

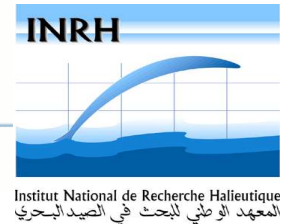
---

**Mémoire de fin d'études**  
**Pour l'obtention Diplôme d'Agronomie Approfondie (DAA) Spécialisation**  
**Halieutique**

**Modélisation statistique Bayésienne du modèle de  
déplétion. Application à la pêche de poulpe,  
*Octopus vulgaris*, du Maroc.**

**Présenté par :** ROBERT Marianne

**Soutenu le :** 10/09/2008



---

**Mémoire de fin d'études**  
**Pour l'obtention Diplôme d'Agronomie Approfondie (DAA) Spécialisation**  
**Halieutique**

**Modélisation statistique Bayesienne du modèle  
de déplétion. Application à la pêche de poulpe,  
*Octopus vulgaris*, du Maroc.**

**Présenté par :** ROBERT Marianne

**Soutenu le :** 10/09/2008

**Devant le Jury**

M. Etienne RIVOT, Agrocampus Ouest Pole Halieutique.  
M. Abdelmalek FARAJ, INRH Casablanca.  
M. Didier GASCUEL, Agrocampus Ouest Pole Halieutique.  
M. Benoit MESNIL, IFREMER Département EMH.  
M Richard SABATIE, Agrocampus Ouest Pole Halieutique.

# Diffusion du mémoire

à remplir par l'auteur avec le maître de stage.

Aucune confidentialité ne sera prise en compte si la durée n'en est pas précisée.

## Préciser les limites de la confidentialité <sup>(1)</sup> :

Mémoire de fin d'études

Consultable sur place :  oui  non

Reproduction autorisée :  oui  non

Prêt autorisé :  oui  non

Confidentialité absolue :  oui  non  
(ni consultation, ni prêt)

Durée de la confidentialité <sup>(2)</sup> : aucune

Fiche de résumé du mémoire de fin d'études :

Résumé diffusable :  oui  non

Version pdf du mémoire de fin d'études :

Version diffusable en ligne :  oui  non

Si oui, l'auteur complète l'autorisation suivante :

*Je soussigné(e) Melle Marianne Robert, propriétaire des droits de reproduction dudit résumé, autorise toutes les sources bibliographiques à le signaler et le publier.*

Date : 29/09/2008

Signature :

---

Rennes, le

Le Maître de stage <sup>(3)</sup>,

L'auteur,

L'Enseignant responsable <sup>(3)</sup>,

---

(1) L'administration, les enseignants et les différents services de documentation d'Agrocampus Rennes s'engagent à respecter cette confidentialité.

(2) La durée maximale de confidentialité est fixée à 10 ans.

(3) Signature et cachet de l'organisme.

## REMERCIEMENTS

En premier lieu, je tiens à remercier Etienne Rivot, mon maître de stage. Merci Etienne de m'avoir appuyée et fait confiance. Je dois avouer qu'il est très agréable de travailler avec toi et que nos nombreux échanges m'ont énormément apportés. Il est regrettable que notre collaboration ne se poursuive que quelques mois !

Je tiens également à remercier Malek Faraj, pour m'avoir agréablement accueilli au sein de l'INRH à Casablanca, pendant plus de deux mois. C'était une expérience très enrichissante tant sur le plan humain que professionnel. Je remercie également Khalid pour sa gentillesse et son aide précieuse. J'en profite pour remercier, Damien Delaunay et le groupe de volontaires internationaux avec lesquels nous avons parcouru les paysages magnifiques du Maroc, dégusté des tagines et autres spécialités locales.

Un grand merci à toute l'équipe du laboratoire halieutique, sans laquelle ce stage n'aurait pas été aussi sympa. Et comme je m'y plais bien, je vais rester encore un peu !!! On aura donc encore l'occasion de profiter des pauses café-clope, des apéros du vendredi, des matchs de Badminton et de toutes les autres bonnes occasions de s'amuser. Je les remercie également pour leur soutien et leur encouragement pendant le stage et pour la suite de mon parcours.

Un remerciement spécial aux stagiaires et autres thésards du labo, Tim, Vio, Bayah, Caro, Seb, Youen et Sylvain sans qui cet été breton dans un campus déserté n'aurait pas été le même. Ne vous inquiétez pas, on se reverra ici, à St quai où au bout du monde !

J'en profite également pour remercier mes parents, dont le soutien moral et financier m'ont permis d'arriver jusque là aujourd'hui. Je remercie la providence (Tony) de m'avoir fait rencontrer Julien. Et oui il n'y a pas que les poulpes dans la vie !

Merci à vous tous !

## TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION.....	9
1. CONTEXTE ET OBJECTIFS .....	10
1.1. La pêche de la poulpe sur les côtes Nord-Ouest Africaines .....	10
1.1.1. Biologie du poulpe .....	10
1.1.2. Une exploitation intense et relativement récente .....	11
1.1.3. Evaluation des stocks de poulpe au sein du COPACE.....	11
1.2. Les enjeux de la gestion de la pêche de la poulpe au Maroc .....	12
1.2.1. Caractéristique de la pêche marocaine.....	12
1.2.2. Réglementations et mesures de gestion .....	12
1.2.3. Objectifs de gestion affichés par l'INRH.....	13
1.3. Les objectifs du travail .....	14
2. MATERIEL ET METHODES .....	15
2.1. Le modèle de dépletion .....	15
2.1.1. Equation dynamique.....	15
2.1.2. Observations et Estimations.....	15
2.1.3. Méthode classique d'estimation .....	15
2.1.4. Application du modèle .....	16
2.2. Modélisation statistique Bayésienne d'un modèle dynamique à état latent .....	16
2.2.1. Modèle à état latent (State Space Model SSM) .....	16
2.2.2. Ajustement bayésien .....	16
2.2.3. Ajustement bayésien d'un SSM.....	17
2.2.4. Détail technique.....	17
2.3. Ajustement bayésien du modèle de dépletion pour la pêche de la poulpe marocaine. ...	17
2.3.1. Le modèle développé .....	17
2.3.2. Les hypothèses sur les paramètres connus du modèle.....	18
2.3.3. Choix des distributions a priori .....	19
2.4. Etude de faisabilité et d'identifiabilité par une approche de simulation ajustement .....	19
2.4.1. Démarche générale .....	19
2.4.2. Approche par simulation – ajustement.....	20
2.4.3. Une étude de simulation - ajustement cohérente avec le cas d'étude de la pêche marocaine et répondant à des questions concrètes.....	21
2.5. Application aux données marocaines.....	25
2.5.1. Description des données.....	25
2.5.2. Stratégie de modélisation pour l'application aux données marocaines .....	26
3. RESULTATS .....	28
3.1. Evaluation de la méthode par une approche de simulation – ajustement.....	28
3.1.1. Influence du niveau d'information contenu dans les données .....	28
3.1.2. Sensibilité au prior sur $N_1$ .....	28
3.1.3. Influence du nombre d'équations d'observation.....	30
3.1.4. Estimation du recrutement secondaire.....	30
3.1.5. Influence de l'hypothèse sur la mortalité naturelle .....	30
3.1.6. Conclusions et liens avec le cas d'étude.....	32
3.2. Applications aux données marocaines .....	34
3.2.1. Séries de données de la pêche marocaine .....	35
3.2.2. Etude de sensibilité au prior sur $N_1$ .....	35
3.2.3. Réduction du nombre de paramètres.....	38
3.3. Relation avec l'anomalie de température .....	39
4. DISCUSSION ET CONCLUSION .....	41
4.1. Synthèse .....	41
4.2. Limites.....	42
4.3. Perspectives .....	43
BIBLIOGRAPHIE .....	45
ANNEXES.....	49

## LISTE DES ILLUSTRATIONS

Tableau 1. Priors sur les 4 paramètres inconnus du modèle définissant la configuration de référence (scénario 1). Afin de mieux maîtriser la forme des priors sur  $N_1$  et  $q$ , les distributions ont été paramétrées à partir du mode et du coefficient de variation.

Prior sur R : Dans la configuration de base, le paramètre  $\lambda_t$  est considéré comme nul a priori. Aucun recrutement secondaire n'est estimé. Le prior sur R n'a donc aucune influence. Le choix du prior sur R permet de traduire le fait que le recrutement secondaire est plus faible que le recrutement principal. Les choix des formes de priors sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 2. Synthèse des caractéristiques des différents scénarios testés.

Paramètres et priors définissant les 23 scénarios testés. Les scénarios en gris clair sont tous ajustés sur les données définies par le jeu de paramètre du scénario 1. Les scénarios en gris foncé sont tous ajustés sur les données définies par le jeu de paramètre du scénario 2.

(\*) : indique que les paramètres sont pris égaux à la référence :

- prior sur  $N_1$  : mode =  $10^8$  (simulation et ajustement)  
cv = 10 (ajustement)
- taux d'exploitation par pas de temps :  $h=0.25$  sur tous les pas de temps (simulation)
- Erreur : CV\_o=0.1 (simulation)
- Nombre de pas de temps = 12 (simulation et ajustement)
- Nombre de séries d'indices d'abondance = 1 (simulation et ajustement)
- Recrutement secondaire R = 0 (simulation et ajustement considérant  $\lambda_t=0$ )
- Mortalité naturelle (simulation et ajustement) : affecte 75 % de la population au bout de 12 mois (paramètres de la sigmoïde  $t=10$ ,  $r=1$ ,  $K=0.5$ ,  $a=22026$  et  $M_0=0.05$ )

(\*\*) : Scénario 20. Le seul scénario pour lequel le recrutement secondaire est estimé. La simulation est réalisée sous l'hypothèse R = 1/3 .  $N_1$ . L'ajustement est réalisé sous l'hypothèse du prior de base sur R (Tableau 1). Simulation et ajustement sont réalisés avec les paramètres  $\lambda_t$  de la Figure 5.

Tableau 3. Description des différents priors posés sur les paramètres inconnus des modèles présentés dans les trois étapes la stratégie de modélisation pour l'application aux données marocaines.

Figure 1. Carte du sud marocain. Les deux ellipses représentent les deux stocks de poulpes présents au Maroc.

Figure 2. Cycle de vie du poulpe *Octopus vulgaris* dans les eaux marocaines. Cercle intérieur : cohorte principale. Cercle extérieur : cohorte secondaire. L'exploitation des deux cohortes est représentée, en gris la cohorte issue du recrutement principal, en noir le recrutement secondaire. Seule la partie du cycle de novembre à aout est modélisée dans notre étude.

Figure 3. a). Comparaison des débarquements espagnols (en tonnes) provenant du banc du Sahara. En haut, pour les céphalopodes, en bas tous taxons confondus. b) Hypothèse de relations trophiques au niveau de l'écosystème benthique, Banc du Sahara. (Source : repris de Balguérias et al 2000).

Figure 4. Décalage entre l'année civile et l'année « biologique » du poulpe dans les eaux marocaines. La règle de décision lors que la sélection de donnée a été définie par les points d'inflexion entre la fin de l'exploitation du pic de recrutement secondaire et l'arrivée du recrutement principal dans la population. Les lignes pleines correspondent aux données sélectionnées, les données associées aux mois en pointillés ont été exclues de l'analyse.

Figure 5. Différents rythmes de mortalité naturelle,  $M_t$  et  $M'_t$  ainsi que le rythme d'arrivé du recrutement secondaire  $\lambda_t$  sur 18 mois. T=1 indique le début de la phase de déplétion (mois de novembre).

Figure 6. 1. Simulations de 10 jeux de données ; 2. Ajustements indépendants des paramètres à partir des 10 jeux de données à l'aide du logiciel winbugs ; 3. Les lois a posteriori obtenues sont comparées aux « vraies valeurs » ayant servies à simuler les données.

Figure 7. Graphique représentant les 5 hypothèses de mortalité naturelle testées. Les différents figurés définissent : rond (S18), carré (S1), triangle (S17), croix(S18), étoile(S16).

Figure 8. Influence du taux de déplétion sur la qualité des inférences pour les paramètres.\*

- (a) et (b) : Séries des indices de déplétion (sur 12 mois) générées dans les scénarios S1 et S2 respectivement
- (c) et (d) : Posterior de  $N_1$  (logarithme) pour les scénarios S1 et S2 respectivement (barre verticale : valeur variée)
- (e) et (f) : Posterior de  $q$  pour les scénarios S1 et S2 respectivement (barre verticale : valeur variée)
- (g) et (h) : Posterior de CV pour les scénarios S1 et S2 respectivement (barre verticale : valeur variée)

(i) et (j) : Estimation des abondances  $N$  pour les scénarios S1 et S2 respectivement. Trait plein : trajectoire simulée parmi les 10. Boxplot : densité a posteriori pour cette trajectoire.

Figure 9. Sensibilité au prior sur  $N_1$  dans le cas de données non informatives S2.

- (a) : Séries des indices de déplétion (sur 12 mois) générées dans le scénario S2
- (b) et (c) : Posterior de  $N_1$  (logarithme) pour les scénarios S12 et S15 respectivement (barre verticale: valeur varie)
- (d) et (e) : Posterior de  $q$  pour les scénarios S12 et S15 respectivement (barre verticale : valeur varie)
- (f) et (g) : Posterior de CV pour les scénarios S12 et S15 respectivement (barre verticale : valeur varie)
- (h) et (i) : Estimation des abondances  $N$  pour les scénarios S12 et S15 respectivement. Trait plein : trajectoire simulée parmi les 10. Boxplot : densité a posteriori pour cette trajectoire.

Figure 10. Illustration de l'amélioration de la qualité d'ajustement dans le cas de données non informatives (S2)

- (a) : Séries des indices de déplétion (sur 12 mois) générées dans le scénario S2
- (b) et (c) : Posterior de  $N_1$  (logarithme) pour les scénarios S2 et S23 respectivement (barre verticale : valeur varie)
- (d) et (e) : Posterior de  $q$  pour les scénarios S2 et S23 respectivement (barre verticale : valeur varie)
- (f) : Posterior de  $q$  pour le deuxième indice d'abondance dans le scénario S23.

Figure 11. a. Evolution des captures mensuelles de poulpes entre 1982-2002.

- b. Evolution des Cpue mensuelles de la flottille hauturière marocaine entre 1982-2002

Les lignes verticales indiquent le début de chaque période de déplétion (Annexe 4)

- c. Déplétion observée dans les CPUE ( $1 - (I_n/I_1)$ )
- d. Evolution des captures totales annuelles marocaines de poulpe entre 1982-2002.

Figure 12. Distributions a posteriori des paramètres  $N_1$ ,  $\text{Log}N_1$ ,  $\alpha_R$ ,  $R$ ,  $q$ , CV. Trait fin : Posterior, Trait épais : Priors. a) Année 1985. Faible déplétion et grande incertitude dans les posteriors. b) Année 1989. Forte déplétion et faible incertitude dans les posteriors

Figure 13. Comparaison des distributions a posteriori a) de  $N_1$  (échelle logarithmique), b) de  $\alpha_R$ , c) de  $q$  et d) de CV pour les trois modèles étudiés sur la série temporelle 1982-2002. Les Boxplots blancs correspondent aux ajustements du modèle 1, les gris clair à ceux du modèle 2 et les gris foncé à ceux du modèle 3. Le trait horizontal plein correspond à la médiane des inférences du modèle 3. Les traits horizontaux pointillés représentent les intervalles à 50 et 95 %.

Figure 14. Posteriors joints des paramètres  $N_1$  et  $q$  pour l'année 1989 (a.) et 1985 (b.) issues du modèle 2.

- b Evolution des estimations des médianes de  $N_1$  et  $q$  issues du modèle 2.

Figure 15. Taux de d'exploitation annuel estimé par le rapport entre les captures annuelles (données) et le recrutement total estimé comme la somme des médianes du recrutement principal  $N_1$  et secondaire  $R$ .

Figure 16. Reconstitution de l'évolution des effectifs de poupe entre 1982 et 2002 (échelle logarithmique). Les boxplots très large de l'année 1999 ont été tronqués dans un souci de lisibilité de la figure

Figure 17.(a) Evolution de la moyenne mobile de l'anomalie de température de l'upwelling côtier des Canaries au niveau de la zone de pêche de Dakhla au printemps (trait fin) et à l'automne (trait pointillé).

(b) Evolution de l'anomalie de température printanière en trait pointillé ( $-*1$ , axe de droite) et du recrutement principal (trait plein)

(c) Evolution de l'anomalie de température printanière en trait pointillé ( $-*1$ , axe de droite) et du recrutement secondaire (trait plein)

## LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1- Tableau de synthèse des évaluations des stocks de poulpe du Maroc effectuées par les groupes de travail COPACE depuis 1997.

ANNEXE 2- Données utilisées lors de la transformation des données

- (a) Evolution de l'importance relative des différents segments de la pêcherie marocaine à partir de 1982.
- (b) Courbe des poids moyens mensuels utilisée lors de la transformation des données en poids en effectifs.

ANNEXE 3- Tableau présentant l'ensemble des périodes de fermeture de pêche au poulpe dans les eaux Marocaines, depuis 1989, date d'instauration du moratoire.

ANNEXE 4 - Sélection des périodes de déplétion entre 1982 et 2003.

ANNEXE 5 - Tableau de synthèse présentant l'ensemble des EQM et ERM des 23 scénarios testés lors du travail méthodologique de simulation ajustement

ANNEXE 6 - Code Winbugs du Modèle 2



## PREAMBULE

Ce travail s'intègre dans la cadre de l'action concertée ISTAM (Improve Scientific and Technical Advices for Fisheries Management - <http://projet-istam.org>) financé par l'Union Européenne sur 2006-2008. Elle vise à coordonner les activités scientifiques et techniques afin de renforcer les systèmes d'information des pêches et améliorer les méthodes d'évaluation des stocks. L'objectif à terme est de contribuer à la mise en place d'une gestion des ressources plus pertinente au sein de la région COPACE (Comité des Pêches pour l'Atlantique Centre-Ouest). Au sein du groupe de travail WP3 (Working package 3), dédié au développement de méthodes d'évaluation de stocks, ce travail s'intéresse plus particulièrement aux modèles pour les espèces à vie courte et en particulier au cas d'étude du poulpe commun, *Octopus vulgaris*, présent au Maroc, en Mauritanie et au Sénégal. Ce travail, axé sur le cas d'étude marocain, a été réalisé grâce à la collaboration avec le laboratoire des approches et méthodologies de l'URD: Biostatistiques et Système d'Information halieutique de l'Institut National de Recherche Halieutique (INRH) de Casablanca.

## INTRODUCTION

Cette étude est menée dans un cadre statistique Bayésien (Gelman et al. 1995), mathématiquement rigoureux et adapté pour la prise en compte des incertitudes et des risques dans l'évaluation et la gestion des ressources halieutiques (Punt et Hilborn 1997 ; McAllister et Kirkwood 1998 ; Harwood et Stockes 2003). De nombreux auteurs ont montré que dans le cas de modèles dynamiques, la prise en compte simultanée des deux sources d'incertitude dans le cadre théorique des modèles stochastiques à états latents (state-space models ou SSM) permettait en moyenne d'obtenir les estimations les moins biaisées (Punt 2003 ; Meyer et Millar 1999 ; Millar et Meyer 2000). Dans ce travail, nous proposons une analyse du modèle de déplétion dans le cadre du traitement bayésien des SSM.

Ce travail vise plusieurs objectifs :

Le premier objectif est d'évaluer la faisabilité et la fiabilité d'une analyse statistique bayésienne du modèle de déplétion. La démarche générale consiste à travailler dans un premier temps sur des données simulées. Des trajectoires de capture et d'indice d'abondance sont simulées selon les équations du modèle de déplétion à paramètres connus (en introduisant de l'aléa dans le processus et les observations). Puis, les valeurs connues des paramètres ayant servi lors de la simulation des données sont comparées avec les estimations de ces paramètres obtenues par l'ajustement bayésien.

Le second objectif est d'appliquer la méthodologie établie à la pêcherie de poulpe marocaine. Le modèle permettra de reconstituer l'évolution des effectifs, du recrutement principal et secondaire du poulpe commun dans les eaux marocaines entre 1982 et 2002.

