars	avril	mai	juin	juil.	août	sept.	oct.	nov.	déc.
1996	R	3053740	5087197	7402727	7056857	4732677	2588460	1123753	957877	1164031	1256351	1642273	2413804
	IUC	0.48	0.40	0.38	0.33	0.29	0.19	0.17	0.09	0.08	0.10	0.21	0.38
	SST	23.16	20.46	19.88	22.53	23.86	26.24	27.21	27.12	27.34	28.46	27.53	25.07
1997	R	3219822	3363488	3549701	3320767	3254349	3018655	2404418	2198880	1830121	1949890	2274836	2792853
	IUC	0.35	0.30	0.36	0.39	0.26	0.26	0.08	0.12	0.14	0.14	0.08	0.30
	SST	22.62	22.54	21.83	20.14	23.30	25.49	27.03	27.60	28.41	28.91	29.24	24.64
1998	R	4314974	7384878	11393007	12097653	10435544	6575640	4206281	4569953	4424781	3319974	4051127	9429746
	IUC	0.30	0.25	0.27	0.25	0.34	0.25	0.18	0.10	0.14	0.15	0.17	0.39
	SST	22.84	23.08	22.88	21.95	22.92	25.28	26.18	27.47	27.80	28.27	28.87	25.55
1999	R	26201019	52276970	61747514	46995083	26190790	11968665	6057620	3761050	2948195	2183754	1550763	1334319
	IUC	0.57	0.46	0.41	0.42	0.28	0.22	0.11	0.07	0.09	0.10	0.28	0.36
	SST	19.76	19.30	18.96	20.83	24.01	26.78	26.56	26.59	27.38	27.66	27.43	26.62
2000	R	1639721	2207806	3505671	3058413	2116493	960348	879665	704016	659634	591982	620209	916257
	IUC	0.21	0.28	0.17	0.25	0.19	0.23	0.16	0.13	0.12	0.08	0.11	0.07
	SST	23.07	22.83	22.76	23.39	23.47	25.63	26.77	26.44	28.18	28.96	28.12	26.37
2001	R	828240	745539	426343	1189160	696025	553569	502384	1050126	1725728	1925120	1366893	2670712
	IUC	0.25	0.27	0.18	0.19	0.14	0.20	0.12	0.14	0.08	0.05	0.04	0.11
	SST	21.95	21.04	21.95	22.50	25.01	26.46	26.93	27.18	28.23	29.28	29.17	27.37
2002	R	9974584	21792148	20077569	11681942	6102707	4349966	4186964	4881670	5372950	4521800	4456572	4947831
	IUC	0.20	0.28	0.23	0.29	0.27	0.34	0.13	0.14	0.10	0.09	0.12	0.11
	SST	23.94	23.27	21.06	20.05	21.47	25.58	27.55	27.51	27.63	28.47	28.27	25.62
2003	R	6605052	9580028	9635048	6019606	3739417	4796907	3295131	3724143	4085359	4063763	4335734	5114623
	IUC	0.23	0.38	0.22	0.25	0.13	0.25	0.24	0.12	0.07	0.09	0.10	0.08
	SST	23.31	19.70	21.31	21.26	23.83	24.77	27.00	27.19	27.92	28.55	28.29	26.68
2004	R	5918474	5848933	5894157	3491435	2371110	2420514	2700755	2866991	4802321	5091702	4223371	4309976
	IUC	0.15	0.13	0.19	0.13	0.20	0.16	0.17	0.09	0.10	0.06	0.11	0.23
	SST	23.53	22.35	21.95	22.33	22.60	25.20	27.05	26.51	27.47	28.57	27.74	26.04
2005	R	5589476	4535547	4354460	1972434	982223	928061	733504	1117565	1668468	1703529	1514459	1603502
	IUC	0.13	0.25	0.10	0.14	0.12	0.12	0.15	0.07	0.06	0.13	0.05	0.08
	SST	23.25	21.19	21.52	23.89	25.08	27.13	28.08	27.97	27.62	28.83	28.81	27.96