Finalement, on s'intéressera à la prise en compte des variations décadales de l'Upwelling pour tenter d'expliquer la variabilité interannuelle du recrutement chez le poulpe, déjà mise en évidence par plusieurs travaux (Faure et al. 2000 ; Otero et al 2008).

Ce mémoire présente dans un premier temps le contexte général de l'étude et précise ses objectifs. Dans un deuxième temps, les matériels et méthodes utilisés pour répondre aux trois objectifs seront décrits. Nous présenterons, ensuite, une synthèse des résultats obtenus. Finalement, au travers de la discussion nous évoquerons les limites et perspectives ouvertes par ce travail.

# 1. CONTEXTE ET OBJECTIFS

## 1.1. La pêche de poulpe sur les côtes Nord-Ouest Africaines

### 1.1.1. Biologie du poulpe

Le poulpe commun (*Octopus vulgaris*) est une espèce néritique vivant sur des substrats rocheux ou sableux du plateau continental, dans des eaux comprises entre 7 et 25 °C. C'est une espèce à vie courte dont le cycle de vie s'établit sur moins de deux ans. La population de poulpe occupant le plateau continental sud marocain se répartit en deux stocks, tout deux ciblés par la pêche céphalopodière (Figure 1) : le stock de Dakhla (26°N) et Cap Blanc (21°N) avec une zone de transition à 22°30'N (Faraj 2006).

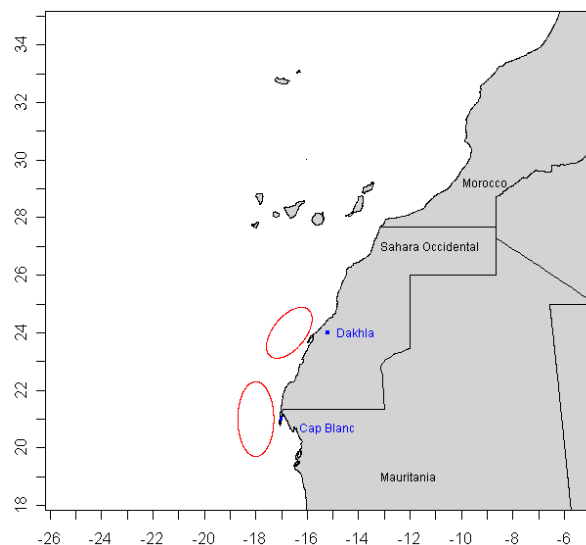


Figure 1. Carte du sud marocain. Les deux ellipses représentent les deux stocks de poulpes présents au Maroc.

La reproduction se déroule de manière continue dans le temps mais présente un pic principal au printemps et un pic secondaire entre l'automne et l'hiver (Faraj *et al* 2006). Le poulpe présente une forte fécondité, chaque femelle peut pondre des centaines de milliers œufs qu'elle fixe à un substrat. La vie larvaire pélagique peut s'étendre entre 25 et 40 jours (Semmens *et al* 2004). La phase larvaire planctonique caractérisée par une forte mortalité naturelle est très dépendante des conditions environnementales. Conformément aux concepts théoriques de la triade de Bakun (Bakun 1995 ; 1996) et de la *Match Mismatch Hypothesis* de Cushing (Cushing 1990), c'est une des phases les plus critiques du cycle de vie. Dans des conditions environnementales optimales souvent associées aux périodes de forte intensité de l'upwelling côtier des Canaries, le taux de survie larvaire augmente significativement (Demarcq et Faure 2000 ; Faure *et al* 2000). Le poulpe est caractérisé par une croissance rapide, non asymptotique et extrêmement variable entre les individus (Semmens *et al.* 2004), sous l'effet des interactions nourriture-métabolisme-température. Les pics de recrutement apparaissent à l'automne et au printemps, environ 6 mois après chaque pic de ponte. L'intensité du recrutement automnal, dit recrutement principal, module en grande partie la biomasse totale de l'année et le niveau de production annuelle du stock.

Le poulpe se reproduit une seule fois dans sa vie et meurt quelque temps après la ponte, à la suite de l'éclosion des larves. La bi-modalité de la reproduction et du recrutement suggère l'existence de deux cohortes dans la population, ayant des caractéristiques spatio-temporelles de leur cycle de vie différentes (Figure 2).

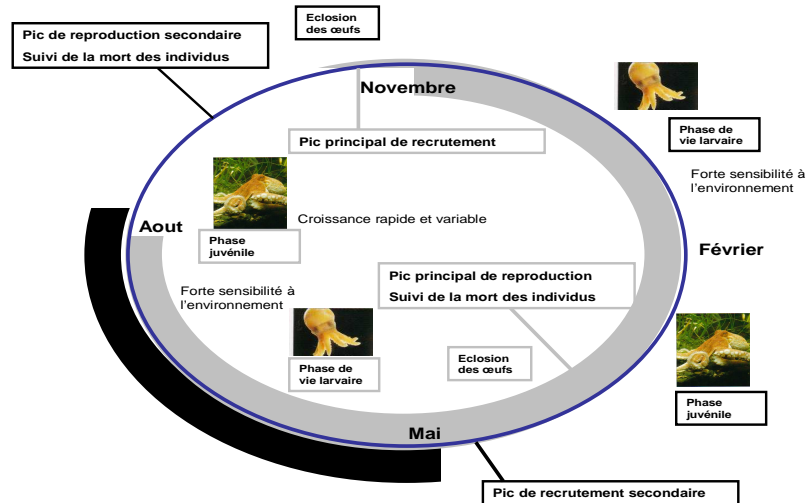


Figure 2. Cycle de vie du poulpe *Octopus vulgaris* dans les eaux marocaines. Cercle intérieur : cohorte principale. Cercle extérieur : cohorte secondaire. L'exploitation des deux cohortes est représentée, en gris la cohorte issue du recrutement principal, en noir le recrutement secondaire. Seule la partie du cycle de novembre à aout est modélisée dans notre étude.

### 1.1.2. Une exploitation intense et relativement récente

Un plateau continental très étendu et la présence d'un upwelling côtier de bord Est font des eaux atlantiques Nord Ouest Africaines parmi les plus poissonneuses au monde. A partir des années 1950, les pêcheries Nord Ouest africaines se sont considérablement intensifiées. Cette intensification s'est traduite par une modification de la composition spécifique des captures qui résulte d'une modification de l'écosystème et d'une modification des espèces cibles des pêcheries. Les captures de céphalopodes étaient faibles jusque dans les années 60, date à laquelle une forte augmentation est observée dans les débarquements. Balguerías *et al* (2000), suggèrent que les changements observés sont la combinaison de plusieurs facteurs :

- interactions trophiques : La diminution de la pression de prédation liée à la surexploitation des Sparidés et l'augmentation de leurs proies liée aux rejets importants de la pêche au chalut (ayant favorisés les charognards tels que les crustacés), auraient permis aux céphalopodes de se développer de manière importante (Bravo de Laguna *et al* (1976) dans Balguerías *et al* (2000)).
- modifications des conditions environnementales : Caddy and Rodhouse (1998) soulignent que des anomalies dans les conditions océanographiques auraient pu favoriser de forts recrutements de poulpes, mettant en avant le rôle clé de l'augmentation de température moyenne durant cette période.
- changement du contexte économique : La forte valeur commerciale du poulpe et le développement d'un marché mondial pour cette espèce auraient accéléré le changement des espèces cibles.

Des années 1970 à nos jours, les débarquements sont largement dominés par les céphalopodes et plus particulièrement par le poulpe commun, *Octopus vulgaris*. La part relative du poulpe dans les débarquements n'a fait qu'augmenter, passant de 50% dans les années 80, à près de 90% au début des années 90 (Balguerías *et al* 2000). De 1994 à 1997, on note une diminution du tonnage total des captures (Figure 3) et une régression de la part du poulpe dans les débarquements.

### 1.1.3. Evaluation des stocks de poulpe au sein du COPACE

L'utilisation de modèles analytiques tels que des VPA (Analyse des cohortes) est difficile à mettre en œuvre pour le poulpe car la détermination de l'âge est encore délicate (Semmens *et al*.2004).

Le modèle utilisé en routine lors des évaluations de stock de poulpe du COPACE est un modèle global de Schaeffer/Fox dynamique sur pas de temps annuel, à l'aide du logiciel Biodyn (FAO 2001). Depuis les années 80, les stocks de céphalopodes sont qualifiés de surexploités par les scientifiques (Annexe 1). Même si la relation stock-recrutement n'est pas formellement démontrée, les stocks de céphalopodes sont sensibles à la surexploitation de recrutement. En revanche, dans des conditions environnementales favorables, la reconstruction du stock peut être rapide.

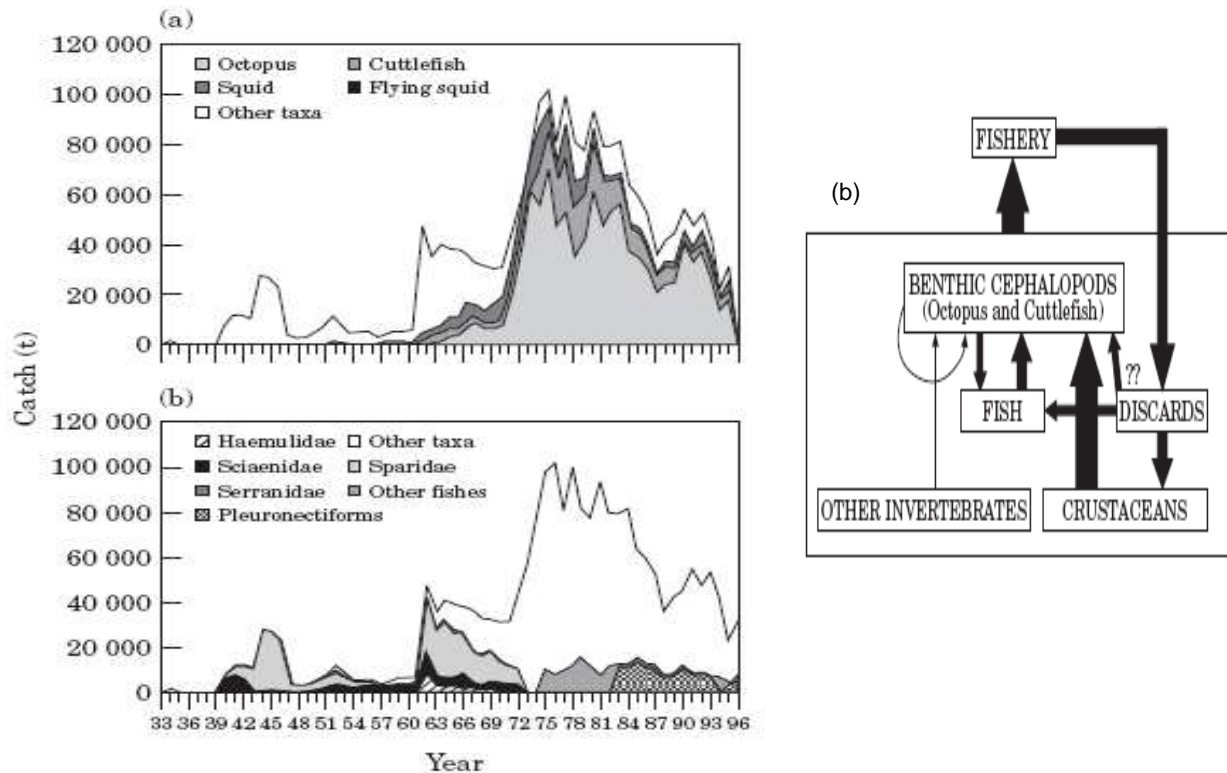


Figure 3. a). Comparaison des débarquements espagnols (en tonnes) provenant du banc du Sahara. En haut, pour les céphalopodes, en bas tous taxons confondus. b) Hypothèse de relations trophiques au niveau de l'écosystème benthique, Banc du Sahara. (Source : repris de Balguériás et al 2000).

## 1.2. Les enjeux de la gestion de la pêcherie de poulpe au Maroc

Le Maroc compte 3500 Km de côte et une ZEE de plus d'un million de Km<sup>2</sup>. En 2005, le pourcentage du PIB lié aux activités halieutiques était de 2.5%, pour une production totale de 600 milles tonnes dont plus de 75% sont exportées vers l'Europe et l'Afrique. En 2004, 2.5 millions de personnes vivent de la filière halieutique (FAO). En 2007, le poulpe commun constitue plus de 40% des captures démersales marocaines. En conséquence, la pêche du poulpe au Maroc tient un rôle important au niveau du développement socio-économique et rural.

### 1.2.1. Caractéristique de la pêcherie marocaine

La pêcherie céphalopodière marocaine est une pêcherie composite caractérisée par 3 flottilles : (hauturière, artisanale et côtière), plusieurs espèces cibles (Poulpe, Calmar, Seiche, Soles et Poissons blancs), plusieurs zones de pêches (Nord, Sud, Côte, Large). La pêche des céphalopodes a débuté dans les années 60 avec une flottille de chalutiers glaciers japonais et espagnols et s'est rapidement développée. Les accords de pêche signés entre l'UE et le Maroc ont imposé une diminution progressive des flottilles congélatrices étrangères qui quittent définitivement la pêcherie en 1999. L'exploitation des céphalopodes par la flottille marocaine date de 1973 avec des chalutiers congélateurs. La pêcherie marocaine a ensuite évolué avec le développement de deux nouvelles pêcheries. La pêcherie artisanale, axée initialement sur l'exploitation des poissons et grands crustacés s'est orientée depuis 1990 vers l'exploitation du poulpe (pêche au pot et turluttes). Parallèlement, une partie des chalutiers côtiers basés dans les ports de Tan Tan et Laayoune se sont spécialisés dans l'exploitation des céphalopodes (Faraj et al. 2006b). L'évolution de l'importance relative des différents segments de la pêcherie est présentée dans l'annexe 2.

### 1.2.2. Réglementations et mesures de gestion

En 1989, les autorités instaurent des périodes de fermeture de la pêche aux poulpes dans les eaux marocaines (Annexe 3). Ces moratoires de pêche interviennent en période de reproduction. Cette mesure a plusieurs objectifs dont celui d'assurer un bon niveau de recrutement. La durée de cette période a considérablement augmenté passant de 1 mois en 1989 à 11 mois en 2004.

En 2000, la pêche a connu d'importantes mutations, en particulier pour le segment artisanal qui a subi une réduction de sa flotte et du nombre de sites de pêche. Ce plan d'aménagement a également instauré un quota global saisonnier par segment et un quota individuel transférable pour le segment hauturier. L'instauration du quota global a accentué la course à la ressource en début de saison, augmentant ainsi le phénomène de déplétion visible dans les séries de captures annuelles. Un système de suivi a été mis en place pour les trois segments et permet d'enregistrer le niveau de production des céphalopodes ainsi que l'effort de pêche sur une base quotidienne ou hebdomadaire (Faraj et al 2006).

À partir de 2003, aucun nouveau permis de pêche industrielle du poulpe n'a été délivré, et les unités qui quittent la pêche ne sont pas remplacées. Les débarquements des jeunes poulpes de la catégorie taille T8 (0,3-0,5 Kg) sont interdits à partir de 2004. Au niveau du Cap Blanc, un poids minimum de 500g éviscéré est autorisé au débarquement. La réglementation fixe une taille minimale de maille pour les chalutiers glacières côtiers à 60 mm pour les céphalopodes. Une maille minimale de 70 mm est exigée pour la flotte industrielle. Concernant la pêche artisanale, on note une limitation du nombre de casiers par pirogue (300 au maximum).

### 1.2.3. Objectifs de gestion affichés par l'INRH

Les céphalopodes ont une croissance rapide et une durée de vie courte, d'où un faible chevauchement entre générations d'une année à l'autre. En conséquence, la production annuelle est peu prévisible car très dépendante des fluctuations de recrutement, lui-même fonction des conditions environnementales. Le temps de réponse des stocks aux variations environnementales et d'exploitation est très rapide. Pour le poulpe, il n'y a pas de surplus de production *stricto sensu* d'une année à l'autre, mais plutôt un renouvellement de la population par l'intermédiaire de la relation stock recrutement. Par ailleurs, l'exploitation des pics de recrutements saisonniers est très intense, caractérisée par une décroissance très forte de la taille de la population au cours des quelques mois de la saison de pêche.

Ces caractéristiques rendent peu opérationnelles les mesures de gestion basées uniquement sur des modèles construits sur un pas de temps annuel, comme le modèle de production de biomasse. Le couplage de modèles construits sur un pas de temps annuel avec des modèles construits sur un pas de temps beaucoup plus court (typiquement le mois ou la semaine) constitue une voie intéressante pour l'évaluation et la gestion de ces stocks. La mise en place de méthodes complémentaires permettant une évaluation du stock «en temps réel» au cours de la saison de pêche permet d'adapter la gestion au cours de la durée de vie de la cohorte. En d'autres termes, d'ajuster les captures à la taille du stock au cours de la saison de pêche (Young et al 2004 ; Pierce et Guerra 1994). Concrètement, de telles mesures passent, par exemple, par des fermetures de pêche en cours de saison, comme cela est le cas au Maroc depuis 1989.

Les méthodes basées sur le modèle de déplétion (Leslie and Davis 1939 ; De Lury 1947) ont été proposées pour le suivi et la gestion d'espèces à durée de vie courte (e.g. céphalopodes) comme celle des calmars autour des îles Falkland (Beddington et al. 1990; Rosenberg et al. 1990; Agnew et al. 1998).

Au Maroc, la combinaison de trois approches, à des échelles de temps différentes, constituerait une démarche avantageuse pour la stratégie de gestion de la pêche poulpière (Faraj 2006b) :

- Les évaluations pré-saison de pêche s'appuient sur les campagnes de prospection. Elles permettent d'estimer la biomasse et l'abondance relative des adultes et des recrues en début de saison. Ces variables sont importantes pour la définition du quota annuel.

- Les évaluations réalisées pendant la saison de pêche, notamment à partir du modèle de déplétion qui permet l'appréciation des résultats de la saison de pêche en cours. À l'aide de projections issues du modèle, il est possible de déterminer si les potentialités prévues au départ ont été sur ou sous estimées, rendant possible des ajustements de l'effort ou des captures pour la fin de la saison. Un modèle sur pas de temps hebdomadaire permettant le suivi de l'épuisement du quota annuel est en cours de développement au Maroc ( Faraj 2006a) :

- Les évaluations pluri annuelles à l'aide des modèles de production de biomasse et analytique. Elles permettent d'étudier les tendances historiques de la pêche de poulpe et de calculer les points de référence tels que  $F_{msy}$ ,  $C_{msy}$ ,  $B_{msy}$ .

### 1.3. Les objectifs du travail

Dans le cadre de la mise en place d'une gestion basée sur les 3 approches ci dessus, cette étude tend à développer une approche bayésienne du modèle de déplétion. Le cadre statistique bayésien est particulièrement adapté à la prise en compte des incertitudes dans les diagnostics et les décisions. Elles laissent la possibilité d'intégrer de l'expertise scientifique dans les modèles, répondant ainsi à la faible disponibilité en données dans le cadre d'environnement « data poor ». Le cadre de modélisation flexible apporté par les modèles dynamiques à états latents nous permettra de tenir compte des erreurs de mesure et d'échantillonnage dans les données ainsi que celles liées à la dynamique de population mal connue.

Dans cette étude, le modèle de déplétion ne sera pas utilisé pour effectuer des évaluations en cours de saison de pêche, mais plutôt avec l'objectif d'étudier la variabilité des recrutements principaux et secondaire entre 1982 et 2002. En effet, le modèle permet d'estimer l'effectif de poulpe en début de chaque saison de pêche. Dans le formalisme du modèle, l'abondance initiale peut être interprétée comme le résultat du recrutement principal annuel. Il sera alors possible de reconstruire une courbe du recrutement sur l'ensemble de la série temporelle.

Dans un deuxième temps, étant donné que le poulpe est une espèce à stratégie  $r$ , fortement dépendante des conditions hydro-climatiques, il sera intéressant d'étudier la relation entre la variabilité de l'intensité du recrutement et la variabilité temporelle de l'upwelling côtier au niveau des côtes marocaines.

## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. Le modèle de déplétion

#### 2.1.1. Equation dynamique

Le modèle de déplétion modélise la diminution de l'effectif d'une population close soumise à des prélèvements (Restrepo 2001). Rosenberg et al (1990) proposent le formalisme décrit par l'équation (1), qui définit l'effectif de la population au pas de temps  $t+1$  en fonction de l'effectif au pas de temps  $t$ , de la capture en nombre ( $C$ ) et de la mortalité naturelle ( $M$ ). L'équation 1 repose sur l'approximation de Pope (1972), les captures du pas de temps  $t$  sont affectées au milieu du pas de temps  $[t, t+1]$ .

$$(1) \quad \begin{cases} N_1 : \text{abondance initiale} \\ N_{t+1} = (N_t e^{-M/2} - c_t) e^{-M/2} \end{cases}$$

Ce modèle ne décrit pas l'évolution de l'effectif sur l'ensemble du cycle de vie mais seulement sur sa fraction exploitée, en considérant comme état initial  $N_1$ , l'effectif après le pic de recrutement principal précédent le début de l'exploitation. Afin de rendre le modèle plus réaliste, il est possible de faire intervenir dans l'équation un terme traduisant l'arrivée de nouveaux individus dans la population exploitable au cours de la saison de pêche. Plusieurs hypothèses peuvent être formulées : le recrutement arrive de manière constante sur tous les pas de temps ou bien le recrutement affecte la population avec un certain rythme  $\lambda_t$ . Selon la même logique que celle de l'approximation de Pope, on considère que le recrutement intervient de façon ponctuelle au milieu du pas de temps  $[t, t+1]$ . Les individus recrutés en cours de saison sont affectés d'une mortalité naturelle  $M'_t$  qui peut être différente de  $M_t$ . On obtient alors l'équation 2.

$$(2) \quad \begin{cases} N_1 : \text{abondance initiale} \\ N_{t+1} = (N_t e^{-M_t/2} - c_t) e^{-M_t/2} + \lambda_t R e^{-M_t'/2} \end{cases}$$

#### 2.1.2. Observations et Estimations

L'équation d'observation (3), permet l'ajustement du modèle. Elle fait l'hypothèse d'une relation linéaire entre un indice d'abondance observé  $i$  et l'abondance réelle  $N$  de la population, où  $q$  est le coefficient de proportionnalité entre  $i$  et l'effectif cumulé.

$$(3) \quad i_t = qN_t$$

Ce système d'équation (2-3) permet d'estimer l'abondance initiale du stock en début de saison de pêche  $N_1$  et l'évolution de l'effectif soumis à la pêche au cours du temps, ainsi que le paramètre  $q$  qui s'interprète comme une capturabilité dans le cas où  $i$  est une CPUE.

#### 2.1.3. Méthode classique d'estimation

Le principe classique d'estimation consiste à réexprimer l'équation (1) à chaque pas de temps en fonction de l'effectif initial  $N_1$  et des captures cumulées (4 a) puis à exprimer l'équation (2) en fonction de l'indice d'abondance (4b). Cette dernière équation montre qu'à condition de considérer  $M$  comme connue,  $N_1$  et  $q$  peuvent être estimés par la régression entre  $i_t$  et les captures cumulées. La qualité d'ajustement dépend essentiellement de l'intensité de la pente entre  $i_t$  et les captures cumulées.

$$(4) \quad \text{a) } N_t = N_1 e^{-(t+0.5)M} - \sum_{j=0}^{j=t-1} c_j e^{-(t-j)M} \quad \text{b) } i_t = qN_1 e^{-(t+0.5)M} - q \sum_{j=0}^{j=t-1} c_j e^{-(t-j)M}$$



### 2.1.4. Application du modèle

Plusieurs applications du modèle de déplétion sont décrites dans la littérature. Agnew et al (1998) et Mac Allister et al. (2004) développent respectivement un ajustement classique et bayésien du modèle de déplétion appliqué à l'évaluation des stocks de calamar, *Loligo gahi*, des îles Falkland. Royer et al. (2002) utilisent le modèle de déplétion pour évaluer rétrospectivement le recrutement du calamar en Manche. Le modèle peut être également appliqué à d'autres espèces que les céphalopodes, Gonzáles-Yáñez et al (2005) utilisent ce modèle pour évaluer la taille des stocks de homard à Cuba.

## 2.2. Modélisation statistique Bayésienne d'un modèle dynamique à état latent

Dans ce travail, nous proposons de considérer l'ajustement du modèle de déplétion dans le cadre des modèles dynamiques à états latents.

### 2.2.1. Modèle à état latent (State Space Model SSM)

Les modèles dynamiques à états latents constituent un cadre général de modélisation en dynamique de population permettant de prendre en compte deux sources d'incertitudes dans les modèles dynamiques et les prédictions (Hilborn and Peterman 1996 dans Lucato 2006 ; Buckland et al. 2004 ; Meyer et Millar 1999; Punt 2003 ; Rivot et al 2004, Ono 2007) :

- i) l'erreur de processus qui correspond à l'incertitude liée à la dynamique du système modélisé (e.g. la dynamique de population) ;
- ii) l'erreur d'observation, associée au fait que les variables d'état du système sont indirectement observées.

Concrètement, ils permettent par exemple de relier des séries temporelles d'observations, telles que des indices d'abondances (CPUE) à des variables non observées, tels que l'effectif d'une population (Meyer et Millar 1999).

Le système d'équation (5) définit le cadre général des SSM.

$$(5) \quad \begin{cases} X_{t+1} = f(X_t, \theta, z_t, \varepsilon_t) \\ y_t = g(X_t, \theta, \omega_t) \end{cases}$$

La première équation correspond à l'équation de processus, qui définit la loi de transition de l'état  $X$  au pas de temps  $t+1$  sachant  $X$  au pas de temps  $t$ , les paramètres  $\theta$ , et la covariable de contrôle  $z$  (dépendante du temps). Cette loi de transition est rendue stochastique par un terme d'erreur noté  $\varepsilon_t$ . On peut aussi la noter sous la forme d'une probabilité de transition markovienne  $p(X_{t+1} / X_t, \theta, z)$ . L'équation d'observation définit le lien entre les observations  $y$ , la variable d'état et les paramètres  $\theta$ , bruité par un terme d'erreur noté  $\omega_t$ . Elle est notée  $p(y_t / X_t, \theta)$ .

### 2.2.2. Ajustement bayésien

Les statistiques bayésiennes (Gelman et al 2004) sont un cadre de référence pour la modélisation stochastique et statistique, l'inférence et la prédiction dans de nombreux domaines : sciences sociales, économie, finance, bio-médical, environnement etc. (Efron 1986 ; Clark 2005). En halieutique, l'approche bayésienne est très utilisée depuis les années 90 (Punt et Hilborn 1997 ; Mac Allister et Kirkwood 1998 ; Walters et Ludwig 1994 ; Harwood et Stockes 2003).

Dans le cadre bayésien, l'incertitude sur l'état des connaissances des variables inconnues d'un modèle,  $\psi$  (variables d'états et paramètres), s'exprime sous la forme d'une distribution de probabilité. La spécification du modèle nécessite de définir la fonction de vraisemblance, comme dans tout modèle statistique, mais également de définir une distribution de probabilité a priori pour les inconnues  $p(\psi)$ . Cette étape offre la possibilité d'introduire de l'information a priori dans le modèle (Punt et Hilborn 1997) à partir de connaissances d'experts ou de l'analyse de données externes. C'est un avantage essentiel du développement de nombreux modèles de pêche en environnement « data-poor ». La formule de Bayes (6) permet de mettre à jour la loi a priori par les données (par l'intermédiaire de la fonction de vraisemblance) pour obtenir une distribution a posteriori  $p(\psi / \text{données})$ .

$$(6) \quad p(\psi / \text{données}) = \frac{p(\psi) p(\text{données} / \psi)}{\int p(\psi) p(\text{données} / \psi) d\psi}$$

### 2.2.3. Ajustement bayésien d'un SSM

L'analyse bayésienne d'un SSM consiste à estimer la distribution jointe a posteriori de tous les paramètres  $\theta$  et de toutes les variables d'état  $X p(\theta, X_1, \dots, X_n / y_1, \dots, y_n)$ , ainsi que les distributions marginales des paramètres  $p(\theta / y_1, \dots, y_n)$  et des états inconnus  $p(X_1, \dots, X_n / y_1, \dots, y_n)$ .

Le cadre de modélisation apporté par les SSM permet de prendre en compte les erreurs de processus et d'observation dans un cadre probabiliste robuste. Grâce à la flexibilité offerte par la méthode d'estimation par simulation de Monte Carlo, la dynamique des systèmes complexes incluant des variables latentes peut être combinée avec des modèles statistiques provenant de diverses sources d'informations permettant ainsi de combiner de multiples sources de données. Il devient alors possible de travailler avec des modèles non linéaires ainsi que des erreurs non gaussiennes (Dennis 1996; Clark 2005). L'écologiste numérique peut désormais travailler avec le modèle qu'il veut au lieu d'être limité aux modèles imposés par les cadres mathématiques de références (e.g. Filtre de Kalman).

### 2.2.4. Détail technique

En pratique, l'estimation de la distribution jointe a posteriori des paramètres s'appuie sur des méthodes de simulation de Monte Carlo. L'échantillonnage s'effectue grâce à des algorithmes stochastiques. Deux grandes familles d'algorithmes existent : MCMC (Monte Carlo par Chaîne de Markov) et S.I.R (Sampling Importance Resampling). Les méthodes de Monte Carlo sont actuellement les méthodes les plus utilisées. Le logiciel gratuit Winbugs (Bayesian inference Using Gibbs Samples) téléchargeable sur le site ([www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs/](http://www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs/)) utilisé dans cette étude fonctionne sur la base d'un algorithme de type MCMC. Il peut être interfacé avec le logiciel R ([www.r-project.org](http://www.r-project.org)) via certains packages tels que BRugs. Un exemple de code Winbugs est fourni en annexe 6.

## 2.3. Ajustement bayésien du modèle de déplétion pour la pêcherie de poulpe marocaine.

### 2.3.1. Le modèle développé

Le système d'équation (7) définit le modèle appliqué dans cette étude à chaque période de déplétion. En ce basant sur l'approximation de Pope (1972), les captures, le recrutement secondaire et l'indice d'abondance ont été affectés au milieu du pas de temps  $t$ .

$$(7) \quad \left\{ \begin{array}{l} N_1 : \text{abondance initiale} \\ N_{t+1} = (N_t e^{-M_t} - c_t e^{-M_t/2} + \lambda_t \text{Re}^{-M_t/2}) e^{\varepsilon_t} \\ \varepsilon_t \sim N(0, \sigma_p^2) \\ i_t = q \left( \frac{N_t + N_{t+1}}{2} \right) e^{\omega_t} \\ \omega_t \sim N(0, \sigma_o^2) \end{array} \right.$$

L'indice  $t$  correspond au pas de temps du modèle: le mois. Les erreurs de processus et d'observation sont logNormales et  $\sigma_o^2 = \sigma_p^2$

Le calendrier civil ne correspond pas au calendrier biologique du poulpe (Figure 4). Dans le modèle, pour chaque saison de déplétion,  $N_1$  correspond à l'effectif initial résultant de l'arrivée du recrutement principal dans la population exploitable. Au Maroc, il s'observe au mois de novembre, date d'ouverture de la pêcherie. En conséquence,  $t=1$  correspond au mois de novembre de l'année civile  $y$ . La cohorte issue du recrutement automnal de l'année civile  $y$  est exploitée jusqu'au début de l'été de l'année

civile suivante. Le pic de recrutement secondaire affectant la population au printemps de l'année civile y+1 a été inclus dans la sélection de données. Les séries de captures et IA ont du être sélectionnées afin de traduire les périodes de déplétion (recrutement principal et secondaire). Les mois compris entre la fin de l'été et le milieu de l'automne, caractérisés par une forte augmentation de la CPUE liée à l'arrivée du recrutement principal ont été exclus de l'analyse (Figure 4). L'ensemble des périodes sélectionnées sont présentées en annexe 4.

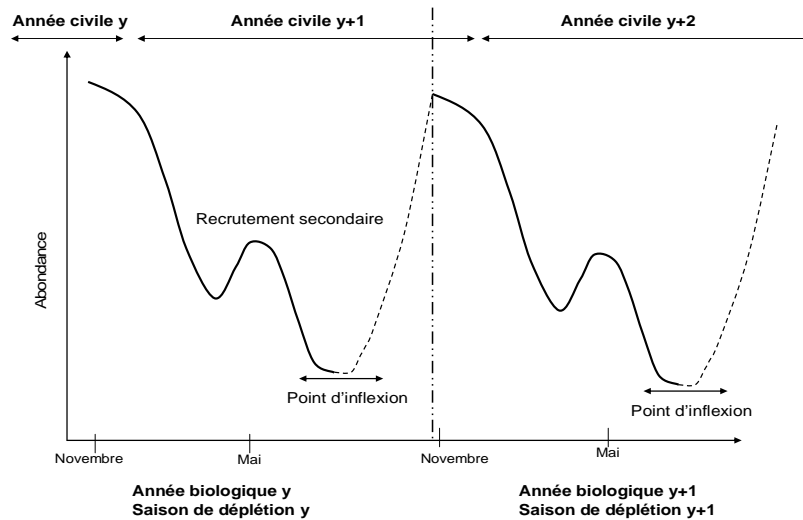


Figure 4. Décalage entre l'année civile et l'année « biologique » du poulpe dans les eaux marocaines. La sélection de donnée a été définie par les points d'inflexion entre la fin de l'exploitation du pic de recrutement secondaire et l'arrivée du recrutement principal dans la population. Les lignes pleines correspondent aux données sélectionnées, les données associées aux mois en pointillés ont été exclues de l'analyse.

### 2.3.2. Les hypothèses sur les paramètres connus du modèle

Cette partie vise à décrire l'ensemble des hypothèses émises sur les paramètres connus du modèle, ayant pour objectif de rendre l'analyse cohérente avec le cas d'étude marocain.

La courbe de mortalité naturelle est définie par une courbe logistique (9), caractérisée par une mortalité naturelle cumulée de 75 % au bout de 12 mois et de 100% au bout de 18 mois (Figure 5). L'hypothèse sous jacente est que la mortalité post-ponte est très importante chez le poulpe. Une mortalité naturelle différente pour les deux cohortes a été implémentée.  $M_t$  correspondant à la mortalité naturelle affectant la cohorte issue du recrutement principal, elle est très faible jusqu'au mois 7 puis elle augmente atteignant un plateau au bout de un an.  $M'_t$  correspond au rythme de mortalité affectant le recrutement secondaire, il est décalé de 6 à 7 mois par rapport à  $M_t$ .

Le paramètre  $\lambda_t$  décrit le rythme d'arrivée du recrutement secondaire dans la population. Il intervient entre le mois 4 et 9, soit les mois de février et juin, il est maximal au mois d'avril (Figure 5).

$$(9) \quad M_t = \frac{K}{1 + ae^{-r*t}} + M_0 \quad \text{où } t= 10, r=1, K=0.5, a=22026 \text{ et } M_0=0.05$$

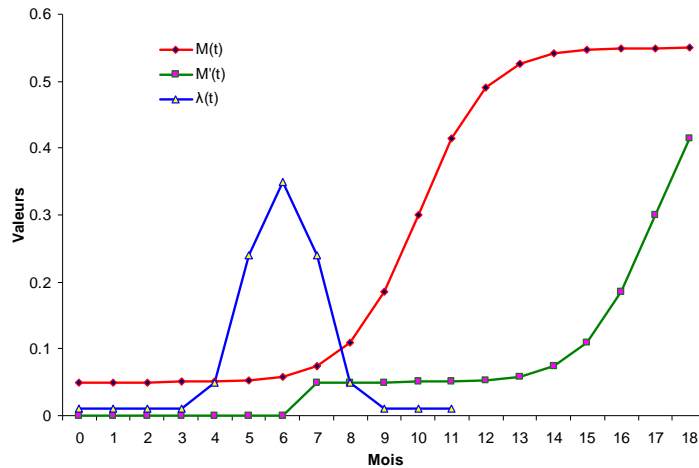


Figure 5. Différents rythmes de mortalité naturelle,  $M_t$  et  $M'_t$  ainsi que le rythme d'arrivé du recrutement secondaire  $\lambda_t$  sur 18 mois.  $T=1$  indique le début de la phase de déplétion (mois de novembre).

### 2.3.3. Choix des distributions a priori

Les paramètres inconnus du modèle pour lesquels un prior doit être défini sont :

- $N_1$ , l'effectif initial en début de saison
- $q$ , le coefficient de proportionnalité entre  $i$  et  $N$
- $\sigma^2$ , la variance des erreurs de processus et d'observation supposés égaux par défaut.

De manière générale, nous avons privilégié des distributions peu informatives pour les trois paramètres à estimer. La spécification des priors sera donnée plus tard dans le rapport.

## 2.4. Etude de faisabilité et d'identifiabilité par une approche de simulation ajustement

### 2.4.1. Démarche générale

Un problème d'identifiabilité entre le paramètre  $N_1$  et  $q$  dans le cas de données peu informatives, est mis en évidence dans la littérature (Restrepo 2001 ; Mac Allister et al 2004). Avant de procéder à l'analyse des données réelles, il est donc important d'évaluer la faisabilité et la qualité des inférences. Pour cela, plusieurs configurations contrastées de données et de priors seront testées par simulation, afin d'identifier dans quelles conditions les inférences obtenues sont correctes. Cette approche de simulation ajustement se décompose en trois étapes (Figure 6): i) Simulation de données à paramètres connus définissant les trajectoires de captures et d'indices d'abondance ; ii) Estimation bayésienne des paramètres à partir des séries de données simulées ; iii) Comparaison entre les valeurs estimées et les valeurs simulées.

23 scénarios, définis par des jeux de paramètres et de priors différents, ont été testés dans cette étude (Tableaux 1 et 2) L'analyse des résultats nous apportera des éléments de réponse et de discussion autour de 5 grandes problématiques :

- Quelle est l'influence du niveau de bruit contenu dans les données ?
- Les inférences sont-elles sensibles au prior sur  $N_1$  ?
- La qualité d'ajustement s'améliore t-elle lorsque l'on dispose de plusieurs séries d'IA
- Peut-on estimer l'intensité du recrutement secondaire ?
- Les inférences sont-elles sensibles à l'hypothèse faite sur la mortalité naturelle ?

### 1. Simulations

### 2. Ajustement

### 3. Comparaison

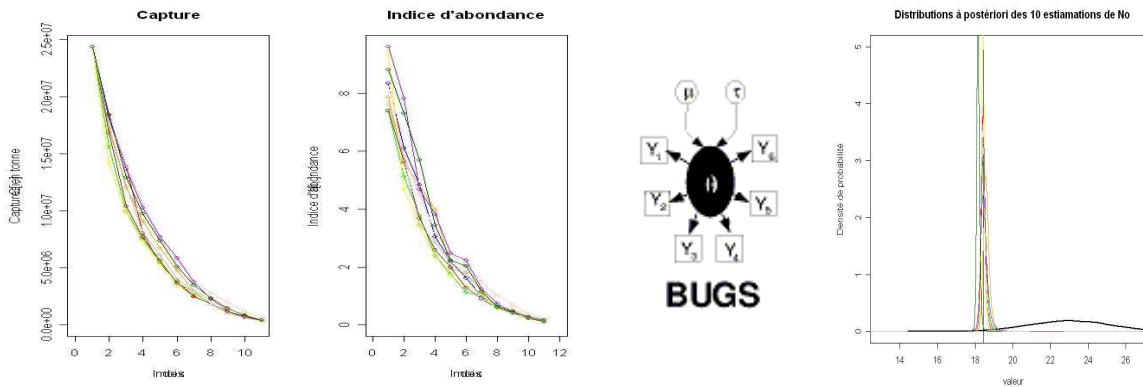


Figure 6. 1. Simulations de 10 jeux de données ; 2. Ajustements indépendants des paramètres à partir des 10 jeux de données à l'aide du logiciel winbugs ; 3. Les lois a posteriori obtenues sont comparées aux « vraies valeurs » ayant servis à simuler les données.