Annexe VII : Captures et indices d'abondance des stocks de poulpe et crevettes

Tableau VII.1. Captures et indices d'abondance de la pêcherie de poulpe

Année	Captures (t)	IA PI	IA PA	IA Combiné
1985	864	0.82		1.39
1986	8885	7.95		13.57
1987	436	0.34		0.58
1988	2043	1.6		2.74
1989	17316	7.58	42.83	12.88
1990	10581	4.41	22.9	7.4
1991	17332	7.22	33.76	11.89
1992	5418	2.64	9.11	4.09
1993	3758	1.87	5.23	2.76
1994	7901	2.19	17.86	3.9
1995	4310	1	9.17	1.8
1996	3466	0.9	5.28	1.54
1997	3771	0.96	3.9	1.54
1998	5987	0.93	9.01	1.69
1999	39917	9.11	30.66	14.05
2000	3671	1.05	3.09	1.57
2001	1886	0.43	1.89	0.7
2002	13331	1.22	19.38	2.29
2003	10647	1.72	9.34	2.91
2004	8055	1.13	7.51	1.97
2005	6472	0.63	4.68	1.12

Tableau VII.2. Captures et indices d'abondance des crevettes, modélisation GLM

Année	Stock nord				Stock Sud				
	Captures (Kg)	IA GLM CRODT	IA GLM Sopasen	IA synthétique	Captures (Kg)	IA GLM Sopasen	IA GLM CRODT 1971-2005	IA GLM CRODT 1985-2005	IA synthétique
1971					936440		74.01		74.01
1972					1442410		64.47		64.47
1973					2050980		63.81		63.81
1974					2253680		66.80		66.80
1975					2485190		86.57		86.57
1976					2106110		67.47		67.47
1977					1735720		49.75		49.75
1978					1890290		39.77		39.77
1979					1721780		29.18		29.18
1980					2367450		36.78		36.78
1981					2168600		29.98		29.98
1982					2204540		31.01		31.01
1983					1892370		20.41		20.41
1984					2196540		35.34		35.34
1985	537180	415.38		415.38	1866820		19.17	14.69	16.93
1986	423210	473.89		473.89	2644080		46.10	33.51	39.80
1987	456440	361.38		361.38	2379080		42.16	31.15	36.65
1988	232340	483.83		483.83	2042820		25.75	17.79	21.77
1989	211660	509.16		509.16	1761640		32.48	17.16	24.82
1990	340390	442.54		442.54	1731190		15.33	11.02	13.17
1991	168020	247.23		247.23	1798770		10.11	8.06	9.09
1992	198620	192.47		192.47	1625670		6.71	3.31	5.01
1993	196760	264.99		264.99	1836070		8.37	5.40	6.89
1994	133220	131.71		131.71	1273270		5.32	7.40	6.36
1995	486960	287.64		287.64	1892680		8.85	10.65	9.75
1996	502400	348.54	112.64	230.59	1685338	6.11	5.95	8.18	6.74
1997	500622	212.84	52.92	132.88	1669723	5.31	3.60	3.94	4.28
1998	298804	161.07	107.73	134.40	1422090	6.03	17.64	20.23	14.63
1999	786406	89.46	233.86	161.66	1330253	4.48	4.62	4.08	4.39
2000	370954	114.79	162.04	138.42	1096639	2.59	5.33	7.43	5.12
2001	740423	89.86	175.30	132.58	838225	3.24	3.08	4.90	3.74
2002	574976	39.88	72.73	56.30	788923	1.60	5.26	4.13	3.66
2003	234414	71.78	69.60	70.69	584479	1.97	3.90	1.77	2.55
2004	214590	47.40	131.59	89.50	513701	1.22	2.63	1.32	1.72
2005	422667	46.84	104.06	75.45	315352	1.29	2.80	1.52	1.87

Annexe VIII : Données environnementales utilisées dans les modèles globaux

Année	Crevettes		Stock poulpe		
	Stock Nord	Stock Sud			
	IUC janvier/mars	IUC janvier/mars	IUC janvier/mai	IUC Aviso	IUC Demarcq
1985	0.70	0.67	0.68		
1986	0.78	0.72	0.706	19.2	1.798
1987	0.59	0.55	0.526	15.3	-1.373
1988	0.64	0.57	0.562	14.2	-0.758
1989	0.62	0.50	0.625	16.6	0.443
1990	0.53	0.55	0.549	13	0.505
1991	0.61	0.58	0.592	19.3	0.875
1992	0.51	0.49	0.542	13	-0.912
1993	0.65	0.54	0.554	16.6	0.289
1994	0.70	0.65	0.635	13.2	0.197
1995	0.56	0.47	0.503	10.9	-1.066
1996	0.63	0.49	0.575	17.2	
1997	0.54	0.44	0.54	11.8	
1998	0.41	0.32	0.432	15.8	
1999	0.78	0.69	0.691	23.8	
2000	0.43	0.40	0.424		
2001	0.44	0.44	0.384		
2002	0.35	0.35	0.411		
2003	0.52	0.53	0.472		
2004	0.32	0.37	0.33		
2005	0.37	0.40	0.329		