### 2.4.2. Approche par simulation – ajustement

#### Principe

Deux séries de données sont nécessaires à l'ajustement du modèle de déplétion, une série de captures  $C_t$  utilisée dans l'équation de processus, et une série d'indices d'abondance  $i_t$ . La série de captures est créée à partir de l'équation (9) où  $h_t$  définit le taux d'exploitation, et  $M_t$  la mortalité naturelle. L'indice d'abondance est défini en fixant la valeur de  $q_1$  dans l'équation (10). Les deux séries sont construites sur 12 pas de temps (correspondant aux 12 mois de l'année).

$$(9) \begin{cases} N_{t+1} = (N_t e^{-M_t} - C_t e^{-M_t/2} + \lambda_t R e^{-M_t'/2}) e^{\varepsilon_t} \\ C_t = h_t N_t e^{-M_t/2} \\ \varepsilon_t \sim N(0, \sigma_p^2) \end{cases}$$

$$(10) \begin{cases} i_t = q_1 \left( \frac{N_t + N_{t+1}}{2} \right) e^{\omega_t} \\ \omega_t \sim N(0, \sigma_o^2) \end{cases}$$

Pour chaque jeu de paramètres ( $M_t, M'_t, \lambda_t, h_t, q, R, N_1$  et  $\sigma_o^2$ ) fixés, les simulations des trajectoires de  $c$  et  $i$  sont aléatoires du fait des erreurs de processus dans l'équation dynamique et des erreurs d'observation dans l'équation d'observation. Chaque trajectoire peut donc conduire à une estimation différente des paramètres. Pour tester la qualité de l'estimation « en moyenne », il est important de réaliser l'analyse sur plusieurs trajectoires. Dix est un compromis entre l'objectif statistique et la faisabilité pratique de l'étude.

Pour chaque trajectoire de données ( $c_t, i_t$ )<sub>t=1,...,n</sub>, une estimation bayésienne des variables inconnues du modèle ( $q, \sigma_o^2, R, N_1, \dots, N_n$ ) est réalisée en considérant les paramètres ( $M_t, M'_t, \lambda_t$ ) comme connus et en fixant des lois a priori sur  $N_1, q, \sigma_o^2$  et  $R$ .

Cette analyse est réalisée sur 23 scénarios différents. Chaque scénario comprend un cycle de simulation (10 trajectoires) et d'estimation (10 estimations correspondant aux 10 trajectoires). Les scénarios sont obtenus en croisant :

- différentes configurations de données : Choix des paramètres  $M_t, M'_t, \lambda_t, h_t$  et  $\omega$
- différents choix de distributions a priori sur les inconnues  $q, \sigma_o^2, R, N_1$

Ces scénarios sont détaillés dans la suite du rapport et synthétisés dans les Tableaux 1 et 2.

## Détails techniques

Tous les ajustements sont réalisés par simulations MCMC sous OpenBUGS 3.0.3 selon la même méthode. Le choix du nombre d'itérations mises en œuvre dans l'analyse bayésienne repose sur un travail préliminaire non présenté ici. 3 chaînes MCMC indépendantes ont été lancées à partir de trois initialisations différentes. Une période de chauffe (pendant laquelle les tirages ne sont pas conservés) de 100.000 itérations a été définie. Après cette période de chauffe, 1 itération sur 10 est conservée afin de réduire l'autocorrélation dans les tirages MCMC. Les inférences sont réalisées sur la base d'un échantillon final de taille 30.000 issu des trois chaînes de taille 10.000. La convergence des chaînes MCMC pour toutes les inconnues a été testée à l'aide du diagnostic de Gelman-Rubin. Les temps de calcul requis sont importants. Chaque scénario défini par 10 simulations a nécessité un temps de calcul d'environ 1h30 (Processeur Intel Duo-core 2Gz).

## Quantification de la qualité d'ajustement

La qualité de l'ajustement se mesure par la comparaison entre les distributions a posteriori des  $\theta$  et les vraies valeurs des  $\theta$ . Cette comparaison repose sur le croisement de trois critères complémentaires :

- un critère graphique des profils des densités a posteriori. On compare ici la forme des 10 distributions a posteriori de chaque configuration avec les valeurs vraies utilisées lors de la simulation de données de chaque scénario.

- l'étude des écarts quadratiques moyens (EQM) et des écarts relatifs moyens (ERM).

L'EQM donne des informations sur le biais et les incertitudes de l'ajustement bayésien. Pour chaque simulation  $s$  ( $s=1, \dots, 10$ ), on calcule pour chaque paramètre un EQM $_s$  (11a) où  $G$  est la taille de l'échantillon MCMC. EQM pour un paramètre correspond à la moyenne sur les 10 simulations des EQM $_s$  (11b). Une faible valeur de l'EQM indique une distribution peu biaisée ou peu dispersée.

$$(11a) \quad EQM_s = \frac{1}{G} \sum_{i=1}^G (\theta_s^i - \theta_{true})^2 \quad (11b) \quad \overline{EQM} = \frac{1}{10} \sum_{s=1}^{10} EQM_s$$

L'ERM renseigne sur le biais de l'estimation d'un paramètre. Pour chaque paramètre et pour chaque simulation  $s$  ( $s=1, \dots, 10$ ) on calcule un ERM $_s$  (12a), puis un ERM moyen sur les 10 simulations (12b). Un ERM positif traduit la surestimation du paramètre et inversement.

$$(12a). \quad ERM_s = \frac{1}{G} \sum_{i=1}^G \left( \frac{\theta_s^i - \theta_{true}}{\theta_{true}} \right) \quad (12b). \quad \overline{ERM} = \frac{1}{10} \sum_{s=1}^{10} ERM_s$$

### 2.4.3. Une étude de simulation - ajustement cohérente avec le cas d'étude de la pêcherie marocaine et répondant à des questions concrètes

23 scénarios différents sont testés. Ces scénarios sont présentés comme des variations autour du scénario 1, qui définit la configuration de référence (Tableau 1 et Tableau 2).

#### Scénario 1 : Configuration de référence

Cette configuration a pour objectif de traduire les caractéristiques moyennes des données issues de la pêcherie marocaine. Les données simulées présentent un taux d'exploitation élevé, une mortalité naturelle affectant 75 % de la population au bout de 12 mois (Figure 5) et un bruit dans les données qualifié de moyen ( $CV_0 = 0.1$ ).

Dans la configuration de base, le recrutement secondaire est nul dans la simulation des données, et considéré comme nul a priori dans la phase d'ajustement. La configuration 20 repose sur les mêmes paramètres que le scénario 1 mais inclut l'estimation du recrutement secondaire, en considérant le paramètre  $\lambda_1$  comme connu suivant la courbe présentée Figure 5. L'ajustement du modèle s'effectue sur 12 pas de temps et à l'aide d'un seul indice d'abondance. Les distributions a priori sont peu informatives (Tableau 1). En particulier, le prior sur  $N_1$  est peu informatif mais centré sur la valeur « vraie ».

Tableau 1. Priors sur les 4 paramètres inconnus du modèle définissant la configuration de référence (scénario 1). Afin de mieux maîtriser la forme des priors sur  $N_1$  et  $q$ , les distributions ont été paramétrées à partir du mode et du coefficient de variation.

Prior sur  $R$  : Dans la configuration de base, le paramètre  $\lambda_t$  est considéré comme nul a priori. Aucun recrutement secondaire n'est estimé. Le prior sur  $R$  n'a donc aucune influence. Le choix du prior sur  $R$  permet de traduire le fait que le recrutement secondaire est plus faible que le recrutement principal. Les choix des formes de priors sont présentés dans le tableau 1.

Variable	Loi	Paramètre
$N_1$	LogNormale	mode = $10^8$ CV = 10
$q$	LogNormale	Mode= $10^{-7}$ CV = 1000
$R$	$\alpha_R \sim \text{Uniforme}(\alpha_{\min}, \alpha_{\max})$ $R = \alpha_R * N_1$	$\alpha_{\min}=0$ $\alpha_{\max}=1$
$\sigma_{o,y}^2$	$\text{Log}(\sigma_{o,y}^2) \sim \text{Uniforme}(\sigma_{\min}, \sigma_{\max})$ $CV_{\sigma_{o,y}} = e^{\sigma_{o,y}^2} - 1$	$CV_{\min} = 0.001$ $CV_{\max} = 100$

### Scénarios 1-5 et 21. Influence du niveau d'information contenu dans les données

Le niveau d'information dans les données est contrôlé par trois facteurs : le taux de déplétion ( $I_t/I_1$ ), le niveau de bruit défini par  $\sigma_o^2$  et le nombre de pas de temps introduit dans l'estimation.

#### Le taux de déplétion

Dans le modèle, le taux de déplétion, contrôlé essentiellement par les captures, a une influence forte sur la quantité d'information dans les données. Les données sont dites informatives si le taux d'exploitation est fort et inversement. Pour tester l'influence de cette information, trois scénarios contrastés sont testés. Le premier (S1) simule une déplétion forte et constante de la population de poulpe. Le taux d'exploitation est considéré comme constant  $h=0.25$  pour chaque pas de temps et les captures atteignent, cumulées sur un an, 75 % de la population initiale. Le second (S2) simule une déplétion faible, on pose  $h=0.05$  et les captures cumulées atteignent seulement 30% de la population. Le troisième scénario (S3) modélise une déplétion forte de 80% mais caractérisée pas un taux d'exploitation non homogène au cours de l'année. L'analyse des résultats des simulations S1, S2, S3 permettra de savoir dans quelle mesure la qualité d'ajustement du modèle dépend de l'intensité de la déplétion observée dans la population.

#### Le niveau de bruit dans les données

Les données dont on dispose sont généralement entachées d'erreurs de mesure ou d'échantillonnage. Afin de quantifier l'impact du niveau de bruit de processus et d'observation dans les données sur la qualité d'ajustement, on teste la qualité de l'ajustement obtenu à partir de données simulées sous plusieurs valeurs du coefficient de variation  $CV_o$  qui mesure la dispersion relative du processus dynamique et du processus d'observation. Trois niveaux de bruit ont été testés, un bruit qualifié de faible correspondant à un CV de 0.05 (S4), un niveau moyen où le CV vaut 0.1 (S1) et un niveau de bruit fort CV vaut 0.3 (S5).

#### Le nombre de pas de temps

Lorsqu'on explore le jeu de données marocain, on remarque que les périodes de déplétion sélectionnées sont souvent plus courtes que les 12 pas de temps de référence car les saisons de pêche durent moins d'un an. Afin de pouvoir comparer, toutes choses étant égales par ailleurs, la qualité d'ajustement en fonction du nombre de pas de temps, l'ajustement du scénario 1 a été répété en considérant cette fois que seules les données des 6 premiers pas de temps sont disponibles (S21).

Tableau 2. Synthèse des caractéristiques des différents scénarios testés.

Paramètres et priors définissant les 23 scénarios testés. Les scénarios en gris clair sont tous ajustés sur les données définies par le jeu de paramètres du scénario 1. Les scénarios en gris foncé sont tous ajustés sur les données définies par le jeu de paramètres du scénario 2.

(\*) : indique que les paramètres sont pris égaux à la référence :

- prior sur  $N_1$  : mode =  $10^8$  (simulation et ajustement)  
cv =10 (ajustement)
- taux d'exploitation par pas de temps :  $h=0.25$  sur tous les pas de temps (simulation)
- Erreur :  $CV_o=0.1$  (simulation)
- Nombre de pas de temps = 12 (simulation et ajustement)
- Nombre de séries d'indices d'abondance =1 (simulation et ajustement)
- Recrutement secondaire  $R = 0$  (simulation et ajustement considérant  $\lambda_t=0$ )
- Mortalité naturelle (simulation et ajustement) : affecte 75 % de la population au bout de 12 mois (paramètres de la sigmoïde  $t = 10, r=1, K=0.5, a=22026$  et  $M_0=0.05$ )

(\*\*) : Scénario 20. Le seul scénario pour lequel le recrutement secondaire est estimé. La simulation est réalisée sous l'hypothèse  $\alpha_R = 1/3, N_1$ . L'ajustement est réalisé sous l'hypothèse du prior de base sur  $R$  (Tableau 1). Simulation et ajustement sont réalisés avec les paramètres  $\lambda_t$  de la Figure 5.

Scénario	Prior de $N_1$ CV	Mode	Taux d'exploitation à 12 mois	Erreur $CV_o=CV_p$	Pas de temps (n)	Nombre d'IA	R	M
1	*	*	*	*	*	*	*	*
2	*	*	30%	*	*	*	*	*
3	*	*	80% variable	*	*	*	*	*
4	*	*	*	0.05	*	*	*	*
5	*	*	*	0.3	*	*	*	*
6	1	$10^8$	*	*	*	*	*	*
7	1	$10^7$	*	*	*	*	*	*
8	1	$10^9$	*	*	*	*	*	*
9	10	$10^7$	*	*	*	*	*	*
10	10	$10^9$	*	*	*	*	*	*
11	1	$10^8$	30%	*	*	*	*	*
12	1	$10^7$	30%	*	*	*	*	*
13	1	$10^9$	30%	*	*	*	*	*
14	10	$10^7$	30%	*	*	*	*	*
15	10	$10^9$	30%	*	*	*	*	*
16	*	*	*	*	*	*	*	Constant
17	*	*	*	*	*	*	*	Surestimé 99%
18	*	*	*	*	*	*	*	Sous estimé 50%
19	*	*	*	*	*	*	*	Linéaire
20 (**)	*	*	*	*	*	*	$\lambda_t R$	*
21	*	*	*	*	6	*	*	*
22	*	*	*	*	*	3	*	*
23	*	*	*	*	*	3	*	*

### Scénarios 1,2, 6-15. Sensibilité aux priors

Les inférences risquent d'être sensibles au choix de la distribution a priori sur  $N_1$ . Cette sensibilité devrait varier en fonction du niveau d'information contenu dans les données. On étudie cette sensibilité en comparant les estimations obtenues avec différents prior sur  $N_1$  en faisant varier la position et la dispersion du prior et ce dans le cas de scénarii pour lesquels les données sont plus ou moins informatives.

#### Influence du prior sur $N_1$

Dans les scénarii S6, S7, S8, S9 et S10 les données utilisées lors de l'ajustement (10 trajectoires à chaque fois) sont les mêmes que celles du scénario 1. Seule la définition du prior sur  $N_1$  change par rapport à S1.



Dans S6, S7 et S8 un prior « informatif » sur  $N_1$  est testé. Ce prior est moins dispersé que dans S1 (CV=1 au lieu de CV=10 dans S1). Les scénarii 7 et 8 sont « faussement informatifs » car ils sont peu dispersés (CV=1) et leur mode est décalé d'un facteur 1/10 ou 10 par rapport à la valeur vraie. Les scénarii 9 et 10 ont des priors dispersés (CV=10) mais des modes respectivement sous et surestimés d'un facteur 10.

#### Sensibilité au prior de $N_1$ en fonction de la quantité d'information contenue dans les données

On s'attend à ce que l'influence du prior soit plus grande dans le cas de « données non informatives » que dans le cas de « données informatives ». Des résultats préliminaires montrent que le taux de déplétion est un facteur prédominant de la quantité d'information contenue dans les données.

L'analyse de sensibilité au prior sur  $N_1$  réalisée avec des données informatives (Scénarii 1, 6, 7, 8, 9,10) est répétée en considérant les données moins informatives du scénario 2, obtenues sous l'hypothèse d'un taux de déplétion final plus faible. On comparera alors les résultats obtenus entre les scénarii S2 et S11, S12, S13, S14 et S15, tous réalisés à partir des données du S2 mais en modifiant le prior sur  $N_1$  (Tableau2).

#### **Scénarios 1,2, 22, 23. Influence du nombre d'équations d'observation**

Lorsque l'on dispose de plusieurs indices d'abondance, par exemple des Cpue de différentes flottilles, pour ajuster le modèle, on augmente la quantité d'information présente dans les données. Ainsi on espère améliorer la qualité des ajustements des paramètres.

A partir des paramètres et priors du scénario 1, on simule 10 trajectoires de captures et 10 trajectoires pour un premier IA, caractérisé par une capturabilité  $q_1$ , et un second IA, caractérisé par une capturabilité  $q_2$  (équation 13). On teste alors les résultats obtenus entre un ajustement réalisé à partir d'un seul indice d'abondance (S1) et un ajustement réalisé à partir de deux indices (S22).

$$(13) \quad \begin{cases} i_{1,t} = q_1 \left( \frac{N_t + N_{t+1}}{2} \right) e^{\omega_t} \\ i_{2,t} = q_2 \left( \frac{N_t + N_{t+1}}{2} \right) e^{\omega_t} \\ q_1 \neq q_2 \end{cases}$$

#### **Scénario 20. Estimation du recrutement secondaire**

Le recrutement secondaire est défini dans notre équation par  $\lambda_t * R$ , où R est l'intensité du recrutement secondaire et  $\lambda_t$  le rythme mensuel d'arrivée du recrutement. Toutes les simulations de données et les ajustements précédents ont été réalisés sans recrutement secondaire. Ici, on teste la capacité du modèle à estimer correctement R lorsque le recrutement secondaire a effectivement été introduit dans les séries de données simulées. Le modèle d'estimation présente les mêmes valeurs de  $\lambda_t$  que celles définies dans la figure 5. Le prior sur R est proportionnel à  $N_1$ , par l'intermédiaire d'un paramètre à estimer,  $\alpha_R$  (Tableau 1).

#### **Scénarios 1, 16-19. Hypothèse sur la mortalité naturelle**

Toutes les simulations précédentes ont été faite en considérant que la mortalité naturelle  $M_t$  était connue sans erreur et égale à la valeur utilisée lors de la simulation de donnée. La courbe 1 de la figure 7 correspond à la meilleure hypothèse que l'on puisse faire sur M à partir de nos connaissances. Pour tester l'influence d'une erreur entre la « vraie mortalité naturelle » et la mortalité supposée lors de l'estimation, on se propose de comparer les résultats des simulations S1, S16, S17, S18 et S19 pour qui la mortalité naturelle utilisée pour simuler les données est différentes de celle utilisée lors de l'estimation.

Quatre courbes différentes ont permis de simuler les données des scénarios 16 à 19. La première courbe testée correspond à une mortalité constante sur tous les pas de temps et égale à 0.2 par mois (S16). La deuxième est une sigmoïde dont le taux de survie après une année est fixé à 90% (S17) et la troisième à 50% (S18). La quatrième courbe de mortalité naturelle est une droite et dont le taux de survie au bout d'une année est fixé à 80% (S19). Au bout de 18 mois, toutes ces courbes conduisent à une mortalité proche de 99%. L'hypothèse faite sur la mortalité naturelle lors de l'ajustement est toujours la même est correspond à celle du scénario 1.

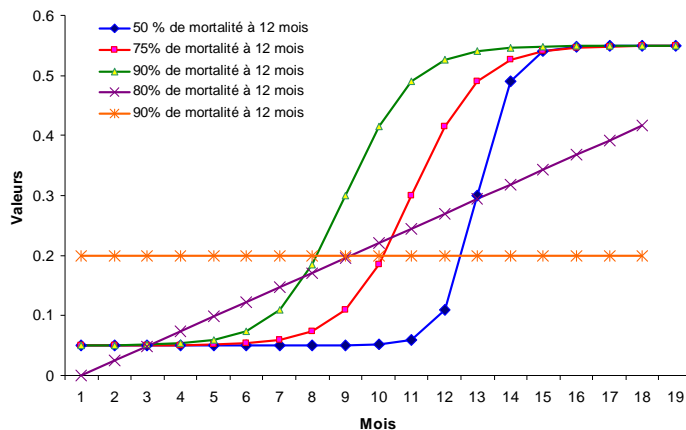


Figure 7. Graphique représentant les 5 hypothèses de mortalité naturelle testées. Les différents figurés définissent : rond (S18), carré (S1), triangle (S17), croix(S18), étoile(S16).

## 2.5. Application aux données marocaines

### 2.5.1. Description des données

Cette étude repose sur les données issues du système de suivi de la pêche hauturière marocaine. Elles nous ont été fournies par le laboratoire des approches et méthodologies de l'INRH.

L'application du modèle de déplétion aux données marocaines nécessite de disposer de données de captures en effectifs, par mois, et une série d'IA en effectifs par mois. Dans cette partie, nous décrivons comment ces données ont été compilées pour les années 1982-2002, ce qui correspond à 21 phases de déplétion, la première commençant en Novembre 1982 et la dernière en novembre 2002.

#### Série de captures

Nous disposons des captures totales annuelles en poids de l'ensemble de la pêcherie sur la période 1982-2005. Une ventilation des captures annuelles par mois est donc nécessaire.

Ne disposant que de données issues de la flottille hauturière marocaine, l'hypothèse faite ici a été de ventiler les captures totales annuelles sur le rythme des captures mensuelles issues de la flottille hauturière.

Les données hauturières décrivent l'ensemble des marées effectuées par chaque matricule par un tonnage de poulpe capturé entre une date de début et de fin de marée. Afin de satisfaire nos besoins en données mensuelles, les données ont du être agrégées. L'hypothèse choisie est guidée par la nécessité de faire apparaître dans la série de captures les périodes de repos biologique. Afin de limiter au maximum le chevauchement entre date de marée et les dates du moratoire, chaque marée a été définie par sa date de milieu de marée. On obtient ensuite, par sommation sur les matricules, une série de captures par mois de l'ensemble de la flotte hauturière entre 1982 et 2005.

Le modèle étant défini en terme d'effectifs et les données disponibles en poids, une transformation à l'aide d'une courbe de poids moyen mensuel a été utilisée (Annexe 2). Cette courbe provient de prélèvements effectués au débarquement, entre 2001 et 2005, sur des navires de pêche côtière et artisanale.

#### Série d'indice d'abondance : IA

L'IA utilisé dans cette étude est une Capture Par Unité d'Effort (CPUE) issue de la flottille hauturière marocaine. La ventilation par mois des CPUE est basée sur la même hypothèse que celle faite pour la série de capture. La série de CPUE est obtenue en divisant les captures hauturières de chaque mois par l'effort enregistré pour ce même mois. L'effort est défini par le nombre de jours de mer (différence entre la date de fin et de début de marée) réalisé par l'ensemble des bateaux de la flottille hauturière marocaine.

La CPUE a également été divisé par la courbe de poids moyen. On obtient ainsi une Cpue mensuelle en nombre.

## Indice upwelling

L'upwelling au niveau des côtes sud marocaines est quasi permanent, atteignant un maximum d'intensité au printemps, et un maximum secondaire en automne (Santos et al.2005), ce qui est cohérent avec l'hypothèse que les pics de recrutement sont en partie contrôlés par les pics d'upwelling (Demarçq et Faure 2000).

Pour tester l'hypothèse selon laquelle les variations interannuelles de l'upwelling côtier des Canaries expliquent la variabilité interannuelle des pics de recrutement principal et secondaire, les estimations des recrutements ont été mises en relation avec un proxy de l'upwelling : l'anomalie de température de surface de la mer.

L'anomalie de température est calculée au printemps, sur les mois d'avril à juin, et à l'automne, sur les mois de septembre à novembre, sur la zone de pêche de Dakhla. Pour chaque saison de chaque année (3 mois de printemps, 3 mois d'automne), l'anomalie est calculée par  $T_{y_{mean}} - T_{mean}$  où  $T_{y_{mean}}$  est la température moyenne sur les trois mois de la saison de pêche de l'année  $y$  et  $T_{mean}$  la moyenne de la température sur toute la série 1985-2005. L'indice environnemental retenue est  $(-1) \cdot (\text{anomalie de température})$ , qui s'interprète directement comme un proxy de l'indice d'upwelling.

Si l'on considère un décalage moyen de 6 mois entre l'éclosion des larves et l'arrivée du recrutement dans la population exploitable, le succès du recrutement principal automnal dépend des conditions hydro-climatiques du printemps précédent. De la même façon, le succès du recrutement secondaire printanier dépend des conditions hydro-climatiques de l'automne précédent.

### 2.5.2. Stratégie de modélisation pour l'application aux données marocaines

On dispose donc de 21 phases de déplétion, chacune caractérisée par une série de captures et d'indices d'abondance par mois. La durée des phases de déplétion n'est pas constante d'une année sur l'autre (Annexe 4). Ces derniers seront analysés dans trois modèles successifs.

Le nombre d'itérations ainsi que la période de « burn-in » pour les trois modèles définis par les trois étapes ci avant, sont identiques à celle décrites dans l'étude de simulation-ajustement.

#### Modèle 1

Dans un premier temps, les 21 phases de déplétion sont traitées indépendamment, selon les hypothèses de modélisation définies par la configuration d'ajustement du scénario 20 (Tableau 2).

#### Modèle 2

D'après l'enseignement issu de l'approche de simulation ajustement, le modèle est peu sensible au prior sur  $N_1$ , dans le cas de données informatives. Le modèle 1 montre que les années pour lesquelles les phases de déplétion sont très informatives, les ajustements sont corrects (faibles incertitudes sur les paramètres). Les années pour lesquelles les données sont peu informatives montrent des estimations peu crédibles, par exemple un  $N_1$  de l'ordre de  $10^9$ . Ces années présentent une forte sensibilité au prior sur  $N_1$ .

Afin d'améliorer la qualité des inférences statistiques pour chaque année, le modèle 2 spécifie des priors informatifs pour  $N_1$  (Annexe 6). Une deuxième solution aurait consisté à introduire dans l'analyse un indice d'abondance supplémentaire. Malheureusement, nous ne disposons pas d'un deuxième indice, cette solution n'a donc pas été mise en œuvre.

Fort des enseignements de l'approche de simulation ajustement, on pourrait alors s'attendre à une nette amélioration des inférences pour les années mal ajustées par le modèle 1.

Afin de construire une distribution a priori informative sur  $N_1$ , nous avons utilisé une expertise sur le taux d'exploitation cumulé annuel (Tableau 3).

#### Modèle 3

A l'issue du modèle 2, certaines inférences semblent encore peu crédibles. Dans l'optique d'améliorer encore la qualité des inférences statistiques nous avons simplifié le modèle pour le rendre plus parcimonieux. L'hypothèse testée ici est de n'ajuster qu'un seul coefficient de capturabilité,  $q$ , et un seul CV sur l'ensemble de la série temporelle (Tableau 3).

Tableau 3. Description des différents priors posés sur les paramètres inconnus des trois modèles traités.

a. Etape 1. Pour  $y = 1, \dots, 21$  (phase de déplétion)

Prior	Variable	Loi	Paramètre
Non informatif	$N_{1,y}$	LogNormale	mode = $10^8$ CV = 10
	$q_y$	LogNormale	Mode= $10^{-7}$ CV = 1000
	$R_y$	$\alpha_R \sim$ uniforme $R_y <- \alpha_R * N_{1,y}$	$\alpha$ min=0 $\alpha$ max =1
	$\sigma_{o,y}^2$	$\sigma_{o,y}^2 \sim$ uniforme  $CV_{-o_y} = e^{\sigma_{o,y}^2} - 1$	CVmin = 0.001 CVmax = 100

b. Etape 2. Pour  $y = 1, \dots, 21$  (phase de déplétion)

Les priors sur tous les autres paramètres sont identiques à l'étape 1.

Prior	Variable	Loi	Paramètre
Non informatif	$N_{1,y}$	$N_{1,y}$ Normale	$\mu N_{1,y} = \text{Cum}_y / h_y$ CV $N_{1,y} = 10$
		$h_y \sim$ beta (alpha, beta)	alpha=2 beta=8

Etape 3. Les priors sur tous les autres paramètres sont identiques à l'étape 1.

Prior	Variable	Loi	Paramètre
	$q$	LogNormale	Modeq= $10^{-7}$ CVLogq = 10
		$\sigma_o^2 \sim$ uniforme  $CV_{-o} = e^{\sigma_o^2} - 1$	CVmin = 0.001 CVmax = 100

### 3. RESULTATS

#### 3.1. Evaluation de la méthode par une approche de simulation – ajustement

L'approche méthodologique de simulation-ajustement a permis d'appréhender la faisabilité des inférences statistiques et le degré de confiance attribué aux sorties du modèle. Les résultats de cette approche sont synthétisés ci-dessous et dans l'annexe 5.

##### 3.1.1. Influence du niveau d'information contenu dans les données

###### Influence du taux de déplétion

La figure 8 illustre l'influence du taux de déplétion sur la qualité des inférences pour les paramètres  $N_1$ ,  $q$  et le CV dans les scénarios S1 et S2. Plus le taux de déplétion est élevé, plus les données sont informatives, moins le biais et l'incertitude autour des estimations des paramètres et de la trajectoire des  $N$  sont grands. La qualité d'ajustement du paramètre de capturabilité semble très sensible à l'intensité de la déplétion.

L'ensemble des paramètres estimés par la simulation S1 présente de très faibles valeurs des ERM, traduisant l'absence de biais dans les estimations. En revanche, pour le scénario S2, les valeurs des ERM sont plus élevées, on observe de manière systématique sur les 10 trajectoires une surestimation du  $q$  et une sous-estimation du  $N_1$ .

L'analyse montre également que pour un taux de déplétion fort mais engendré par une exploitation non homogène sur les 12 pas de temps, la qualité d'ajustement des paramètres est sensiblement la même que dans le scénario S1.

On note que l'incertitude dans l'ajustement des trajectoires des  $N$ , au sein des 10 simulations, est plus importante dans le scénario de faible déplétion (S2). De plus, les premiers pas de temps sont moins bien estimés, ils présentent des distributions plus incertaines, que ceux de la fin de la série.

###### Influence du nombre de pas de temps

A la vue des distributions a posteriori et des calculs des EQM et ERM (Annexe 5), la diminution du nombre de pas de temps semble peu détériorer la qualité d'ajustement des inconnues.

On note néanmoins, une légère sous-estimation de  $q$  en réponse à une légère sur-estimation du  $N_1$ , ainsi qu'une augmentation de l'incertitude autour du CV lorsque l'on réduit le nombre de pas de temps. La qualité d'ajustement des trajectoires des  $N$  semble peu sensible à la diminution du nombre de pas de temps.

###### Influence du niveau de bruit dans les données

La qualité de l'ajustement (mesurée par les EQM et ERM (Annexe 5) et le diagnostic graphique à partir des distributions à posteriori) se dégrade lorsque le niveau de bruit augmente. On observe peu de différence entre les bruits faible ( $CV_o=0.05$ ) et modéré ( $CV_o=0.1$ ). Néanmoins, les valeurs des EQM et ERM sont plus faibles dans le cas d'un bruit faible. Pour un niveau de bruit fort ( $CV_o=0.3$ ), l'ajustement des paramètres  $q$  et CV semble poser plus de problèmes (distributions moins affinées, ERM élevé).

L'influence du niveau d'information contenu dans les données peut être caractérisée par : le taux de déplétion observé dans l'indice d'abondance, le nombre de pas de temps de la série de données et le niveau de bruit dans les données. A la vue des résultats, le facteur prépondérant définissant le niveau d'information contenu dans les données est l'intensité de la déplétion. La qualité de l'ajustement se dégrade fortement lorsque la population est peu déplétée. Dans ce cas, on remarque un problème d'identifiabilité entre les paramètres  $q$  et  $N_1$ . Il semble également que le modèle soit peu sensible à la diminution du nombre de pas de temps. En revanche, lorsque l'on augmente le bruit dans les données les distributions a posteriori deviennent plus incertaines.

##### 3.1.2. Sensibilité au prior sur $N_1$

L'analyse comparée des résultats des scénarios S1, S6, S7, S8, S9 et S10 montre que pour des données informatives (fort taux de déplétion), les inférences ne sont pas sensibles au prior sur  $N_1$  (Annexe 5).

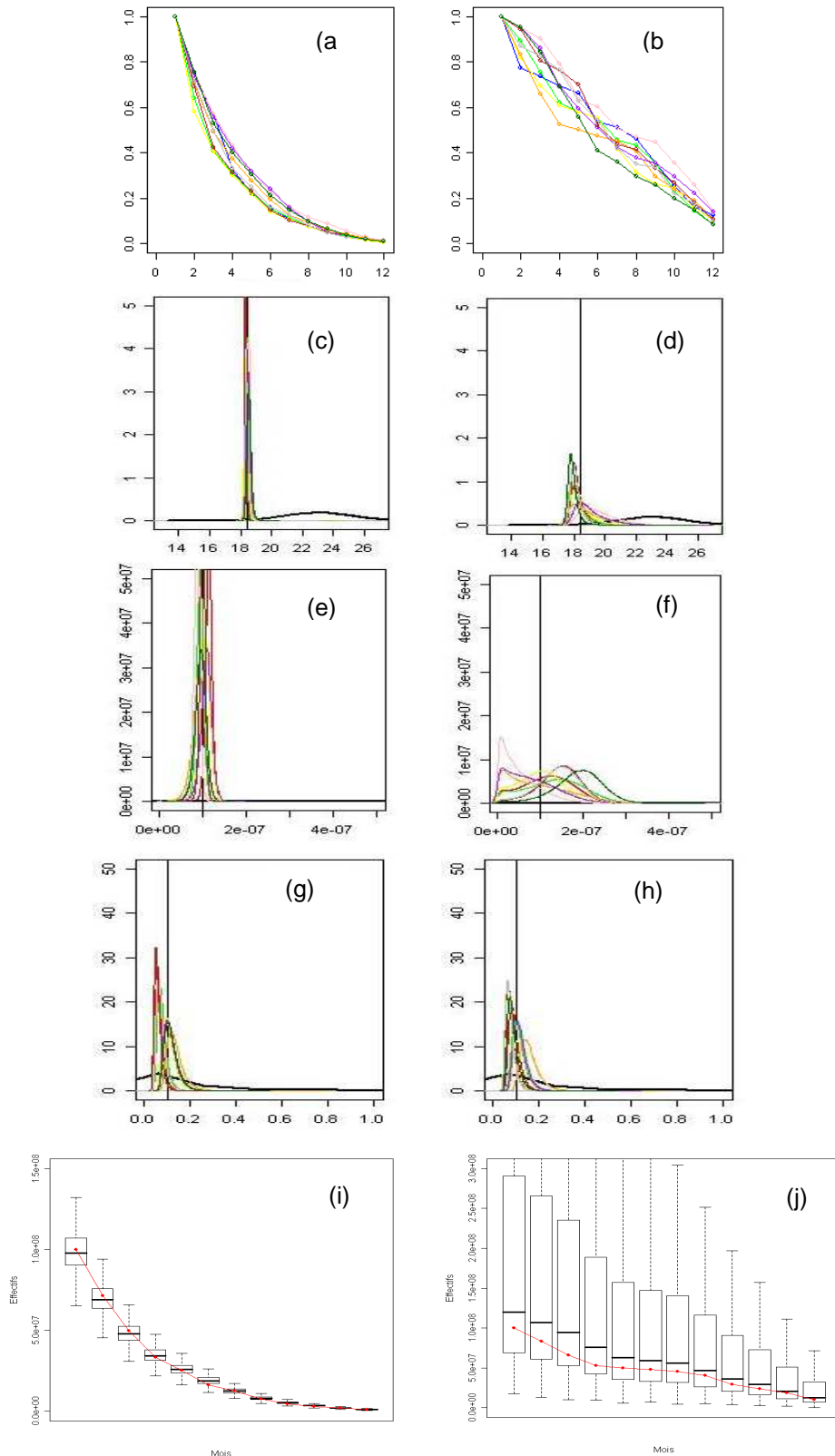


Figure 8. Influence du taux de déplétion sur la qualité des inférences pour les paramètres.\*

(a) et (b) : Séries des indices de déplétion (sur 12 mois) générées dans les scénarios S1 et S2 respectivement

(c) et (d) : Posterior de  $N_1$  (logarithme) pour les scénarios S1 et S2 respectivement (barre verticale : valeur vraie)

(e) et (f) : Posterior de  $q$  pour les scénarios S1 et S2 respectivement (barre verticale : valeur vraie)

(g) et (h) : Posterior de  $CV$  pour les scénarios S1 et S2 respectivement (barre verticale : valeur vraie)

(i) et (j) : Estimation des abondances  $N$  pour les scénarios S1 et S2 respectivement. Trait plein : trajectoire simulée parmi les 10. Boxplot : densité a posteriori pour cette trajectoire.

En revanche, l'analyse comparée des scénarios S11 à S15 montre que l'influence du prior sur  $N_1$  est importante dans le cas de données non informatives. La configuration S15 présente des posteriors bimodaux et S12 des distributions a posteriori très incertaines (Figure 9 et annexe 5). L'identifiabilité du paramètre  $q$  semble compromise dans le cas de données non informatives quelque soit la définition du prior de  $N_1$  car même lorsque le prior sur  $N_1$  est informatif ( $CV=1$ ) et centré sur la bonne valeur, les estimations restent très incertaines et biaisées.

Dans le cas de données informatives, les inférences ne sont pas sensibles au priors sur  $N_1$ . La qualité de l'ajustement des paramètres est comparable quelque soit le prior testé sur  $N_1$ . En revanche, dans le cas de données non informatives, les inférences sont très sensibles au prior sur  $N_1$ . Les biais et les incertitudes sur les inférences sont beaucoup plus élevés.

Il semble que le choix d'un prior informatif soit à double tranchant. Dans le cas d'un prior informatif centré sur la valeur vraie, les biais et les incertitudes diminuent significativement. En revanche, si le prior est faussement informatif (faible dispersion mais mode biaisé), les inférences ont toutes les chances d'être aussi fortement biaisées.

### 3.1.3. Influence du nombre d'équations d'observation

Augmenter le nombre d'indice d'abondance que l'on relie au modèle augmente naturellement la quantité d'information disponible pour effectuer les inférences et améliore ainsi la qualité de l'ajustement.

Néanmoins, dans le cas de données informatives (taux de déplétion fort), la diminution du biais et des incertitudes des lois a posteriori de l'ensemble des paramètres, liée à l'augmentation de la quantité d'information des données, est faible. En revanche, dans le cas de données non informatives, l'apport supplémentaire d'information contenue dans les deux autres indices d'abondance améliore sensiblement les inférences sur les paramètres du modèle. Néanmoins, les posteriors de  $q_1$  restent très incertaines (Figure 9).

### 3.1.4. Estimation du recrutement secondaire

Dans le cas de données informatives, la faisabilité des inférences sur le paramètre  $R$ , intensité du recrutement secondaire, semble garantie. L'ERM suggère une légère surestimation de ce paramètre. L'incertitude autour de l'estimation paraît faible, les posteriors sont plus ou moins resserrés autour de la valeur vraie. La qualité d'ajustement du recrutement principal est dépendante de la bonne actualisation du paramètre  $\alpha$ .

### 3.1.5. Influence de l'hypothèse sur la mortalité naturelle

L'analyse comparée des distributions a posteriori, des ERM et EQM des scénarios S1, S16, S17, S18 et S19 permet de quantifier l'influence d'une mauvaise spécification du rythme de la mortalité naturelle. Plus l'adéquation entre l'hypothèse de simulation des données et celle faite lors de l'ajustement est forte, moins les biais et les incertitudes sur les paramètres inconnus du modèle sont importants. La simulation S19, ayant un pourcentage de mortalité cumulé sur S12 mois le plus proche de l'hypothèse d'estimation présente des valeurs des EQM et ERM plus faible que les simulations 16, S17 et S18. Concernant, les scénarios S16, S17, caractérisés par une surestimation de la mortalité par rapport celle ayant servi à simuler les données, on note une légère sous estimation des  $N_t$  et surestimation de  $q$ . De même, le scénario S18, qui correspond à une hypothèse sur le  $M$  qui sous estime celle ayant généré les données, a tendance à surestimer  $N_t$  et sous estimer  $q$ . Néanmoins, les ordres de grandeurs des biais dans les trois scénarios restent modérés.

En conclusion, les inférences semblent peu sensibles à une mauvaise spécification de la mortalité naturelle.