Abstract

Senegalese waters presented high fish productivity and stocks are exploited since more than about fifty years. Exploitation intensely increased over the last three decades, inducing ecological changes in the composition of marine populations. Some demersal stocks collapsed to the advantage of other species, characterized by shorter life, such as the octopus and shrimps. Today, these stocks are becoming major stakes of fishing. But short-lived species exhibit rapid and unstable dynamics, and their potential for production varies widely from year-to-year. So, their sustainable exploitation implies an adapted fisheries management, taking into account these specific dynamics.

The main objective of the present PhD thesis was to understand the octopus and shrimps stocks' dynamics, in order to improve the scientific bases of fisheries management plans.

1. In chapter one, we sum up the scientific information from a worldwide bibliography on octopus and shrimps exploited in the Senegalese waters. It synthesizes environmental, biological, ecological and fisheries information required in building specific models of the dynamics of populations.
2. Chapter two describes trends and variations in abundance of the main short-life species exploited in Senegal. Yearly abundance indices were estimated from surveys data and commercial statistics using GLM techniques. Octopus and shrimps abundances show a seasonal and year-to-year variability. For *Octopus vulgaris*, there is not particular trend in the abundance (very irregular), while shrimps *F. notialis* and *P. kerathurus* present a net reduction of their abundance. The tiger shrimp, *P. monodon* is however the only species that catches increased over the last ten years.
3. In chapter three, we study the octopus and shrimps stocks' dynamics over the period 1996-2005. Stocks dynamics are modeled by using an age-structured approach on a monthly time step basis. Firstly, a catch-at-age analysis was performed to estimate recruitment and analyze the octopus and shrimps stocks dynamics. Then, we simulate yearly yield and biomass per recruit that would have been obtained from different values of fishing effort. For the octopus, the fishing effect, expressed in term of related biomass by recruit, varies seasonally and slightly from one year to the next, and the stock remains always close to full exploitation. As for shrimps, the productivity varies seasonally and from one year to the other one, and the stock is always overfished. Usual indicators such as F_{\max} , SPR_{\max} and Y/R_{\max} remain useful for fisheries management purpose.
4. In chapter four, we quantified the part of the year to year variability in the octopus abundance linked to environment. A seasonal decomposition was first conducted on monthly recruitment and on upwelling intensity, in order to split their variability into seasonal, annual and residual components. Based on correlations analyses, we showed that the variability in the octopus's stock biomass is linked to the spring recruitment event, whose annual intensity is significantly correlated with coastal upwelling index (CUI) and sea surface temperature (SST). Thus, the yearly stock abundance is mainly determined by the coastal upwelling intensity.
5. In chapter five, fishing and environment effect were simultaneously considered using surplus production models including environmental effects. Models were fitted from annual landings and abundance indices estimated by GLM. Maximum Sustainable Yield (MSY) and the related fishing effort (E_{MSY}) were estimated as functions of the environmental index. Results showed that the coastal upwelling explained a large part of the interannual variability in the octopus and shrimps stocks' abundance. Octopus and shrimps stocks are overfished. In northern Senegal, the upwelling is highly variable from year to year and constitutes the major factor determining productivity. In the south, hydrodynamic processes seem to dominate and determine the primary production and the white shrimp stock productivity as well.

The PhD thesis concludes in the necessity of taking into account of environment, fishing and the dynamics of populations, each being an essential component towards the implementation of improvement plan of octopus and shrimps stocks.

Key words: Octopus, diagnosis, environment, indicators, modeling, *Farfantepenaeus notialis*, population dynamics, *Octopus vulgaris*, recruitment, shrimps, Western Africa.