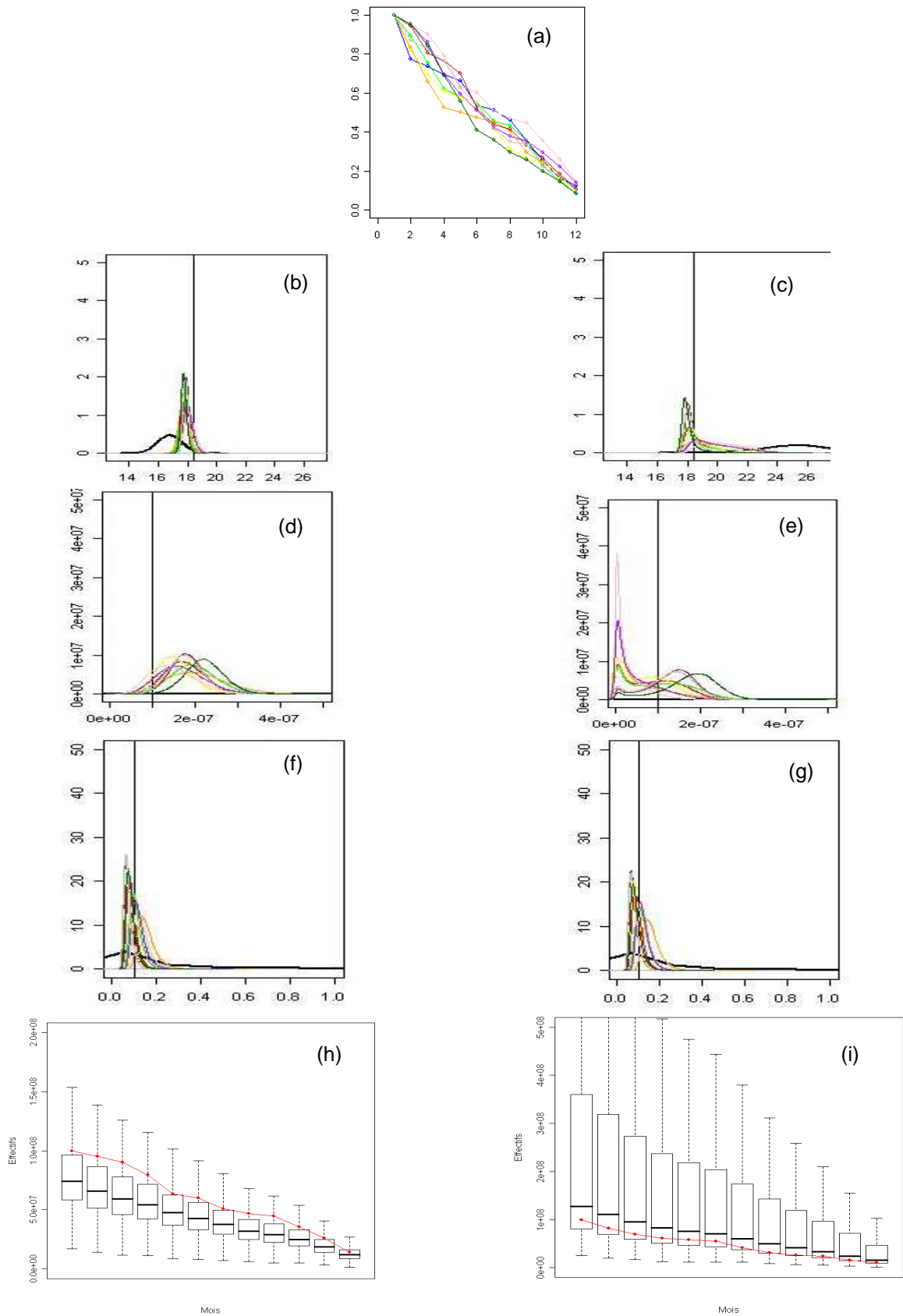


Figure 9. Sensibilité au prior sur  $N_1$  dans le cas de données non informatives S2.

(a) : Séries des indices de déplétion (sur 12 mois) générées dans le scénario S2

(b) et (c) : Posterior de  $N_1$  (logarithme) pour les scénarios S12 et S15 respectivement (barre verticale: valeur vraie)

(d) et (e) : Posterior de  $q$  pour les scénarios S12 et S15 respectivement (barre verticale : valeur vraie)

(f) et (g) : Posterior de CV pour les scénarios S12 et S15 respectivement (barre verticale : valeur vraie)

(h) et (i) : Estimation des abondances  $N$  pour les scénarios S12 et S15 respectivement. Trait plein : trajectoire simulée parmi les 10. Boxplot : densité a posteriori pour cette trajectoire.



### 3.1.6. Conclusions et liens avec le cas d'étude

Cette étude de simulation-ajustement nous a permis de mieux appréhender le comportement du modèle dans différentes configurations de données. Dans l'optique de son application aux données réelles, plusieurs points positifs ressortent:

- La sélection des périodes de déplétion aboutit à des séries annuelles allant de 7 à 12 pas de temps. La faible sensibilité des inférences au nombre de pas de temps nous assure que même lorsque les saisons de déplétion seront courtes (i.e. 5 à 6 mois), les inférences seront possibles.

- Dans le cas où l'on spécifie le rythme d'arrivée du recrutement secondaire et que les données sont dites informatives, le modèle permet d'obtenir des inférences de bonnes qualités sur les paramètres  $R$  et  $\alpha$ . Le modèle nous permettra d'étudier non seulement la variabilité du recrutement principal sur la période d'étude mais également celle du recrutement secondaire

- La qualité des inférences est largement dépendante du taux de déplétion. Les inférences sont de bonne qualité pour des taux de déplétion proches de 80%, i.e. pour des taux de déplétion proches de ceux observés dans la majorité des saisons de pêche. La configuration des vraies données est donc favorable à des inférences de bonne qualité.

- La faible sensibilité du modèle à l'hypothèse faite sur le rythme de la mortalité naturelle apparaît comme un point très positif compte tenu du peu de connaissance et d'expertise sur ce paramètre.

Néanmoins, certaines interrogations subsistent :

- L'étude montre que lorsque le bruit dans les données est élevé, la qualité des inférences se dégrade. Or, aucune information sur le niveau de bruit des données n'est disponible. Il est important de garder cela à l'esprit lors de l'analyse des résultats.

- Nous ne disposons que d'une seule série de CPUE pour mener l'analyse. Or, nous avons montré que dans le cas de données peu informatives, l'apport d'informations supplémentaires via plusieurs séries d'IA améliore significativement la qualité des inférences dans le cas de données peu informatives. Il est donc dommage que plusieurs séries d'IA ne soient pas disponibles.

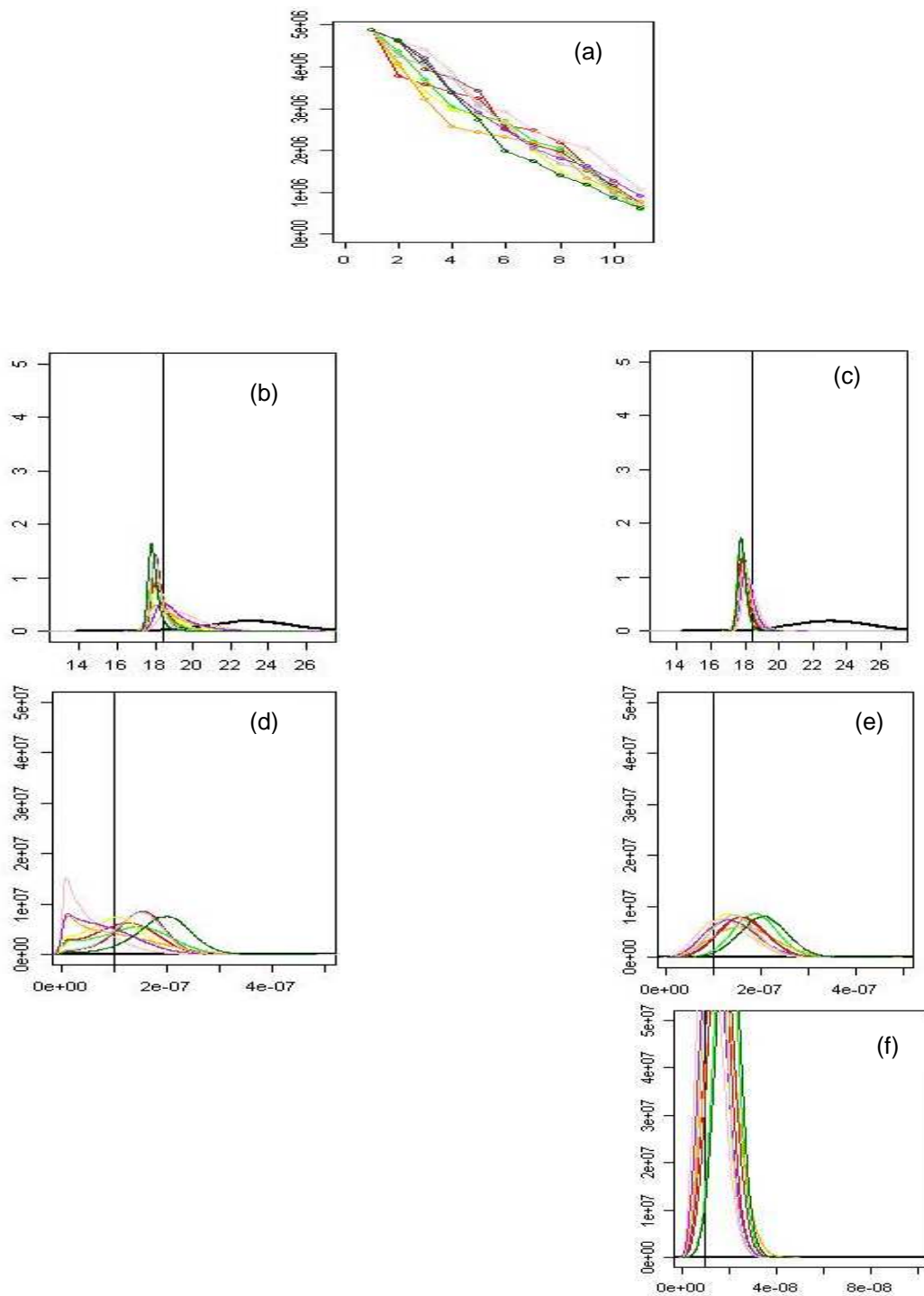


Figure 10. Illustration de l'amélioration de la qualité d'ajustement dans le cas de données non informatives (S2)  
 (a) : Séries des indices de déplétion (sur 12 mois) générées dans le scénario S2  
 (b) et (c) : Posterior de  $N_1$  (logarithme) pour les scénarios S2 et S23 respectivement (barre verticale : valeur vraie)  
 (d) et (e) : Posterior de  $q$  pour les scénarios S2 et S23 respectivement (barre verticale : valeur vraie)  
 (f) : Posterior de  $q$  pour le deuxième indice d'abondance dans le scénario S23.

### 3.2. Applications aux données marocaines

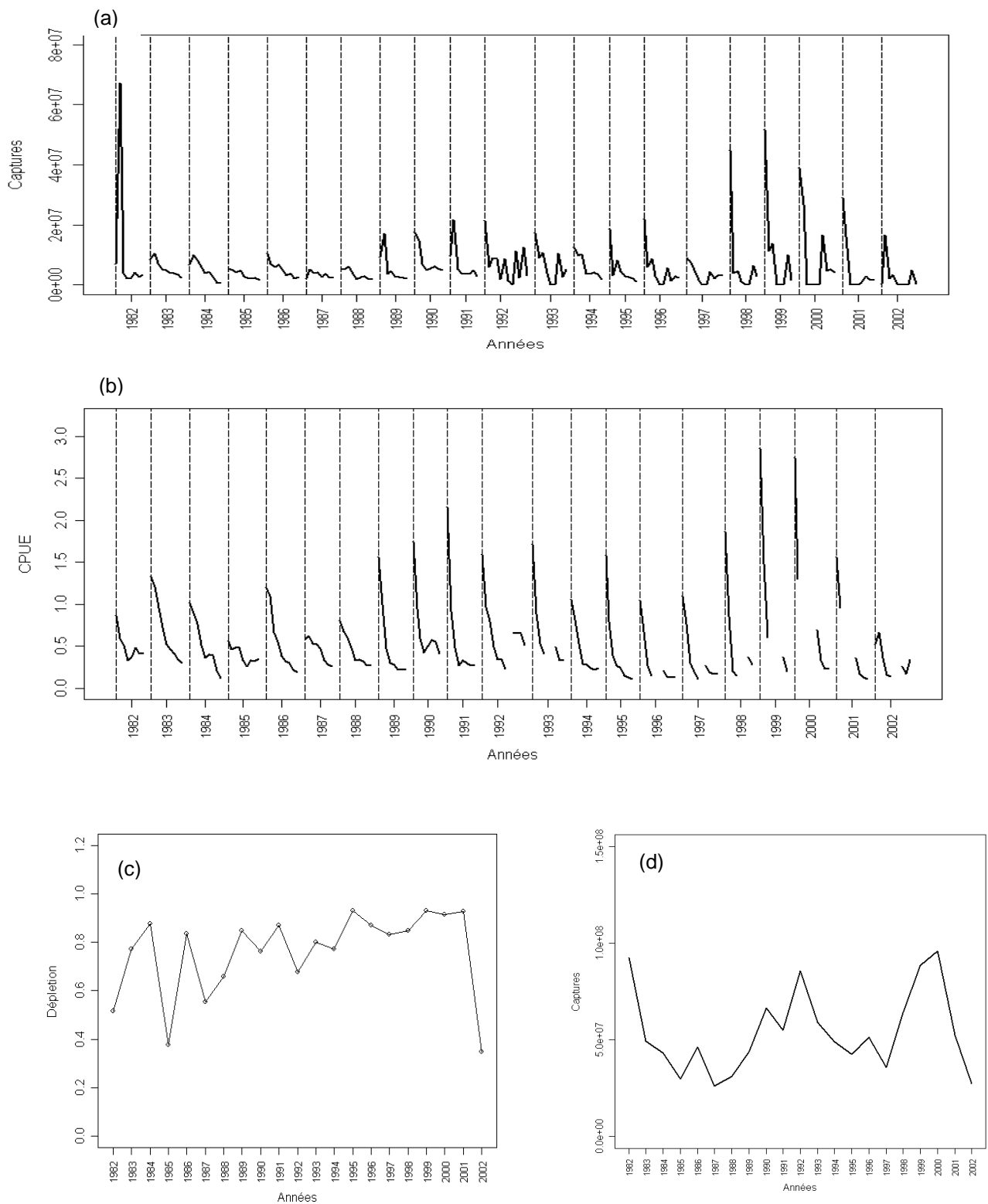


Figure 11. Données marocaines

- Evolution des captures mensuelles de poulpes entre 1982 et 2002.
- Evolution des Cpue mensuelles de la flottille hauturière marocaine entre 1982 et 2002
- Dépétion observée dans les CPUE ( $1 - (I_n/I_1)$ )
- Evolution des captures totales annuelles marocaines de poulpe en nombre entre 1982 et 2002.

Les lignes verticales indiquent le début de chaque période de dépétion (Annexe 4)

### 3.2.1. Séries de données de la pêche marocaine

Les captures de poulpe (Figure 11 d) présentent une forte variabilité inter annuelle variant de 40 000 t à un peu moins de 100 000 tonnes. A la fin des années 80, les captures totales sont de l'ordre de 40 000 tonnes. Elles augmentent rapidement et atteignent 80 000 tonnes en 1992. Puis, elles chutent de manière importante. A partir de 1998, elles réaugmentent atteignant le maximum de la série temporelle entre 1999 et 2000. Dans les années récentes les captures montrent une nette tendance à la baisse passant en dessous des 40 000 t.

Au cours d'une saison de pêche l'évolution des captures mensuelles en effectifs présente une forte décroissance. Le taux de déplétion, les séries de Cpue et des captures de la flottille hauturière marocaine (Figure 11 b et c) illustrent les fortes diminutions des abondances et des rendements (d'un facteur 8) au cours de chaque saison de pêche.

### 3.2.2. Etude de sensibilité au prior sur $N_1$

Nous présentons les résultats des 3 modèles : M1, M2 et M3. Seuls les résultats du modèle M3, considéré comme le plus abouti, seront interprétés du point de vue écologique et mis en relation avec l'environnement.

#### Modèle 1

L'étude de simulation-estimation a montré que des taux de déplétion importants dans les séries d'IA garantissent l'estimation des paramètres du modèle avec une incertitude et un biais raisonnables. Sur la base de ces résultats, les estimations obtenues en analysant les données marocaines peuvent être considérées comme interprétables. Les incertitudes autour de l'estimation des quantités inconnues du modèle restent globalement acceptables (Figure 12).

Néanmoins, la qualité de l'ajustement des années 1982, 1984, 1985, 1987, 1990, 1992 et des trois dernières années 2000, 2001 et 2002 semble nettement moins bonne (Figure 13).

Lorsque les données présentent de faibles taux de déplétion, comme l'année 1985 (Figure 10 b), les données ne contiennent pas assez d'information pour mettre à jour correctement les priors. En conséquence, les distributions a posteriori sont très dispersées et les incertitudes autour des estimations sont grandes (Figures 12b).

D'après les résultats de l'approche de simulation ajustement, on peut s'attendre à ce que ces estimations sous-estiment les  $q$  et sur-estiment les  $N_1$ .

En s'appuyant sur les enseignements de l'approche de simulation ajustement, la mauvaise qualité d'ajustement des paramètres pour les trois dernières années pourrait être due aux manques de données pendant les deux ou trois mois d'arrêt biologique qui interviennent très tôt dans la saison de pêche.

La série de captures de l'année 1992 présente de très fortes variations sur les premiers pas de temps alors que la série de Cpue diminue fortement (Figure 11 a et b). Ceci traduit une certaine incompatibilité entre les deux séries. Une déplétion forte et constante dans l'abondance devrait être accompagnée de captures fortes et régulières et non pas de captures fortement fluctuantes. Il se peut que le manque de cohérence entre les deux séries de données, perturbe l'ajustement du modèle, expliquant ainsi la forte incertitude autour des paramètres  $N_1$  et  $\alpha_R$  (Figure 13).

Parallèlement, pour l'ensemble des années présentant de mauvaises qualités d'ajustement, l'estimation des coefficients de capturabilité est d'un ordre de grandeur inférieur à  $10^{-9}$ . Cette valeur est très inférieure aux ajustements de  $q$  pour les années où les priors sont bien mis à jour et conduit à des effectifs très importants et peu crédibles.

#### Modèle 2 : Prior informatif sur $N_1$

Les inférences semblent peu sensibles à l'introduction d'un prior informatif sur  $N_1$ . En effet, la différence entre les estimations réalisées par le modèle précédent et celui définissant un prior plus informatif sur le  $N_1$  est très faible, contrairement à ce que suggèrent les résultats de l'approche de simulation ajustement.

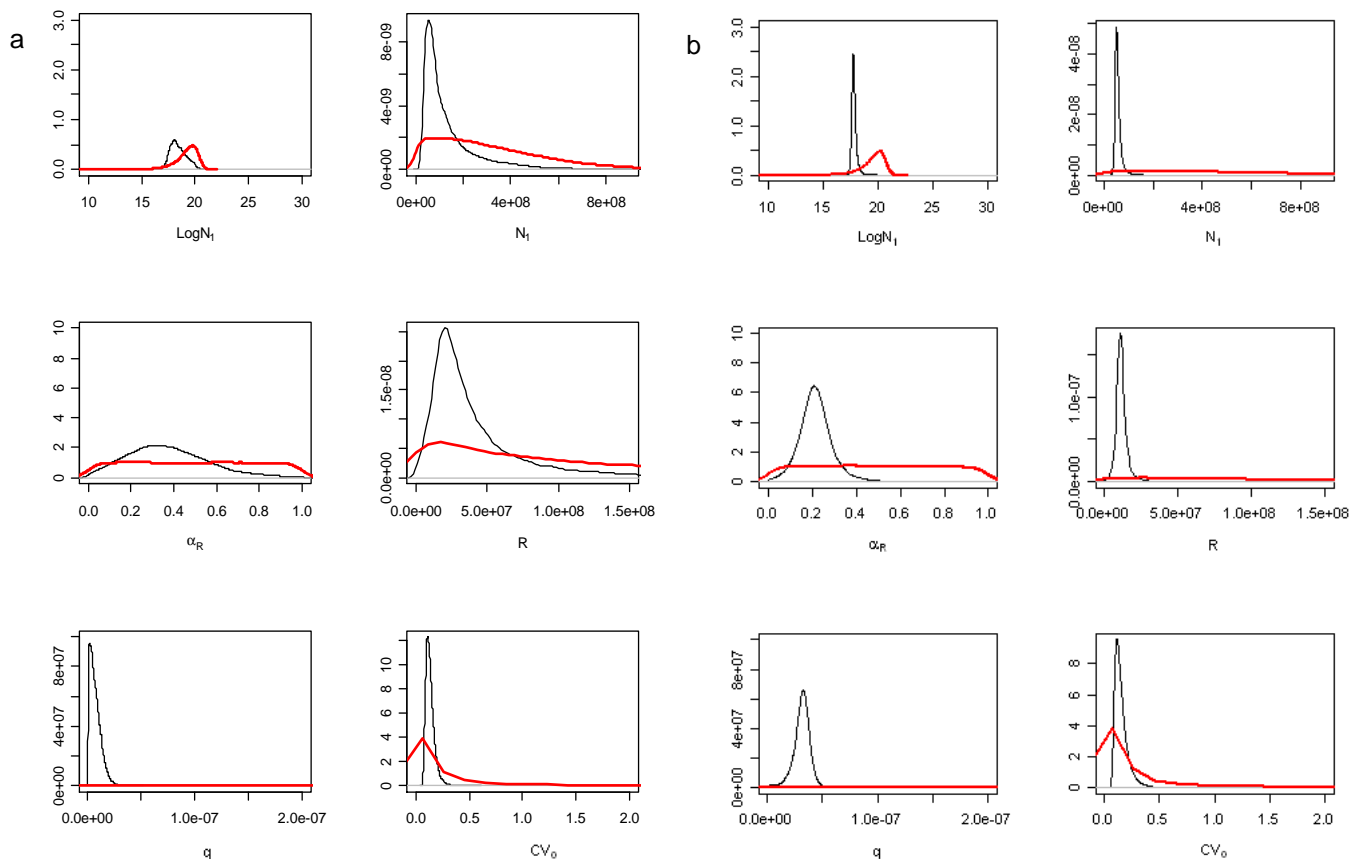


Figure 12. Distributions a posteriori des paramètres  $N_1$ ,  $\text{Log}N_1$ ,  $\alpha_R$ ,  $R$ ,  $q$ ,  $CV_0$ . Trait fin : Posterior, Trait épais : Priors. a) Année 1985. Faible déplétion et grande incertitude dans les posteriors. b) Année 1989. Forte déplétion et faible incertitude dans les posteriors

L'introduction d'information supplémentaire via une distribution a priori plus informative sur  $N_1$ , n'a pas permis d'améliorer les inférences des années où l'ajustement du modèle 1 n'était pas concluant.

L'analyse des distributions a posteriori marginales des  $q$  (Figure 13d) suggère l'existence de deux pics de densité, pouvant traduire un changement de capturabilité sur la période d'étude. Certaines années semblent caractérisées par un  $q$  très faible et d'autres par un  $q$  plus important. Cela pourrait traduire un changement de capturabilité sur la période d'étude. Néanmoins, cette interprétation doit être nuancée par l'analyse des posteriors joints de  $N_1$  et  $q$ . La Figure 14 met en lumière l'existence d'une corrélation négative entre les deux paramètres. La grande variation des valeurs de  $q$  estimées est très liée à la corrélation entre ces deux variables. La mauvaise qualité des inférences observées pour certaines années est due à une estimation de  $q$  beaucoup trop faible, aboutissant à des effectifs initiaux élevés et peu cohérents avec l'évolution des captures cumulées. Cette corrélation négative forte entre les estimations de  $q$  et  $N_1$  montre que le modèle est encore sur paramétré.

Notre travail offre également une estimation du niveau de bruit de processus et d'observation. Pour le modèle 2, la valeur moyenne du coefficient de variation caractérisant le bruit est  $CV=0.22$  (Figure 13c). A la vue des résultats de l'approche de simulation ajustement, ce niveau de bruit permet de rester confiant concernant la qualité des estimations.

On observe également une augmentation de la valeur médiane estimée du CV au cours de la série temporelle sur les deux modèles (Figure 13). Mais là encore, l'interprétation de cette variabilité semble hasardeuse.

Ainsi, l'évolution vers le modèle 3, caractérisé par des paramètres CV et  $q$  communs pour toutes les années semble raisonnable.

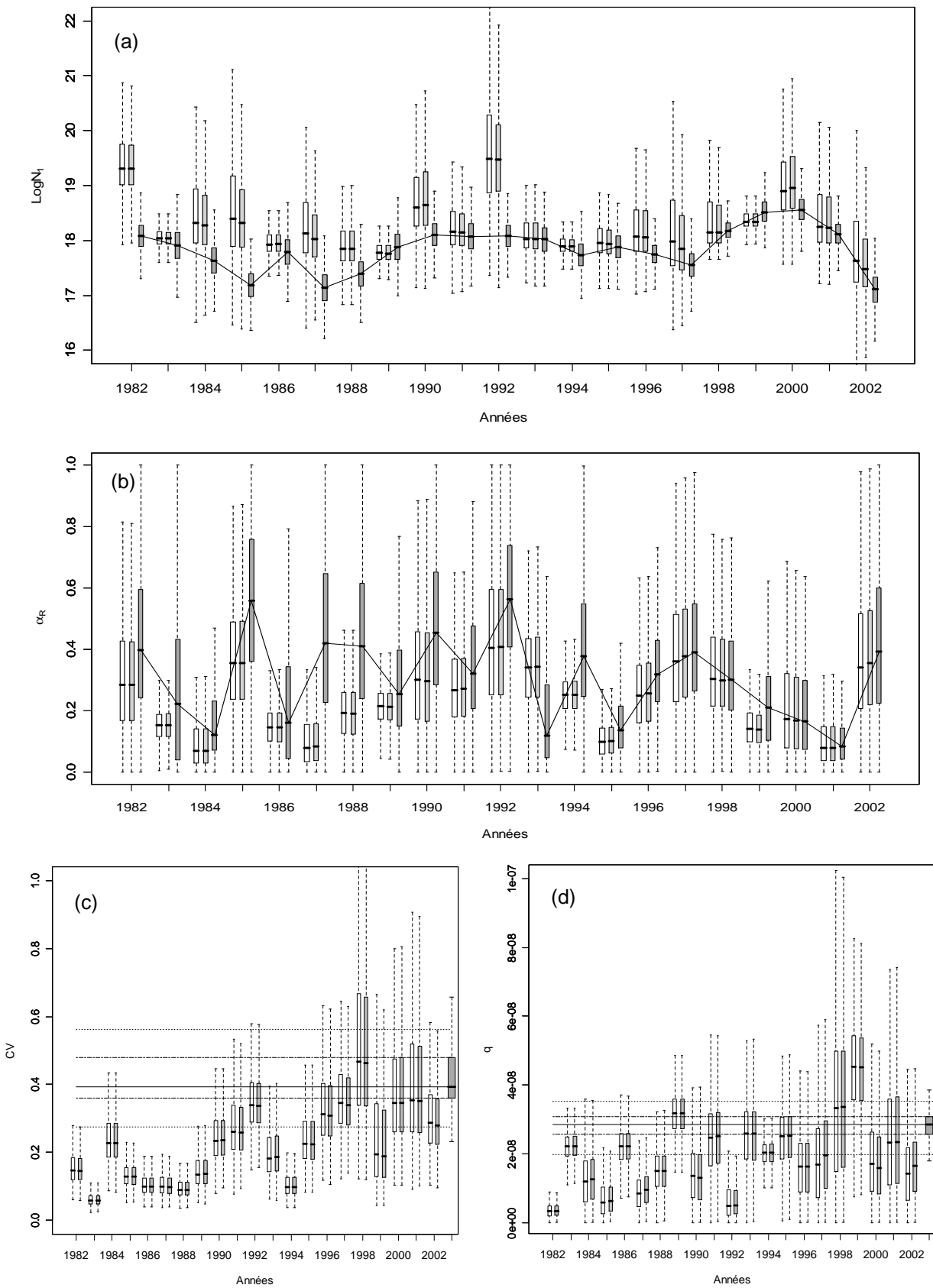


Figure 13. Comparaison des distributions a posteriori a) de  $N_1$  (échelle logarithmique), b) de  $\alpha_R$ , c) de  $q$  et d) de CV pour les trois modèles étudiés sur la série temporelle 1982-2002. Les Boxplots blancs correspondent aux ajustements du modèle1, les gris clair à ceux du modèle 2 et les gris foncé à ceux du modèle3. Le trait horizontal plein correspond à la médiane des inférences du modèle 3. Les traits horizontaux pointillés représentent les intervalles à 50 et 95 %.

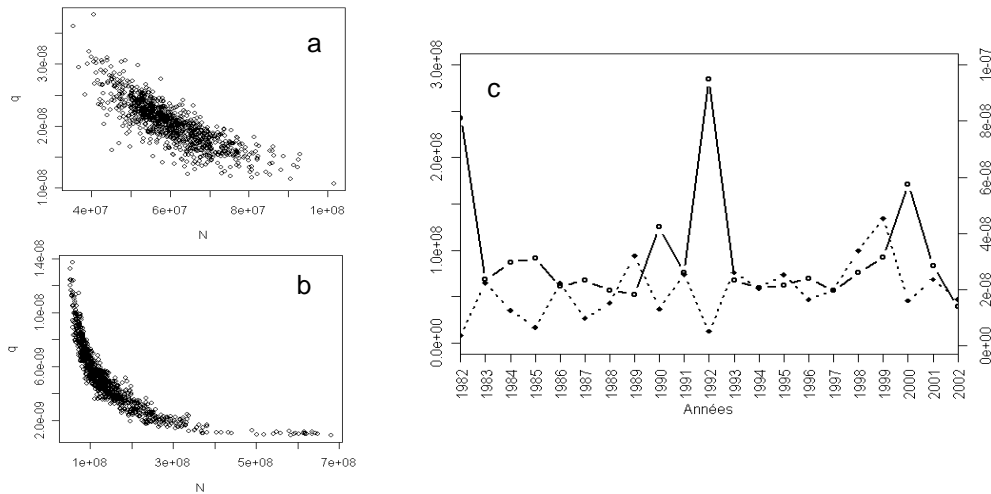


Figure 14. Posteriors joints des paramètres  $N_1$  et  $q$  pour l'année 1989 (a.) et 1985 (b.) issues du modèle 2.  
 b Evolution des estimations des médianes de  $N_1$  et  $q$  issues du modèle 2.

### 3.2.3. Réduction du nombre de paramètres

Les estimations du  $q$  et du CV semblent cohérentes entre les trois modèles (Figure 13). Les valeurs du modèle M3 pour les deux paramètres peuvent être interprétées comme des valeurs moyennes sur la période.

Par ailleurs, les inférences réalisées sur les autres paramètres ne sont pas radicalement modifiées par rapport à M2. Les inférences sont notamment robustes pour les années où les données sont informatives (Figure 13).

Toutefois, le modèle M3 apporte des modifications significatives pour les inférences des années mal ajustées par les modèles M2 et M3. Pour les années 1982, 1984, 1985, 1987, 1990 et 1992, les incertitudes autour de l'estimation du recrutement principal (Figure 13a) et secondaire diminuent grandement. Ces années étaient caractérisées, dans les modèles M1 et M2, par de très faibles valeurs de  $q$ , impliquant des valeurs de  $N_1$  très importantes. Le modèle M3 qui estime une capturabilité moyenne, autour de  $3 \cdot 10^{-8}$ , diminue les valeurs médianes et les incertitudes des effectifs initiaux pour ces années, les rendant plus cohérentes avec l'évolution des captures cumulées.

L'estimation du paramètre  $\alpha_R$ , coefficient de proportionnalité entre  $R$  et  $N_1$ , suggère que le recrutement secondaire est, en moyenne, trois fois moins élevé que le recrutement principal (Figure 13 b). La bonne actualisation du prior de  $\alpha_R$  ainsi que le graphique du posterior joint entre  $R$  et  $N_1$ , non présentés ici, montrent l'indépendance des ajustements de  $R$  et  $N_1$ .

D'après les analyses de sensibilité concernant le niveau de bruit dans les données, la valeur médiane du CV ajustée par le modèle 3 (0.4) apparaît élevée. Néanmoins, le degré de confiance attribué aux sorties du modèle M3, plus parcimonieux, nous semble satisfaisant. En effet, le rapport entre le niveau de captures et le recrutement total estimé est cohérent avec l'expertise initiale d'un taux d'exploitation de l'ordre de 80% (Figure 15).

Le modèle permet de reconstituer l'évolution mensuelle des effectifs de poulpe sur chaque saison de pêche depuis 1982 (Figure 15).

L'augmentation des abondances en cours de saison de pêche sous l'effet du recrutement secondaire est bien visible. Le modèle fournit également des estimations pour les mois inclus dans les périodes de repos biologique et pour lesquelles les données d'indice d'abondance ne sont pas disponibles.

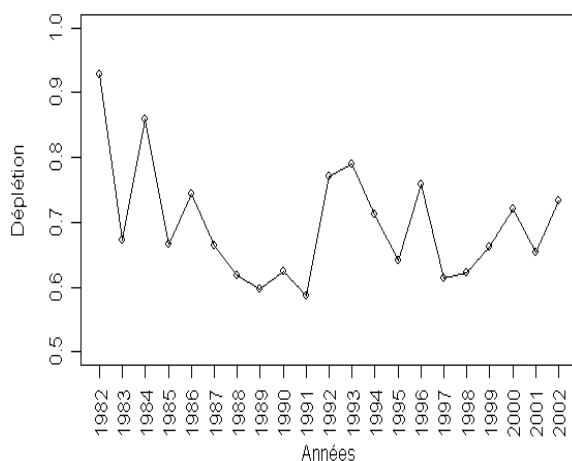


Figure 15. Taux d'exploitation annuel estimé par le rapport entre les captures annuelles (données) et le recrutement total estimé comme la somme des médianes du recrutement principal N1 et secondaire R.

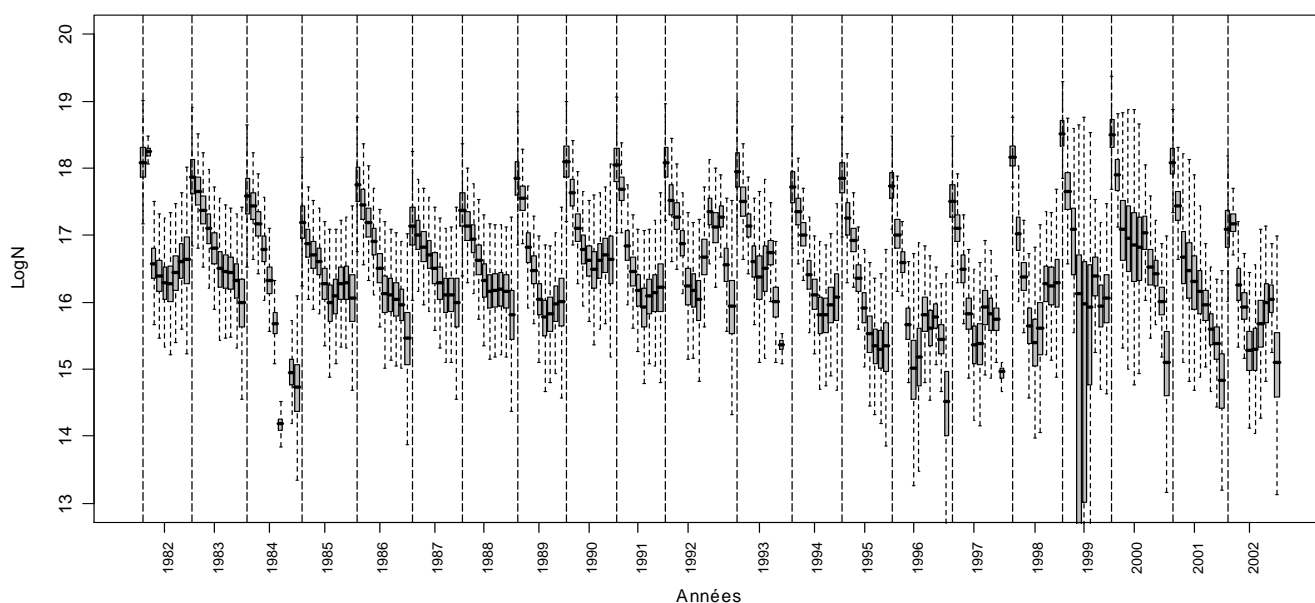


Figure 16. Reconstitution de l'évolution des effectifs de poulpe entre 1982 et 2002 (échelle logarithmique). Les boxplots très large de l'année 1999 ont été tronqués dans un souci de lisibilité de la figure

### 3.3. Relation avec l'anomalie de température

D'après l'analyse de la Figure 17 a, l'upwelling côtier au niveau de Dakhla au printemps est plutôt fort en début de période. A partir de 1992, son intensité diminue fortement jusqu'en 1996, minimum de la série. Puis il augmente jusqu'en 2000. A partir de 1992, les fluctuations interannuelles du pic automnal sont sensiblement les mêmes que celle du printemps. Néanmoins en début de période, leurs évolutions semblent opposées.

Comme l'upwelling, le recrutement principal montre une évolution plus ou moins « cyclique » au cours du temps (Figure 17b). Il est relativement faible jusqu'en 1987 où une forte augmentation est observée jusqu'en 1990. Puis, il se maintient autour de 60 millions d'individus dans la première moitié des années 90. Une forte augmentation est observée à partir de 1997, atteignant des valeurs très élevées en 1999 et 2000. Dans les années récentes, 2001 et 2002, une diminution drastique du recrutement principal est observée. L'évolution du recrutement secondaire suit, dans l'ensemble, les tendances décrites ci avant pour le recrutement principal.

Un upwelling fort caractérisé par une température moyenne relativement froide semble favoriser de forts recrutements de poulpe. Ce phénomène s'observe pour les années 1991-1992 et 1999-2000 (Figure 17). A l'inverse un upwelling relativement faible entre 1994 et 1997 semble être associé à de plus faibles recrutements (Figure 17 b et c).



D'après la figure 17, il semble donc exister un lien positif entre ces deux variables. Néanmoins, on observe un décalage très troublant, de deux ans, entre les fluctuations de l'upwelling et celles des recrutements estimés. De plus, ce décalage s'observe dans un sens écologiquement peu interprétable. Les fluctuations du recrutement du poulpe « anticipent » les variations de l'upwelling.