RÉSUMÉ

Le Sénégal possède des eaux à très forte productivité dont le potentiel halieutique est exploité depuis plus d'une cinquantaine d'année. L'exploitation des ressources halieutiques s'est intensément accrue au cours des trois dernières décennies, conduisant ainsi à des changements écologiques dans la composition des peuplements marins. On a notamment assisté à l'effondrement de certains stocks de poissons démersaux au profit d'autres espèces, à durée de vie plus courte, telles que les poulpes et les crevettes. Ces stocks, devenus aujourd'hui les enjeux majeurs de la filière pêche en Afrique de l'Ouest, présentent cependant des dynamiques beaucoup plus rapides et plus instables que celles des stocks de poissons. Leur exploitation durable implique donc un aménagement des pêches adapté, tenant compte de leurs dynamiques particulières.

Le travail de thèse a pour objectif principal, de comprendre la dynamique des populations de poulpe et de crevettes en vue de consolider les bases scientifiques des plans d'aménagement des pêches.

1. Le premier chapitre résume l'information scientifique tirée d'une bibliographie mondiale sur les poulpes et crevettes exploités au Sénégal. Il synthétise les informations environnementales, biologiques, écologiques et halieutiques indispensables dans l'établissement de modèles de dynamiques des populations spécialisés.
2. Le deuxième chapitre décrit l'évolution et les variations de l'abondance des principales espèces à vie courte exploitées, au Sénégal. Les indices d'abondance annuels sont estimés par les méthodes de modélisation linéaire de type GLM des CPUE, à partir de données de campagnes scientifiques et de données commerciales. L'évolution des abondances des céphalopodes et crevettes montre une forte variabilité saisonnière et interannuelle. Pour les céphalopodes, il n'y a pas de tendance générale de l'évolution de leur abondance, par contre, les crevettes *F. notialis* et *P. kerathurus*, quant à elles, présentent une nette diminution de leur abondance. La crevette tigrée, *P. monodon* fait cependant exception avec des rendements croissants au cours des dix dernières années.
3. Le troisième chapitre étudie la dynamique des populations de poulpe et de crevettes en recourant à une approche structurale, menée sur un pas de temps mensuel. D'abord, une analyse des cohortes est conduite afin d'estimer le recrutement et d'analyser la dynamique du stock au cours de la période 1996 à 2005. Ensuite, on simule les rendements et biomasses par recrue annuels qui auraient été obtenus pour différents niveaux d'effort de pêche. Pour le poulpe, l'impact de la pêche, exprimé en termes de biomasse féconde relative par recrue, varie peu d'une année à l'autre et le stock reste toujours proche de la pleine exploitation. Quant aux crevettes, la productivité varie saisonnièrement et d'une année à une autre, et le stock Sud est dans un état de surexploitation. Les indicateurs usuels E_{max} , SSB/R_{max} et Y/R_{max} restent pertinents en matière d'aide à la gestion des pêches.
4. Le quatrième chapitre quantifie la part de la variabilité interannuelle de la biomasse des poulpes liée à l'environnement. Une décomposition saisonnière est d'abord menée sur le recrutement mensuel et l'intensité de l'upwelling côtier (IUC, SST) en vue de les décomposer en composantes saisonnière, tendancielle et résiduelle. Des corrélations entre le recrutement et les variables environnementales sont ensuite calculées. Les résultats montrent une forte variabilité saisonnière du recrutement et de l'upwelling. La forte variabilité interannuelle du recrutement, donc de l'abondance est principalement due à l'intensité de l'upwelling côtier.
5. Le cinquième chapitre intègre les effets liés à la pêche et à l'environnement. A partir des données de productions annuelles et d'indices d'abondance estimés par GLM, les modèles de production intégrant un effet de l'environnement sont appliqués aux stocks de poulpe et de crevettes. Les résultats montrent que l'upwelling côtier explique une large part de la variabilité interannuelle de l'abondance des stocks de poulpe et de crevettes et indiquent une surexploitation pour ces stocks. Les captures maximales équilibrées subissent de fortes variations interannuelles selon l'intensité de l'upwelling qui est le principal facteur structurant l'hydroclimat des régions ouest africaines.

La thèse conclue à la nécessité de prise en compte de l'environnement, de la pêche et de la dynamique des populations comme composantes indispensables à la mise en place d'un plan d'aménagement durable des stocks de poulpe et de crevettes.

Mots clés : Afrique de l'Ouest, crevettes, diagnostic, dynamique des populations, environnement, indicateurs, modélisation, *Farfantepenaeus notialis*, poulpe, *Octopus vulgaris*, recrutement.