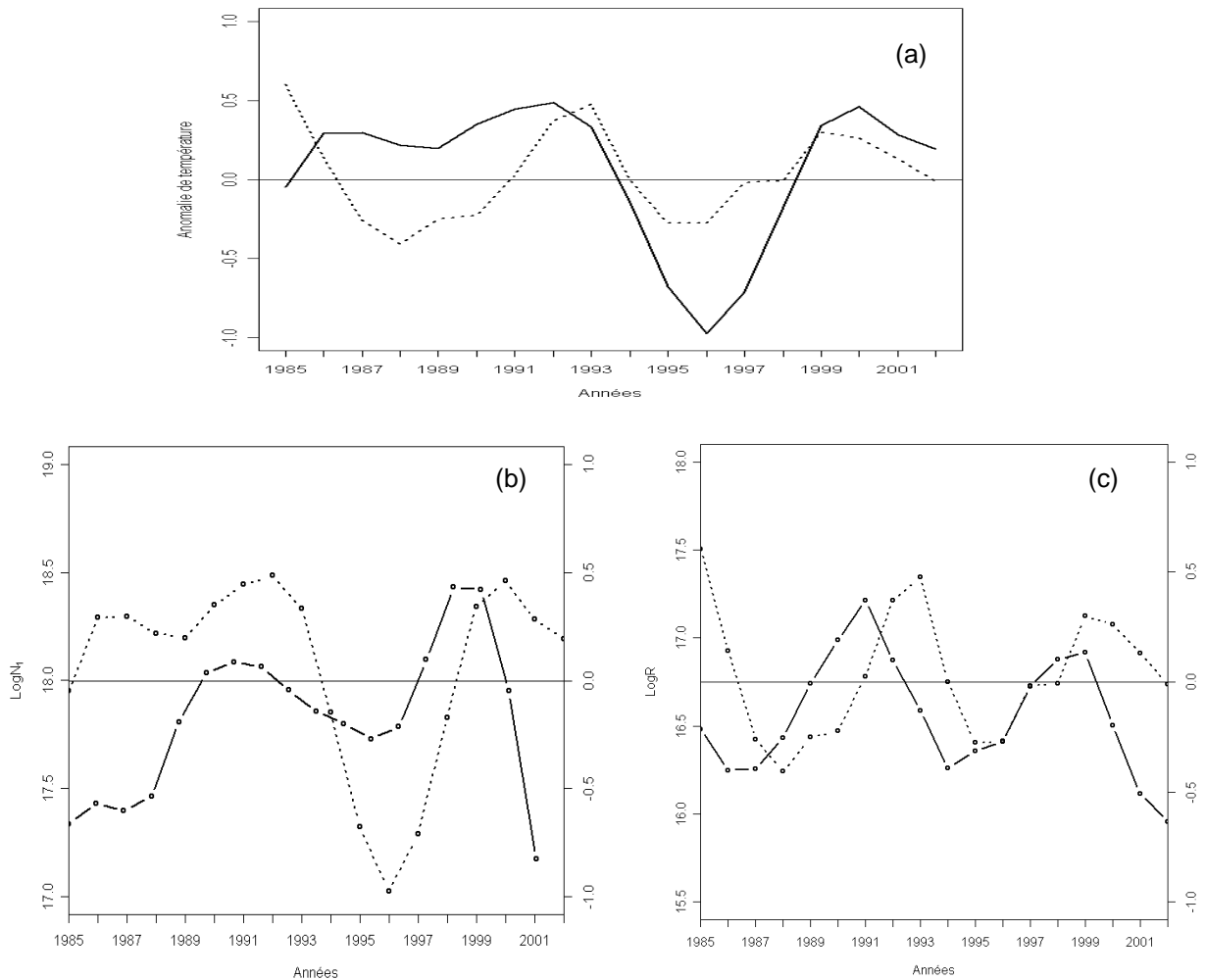


Figure 17.(a) Evolution de la moyenne mobile de l'anomalie de température de l'upwelling côtier des Canaries au niveau de la zone de pêche de Dakhla au printemps (trait fin) et à l'automne (trait pointillé).  
 (b) Evolution de l'anomalie de température printanière en trait pointillé (-\*1, axe de droite) et du recrutement principal (trait plein)  
 (c) Evolution de l'anomalie de température printanière en trait pointillé (-\*1, axe de droite) et du recrutement secondaire (trait plein)

## 4. DISCUSSION ET CONCLUSION

### 4.1. Synthèse

#### Un cadre de modélisation statistique flexible

Le travail réalisé dans ce stage propose de développer le modèle de déplétion dans le cadre du traitement bayésien des modèles dynamiques à états latents. Ce choix méthodologique répond aux exigences de prise en compte des risques associés aux modèles d'évaluation de stocks à durée de vie courte.

- Dans un contexte de faible disponibilité en données, l'approche bayésienne permet de capitaliser l'expertise scientifique existante, au travers des distributions a priori.
- Le cadre de modélisation apporté par les SSM permet de prendre en compte les erreurs dans les données et les observations et la méconnaissance des facteurs qui influent sur la dynamique des populations de poulpe.
- Dans une optique d'aide à la décision, l'approche bayésienne fournit une estimation rigoureuse des risques

A notre connaissance, ce travail constitue la première étude dédiée au développement d'une approche bayésienne du modèle de déplétion en tant que modèle dynamique à états latents. Mac Allister et al (2004), ont développé un approche bayésienne du modèle de déplétion mais dans le cadre de modèles ne définissant que des erreurs associées aux observations (observation error model).

L'approche méthodologique de simulation estimation est une étape fondamentale de ce travail. La méthodologie conduite se veut adaptée au cas d'étude marocain. Elle a permis de mieux cerner les problèmes relatifs à l'ajustement du modèle, notamment en terme de sensibilité aux hypothèses a priori (priors et mortalité naturelle) et de sensibilité au taux de déplétion. Cette approche a permis de montrer que dans les conditions d'applications aux données marocaines (forte déplétion), il y a de fortes chances pour que les paramètres du modèle soient identifiables.

#### Application au cas d'étude de la pêcherie de poulpe marocaine

L'application du modèle sur les données marocaines montre que le modèle de déplétion permet de reconstituer la dynamique annuelle et interannuelle de la population de poulpe à partir des captures et d'un indice d'abondance. Le rétrocalcul du taux d'exploitation montre que les valeurs ajustées sont cohérentes avec les séries de données. La confiance attribuée aux sorties du modèle est globalement satisfaisante. Ce travail fournit donc une série de recrutement principal et secondaire en effectifs sur 20 ans.

Néanmoins, nos travaux corroborent la littérature sur les difficultés d'ajustement du modèle lorsque les données ne présentent pas de forte diminution sur la saison de pêche (Agnew et al 1998). Ils montrent également que les premiers pas de temps sont déterminants dans la qualité d'ajustement. La diminution du nombre de données mensuelles induite par la diminution de la durée des périodes de pêche et l'instauration de quotas rendent difficile les ajustements d'un modèle mensuel sur les années récentes.

Un des objectifs majeurs de cette étude était de s'appuyer sur le modèle de déplétion pour reconstruire une série historique des recrutements principaux et secondaires de poulpe sur les côtes marocaines, afin de pouvoir analyser les relations entre le recrutement et l'environnement. Le recrutement de poulpe est connu pour être fluctuant et sensible aux conditions environnementales. De nombreux auteurs ont mis en évidence l'influence des conditions hydro-climatiques sur les fortes variations des captures de céphalopodes (contrôle bottom up). Un upwelling fort au printemps provoque des remontés d'eaux froides et riches. Ces conditions stimulent la production primaire et secondaire en quelque mois. Des conditions de rétention favorables dans des zones riches en nourriture (Faure et al 2000) engendrent de plus fort taux de survie larvaire (Rodhouse *et al.* 1992 ; Bakun and Csirke 1998; Waluda *et al.* 1999) favorables à de bons niveaux de recrutement.

Ces relations ont été mises en évidence pour plusieurs stocks de céphalopodes :

- Loligo gahi en Atlantique Sud Est (Agnew et al 2000).
- Loligo forgesi dans la Manche (Robin 1999).
- Octopus vulgaris en Galice (Otero et al 2008).
- Octopus vulgaris en Mauritanie et au Sénégal (Demarcq et Faure 2000).

Ce travail montre que l'upwelling côtier Nord africain ainsi que les séries de recrutement présentent un caractère cyclique bien marqué, l'amplitude de ces cycles est d'environ 4 à 5 ans. Néanmoins nous n'avons pas pu mettre en évidence de corrélation nette entre les variations interannuelles de l'upwelling et les recrutements estimés sur l'ensemble de la série de données.

## 4.2. Limites

Plusieurs limites à ce travail peuvent expliquer les problèmes d'ajustement rencontrés dans certaines configurations de données et le résultat négatif de l'étude du lien entre les variations interannuelle du recrutement et de l'upwelling. Trois grandes voies seront analysées, les limites liées aux hypothèses et à la qualité des données disponibles, les limites liées au formalisme du modèle puis les limites liées à la méthodologie mise en place pour étudier le lien avec l'environnement.

L'ensemble des limites évoquées ci avant rappelle que les sorties des modèles doivent être interprétées avec précaution.

La faible quantité de données disponibles est un des freins majeurs de cette étude. L'utilisation d'une Cpue comme indice d'abondance présente de nombreux inconvénients notamment si l'effort de la flottille est corrélé positivement à la distribution spatiale du poulpe (Hilborn et Walters 1992 dans Royer et al 2002). Dans ce cas la Cpue n'est pas un bon proxy de l'abondance réelle.

Les hypothèses de modélisation sont parfois fortes La littérature bayésienne (Millar 2002) préconise, dans le cas de paramètres d'échelle tel que  $q$ , de poser un prior  $\propto 1/q$ . Des études préliminaires, non présentés ici, montrent que le modèle de déplétion présente une forte sensibilité à ce prior sur  $q$ . Nous avons donc préféré développer un prior spécifique au modèle de déplétion, moins sensible mais plus ad hoc plutôt que de conserver la formulation de prior « théorique » préconisée. Cette solution a été accompagnée d'une proposition de méthode pour formuler un prior informatif sur  $N_1$ .

Concernant le recrutement secondaire, le rythme d'arrivée dans la population est variable d'une année à l'autre. En effet, la température joue également un rôle direct et positif sur la vitesse de croissance des phases larvaires et juvéniles (Agnew et al 2000). Notre modèle fixe le rythme d'arrivée du recrutement secondaire. Cette hypothèse semble forte et pourrait biaiser les estimations du recrutement secondaire, occultant ainsi la corrélation avec l'intensité de l'upwelling automnal.

L'hypothèse d'une capturabilité constante est discutable. Le scientifique qui analyse des données au travers d'une démarche statistique est constamment confronté à un dilemme : choisir entre la parcimonie statistique de son modèle et son réalisme. Dans cette optique, il est pertinent de se demander si l'ajustement d'un paramètre  $q$  par année est justifié. N'ayant pas l'expertise nécessaire pour répondre à cette question, nous avons considéré dans notre étude que cette hypothèse d'une capturabilité constante était acceptable.

A une autre échelle, Royer et al (2002) émettent quelques réserves concernant l'ajustement d'un seul  $q$  au cours d'une saison de pêche pour les stocks de calamar des îles Falkland. La cohorte étant pêchée sur une grande partie de son cycle de vie, le changement de comportement entre les juvéniles et les adultes, en phase de reproduction peut induire des changements importants dans leur capturabilité et vulnérabilité (Mangold 1989 dans Royer et al 2002).

Plusieurs limites de l'analyse peuvent plus spécifiquement expliquer l'absence de lien avéré entre les fluctuations environnementales et celles du recrutement chez le poulpe. Tout d'abord, l'indice d'anomalie de température seul n'est peut être pas un bon indicateur des conditions favorables des jeunes stages de vie du poulpe au niveau des côtes marocaines, car il ne traduit peut être pas assez finement les hétérogénéités spatiales de l'upwelling nécessaires à la compréhension des fluctuations d'abondance. Il est néanmoins rassurant que les fluctuations de l'anomalie de température utilisée dans cette étude soient globalement cohérentes avec ce que propose Santos et al (2005). On retrouve les deux périodes de changement de régime de l'upwelling en 1994 et 1998.

Finalement, d'autres processus non décrits ici, tel que l'intensité de la prédation ou des phénomènes de densité dépendance (Agnew et al 2000) peuvent également influencer l'intensité du recrutement de poulpe.

### **4.3. Perspectives**

Les perspectives d'amélioration et de poursuite de cette étude sont nombreuses. Parmi ces nombreuses voies, on pourra retenir 4 grands axes.

#### **Amélioration des séries de données de captures et d'indice d'abondance**

Plusieurs pistes d'améliorations se dessinent. Premièrement, un calcul plus évolué de la Cpue, par un modèle linéaire généralisé par exemple. Deuxièmement, comme le suggèrent les résultats de l'approche de simulation ajustement, l'obtention d'autres indices permettrait d'améliorer les estimations dans les cas de données peu informatives. On peut citer par exemple le calcul de la Cpue de la flottille hauturière espagnole ou bien encore l'utilisation des indices issus des campagnes scientifiques réalisées par l'INRH pendant les périodes de repos biologiques.

De plus, l'hypothèse forte de ventilation des captures totales sur le rythme des captures hauturières pourrait être améliorée par l'obtention des captures totales et des efforts des segments artisanal et côtier.

#### **Réflexions sur les choix de modélisation**

Les choix réalisés sur les prior sur  $q$  et  $N_1$  peuvent être discutés. Les inférences se révèlent sensibles au prior sur  $q$  et une réflexion approfondie sur le prior de ce paramètre pourrait être menée, afin de diminuer la sensibilité au prior et la corrélation entre  $q$  et  $N_1$ . En réponse aux limites émises sur l'hypothèse de capturabilité constante, une étude approfondie de la variabilité interannuelle des  $q$  serait intéressante à mener. L'utilisation d'une série d'indices scientifiques indépendante et non reliée aux dérives de capturabilité de la pêcherie industrielle pourrait apporter des éléments de réponse. Dans le cas où une tendance dans l'évolution de la capturabilité est mise en évidence, une autre piste d'amélioration du modèle pourrait consister en une modélisation de la dérive des  $q$  au cours de la phase de déplétion.

Le développement d'un modèle bayésien hiérarchique constitue une autre piste intéressante. Etant donné que le modèle s'ajuste bien sur certaines années et assez mal sur d'autres et que nous disposons d'une série chronologie assez longue, le développement d'un modèle hiérarchique apparaît comme une solution pertinente permettant de relaxer l'hypothèse des paramètres  $q$  et CV constant.

Par rapport à la solution très parcimonieuse (mais brutale) consistant à poser l'hypothèse d'un paramètre  $q$  unique pour toutes les années, la modélisation hiérarchique permettrait de conserver l'hypothèse d'un paramètre  $q$  par année, tout en forçant a priori une certaine dépendance entre les  $q$ . Cela permettrait d'organiser un transfert d'information des années dites « informatives » vers celles dites « moins informatives » et améliorent ainsi les inférences statistiques des années dites « non informatives » (Rivot et Prévost 2002). Un modèle de déplétion hiérarchique a déjà été développé par Mac Allister (2004) sur les stocks de Calamar des îles Falkland. On pourrait s'inspirer de ce travail pour proposer une première approche pour le cas marocain.

#### **Etude de la dynamique de population et relation avec l'environnement**

L'utilisation combinée de modèle de déplétion et de modèles de stock recrutement pourrait permettre de relier la biomasse féconde de l'année  $t$  (effectif final de la saison de déplétion  $t$ ) à l'intensité du recrutement principal de l'année suivante (effectif initial de la saison  $t+1$ ). Ceci permettrait de relier les saisons de déplétion entre elles et donc de modéliser l'ensemble du cycle de vie du poulpe.

Il serait intéressant d'étudier le lien entre d'autres proxys de l'upwelling, comme un indice de rétention par exemple et le recrutement. Il serait également intéressant de tester si des relations autres que linéaires (i.e quadratiques) existent entre les séries environnementales et les séries de recrutement. Cette deuxième option reprend l'idée de la fenêtre environnementale optimale (Cury 1989).

A plus long terme, l'amélioration de connaissances de l'influence de l'environnement sur la dynamique de population de poulpe permettrait de développer des modèles prédictifs pour le recrutement annuel. Une étude axée sur la compréhension du rôle de l'environnement sur l'hétérogénéité spatiale des poulpes est actuellement menée au sein de l'INRH.

Comme énoncé en introduction, deux stocks de poulpe distincts sont présents au Maroc, dont celui du Cap blanc qui est partagé avec la Mauritanie. Faut de données disponibles, cette réalité biologique n'a pas été prise en compte dans l'analyse. Une meilleure connaissance des bases de données disponibles, la mise en place de collectes spatialisées et la collaboration entre le Maroc et la Mauritanie devraient permettre à terme de mener une analyse sur les deux stocks distincts.

Les stocks de poulpe dans la sous-région s'étendent du Maroc au Sénégal. Il semblerait donc intéressant d'étendre l'analyse à ces différents stocks afin de mener une métaanalyse sur l'ensemble de l'aire de répartition de cette espèce. Dans cette optique, un travail similaire à celui présenté ici a été mené pour les stocks de poulpe en Mauritanie (Tfeil 2008).

### **Application à la gestion**

Des modèles de déplétion sur un pas de temps hebdomadaires sont actuellement utilisés pour réaliser un suivi en temps réel de la pêcherie marocaine. La méthodologie d'ajustement bayésien du modèle de déplétion en tant que modèle à état latent développé dans ce travail est facilement transférable sur un pas de temps hebdomadaire. Dans cette optique de gestion opérationnelle, la prise en compte rigoureuse des incertitudes permise par l'approche bayésienne d'un SSM apparaît comme un point extrêmement positif.

## BIBLIOGRAPHIE

- 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
- 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.
- Balguerías E., Quintero M.E. Hernández-González C.L. 2000. The origin of the Saharan Bank cephalopod fishery. *ICES Journal of Marine. Sci.* 57: 15–23.
- Bakun, A., and Csirke, J. 1998. Environmental processes and recruitment variability. In *Squid recruitment dynamics*, pp. 105–120. Ed. by P. G. Rodhouse, E. G. Dawe, and R. K. O'Dor. F.A.O. Fisheries Technical Paper, 376.
- Bakun A. 1990. Global Climate Change and intensification of Coastal Ocean Upwelling. *Science*, 247: 198-201.
- Beddington J.R., Agnew, D.J., and Clark, C.W. 2007. Current problems in the management of Marine Fisheries. *Science*, 316: 1713-1716.
- 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 Islands waters. *Fish. Res.* 8, 351–365.
- Buckland S.T., Newman K.B., Thomas L., and Koesters N.B. 2004. State-space models for the dynamics of wild animal populations. *Ecological Modelling* 171(1-2): 157-175.
- Caddy, J., and Rodhouse, P. G. 1998. Comparison of recent trends in cephalopod and groundfish landings: an indicator of widespread ecological change in global fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8: 431–444.
- Clark J.S. 2003. Uncertainty and variability in demography and population growth: a hierarchical approach. *Ecology* 84(6): 1370-1381.
- Clark J.S. 2005. Why environmental scientists are becoming Bayesians. *Ecol. Lett. (Ecology Letters)* 8: 2-14.
- Cury, P. and C. Roy. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 46, 670–680.
- Cushing D.H. 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match mismatch hypothesis. *Adv mar Biol.* 26:249-293
- DeLury, D. B. 1947. On the estimation of biological populations. *Biometrics*, 3: 145–167.
- Demarcq, H. and Faure, V. 2000. Coastal upwelling and associated retention indices derived from satellite SST. Application to *Octopus vulgaris* recruitment. *Oceanologica acta* 23(4), 391-408.
- Dennis B. 1996. Discussion: should ecologists become bayesians ? *Ecol. Appl. (Ecological Applications)*, 6(4): 1095-1103.
- Efron B. 1986. Why isn't every one a Bayesian ? (with comments and reply). *Am. Stat. (The American Statistician)*, 40:1-11.
- FAO. 2001. Fisheries Report. No 641.
- Faraj A., Azeguagh I., Bensbai J. Boumaaz A., Manchih K., Najd A., Hamdi H., Srairi A., El Omrani F. 2006 a. Rapport de la 1<sup>ère</sup> Réunion du Groupe de Travail « Evaluation de stock des céphalopodes ». INRH. 31p.
- Faraj A., Manchih K., Bensbai J. 2006. Diagnostic de la pêche poulpière: Indicateurs et évaluation

- de stock pour l'année 2006 b. INRH. 47p.
- Faure V., Inejih C.A., Demarcq H., and Cury P. 2000. The importance of retention processes in upwelling areas for recruitment of *Octopus vulgaris*: the example of the Arguin Bank (Mauritania). *Fisheries Oceanography* 9:4, 343-355.
- Gelman A., Carlin J.B., Stern H., and Rubin D.B. 2004. Bayesian data analysis Second Edition. Col. Texts in Statistical Science, Chapman & Hall, London UK, New-York USA. 668 pp.
- Gelman A., Carlin J.B., Stern H., and Rubin D.B. 1995. Bayesian data analysis. Chapman & Hall, London, New-York. Col. Texts in Statistical Science, 526 p.
- Gilks W.R., Richardson S., and Spiegelhalter D.J. 1996. Markov Chain Monte Carlo in practice. Chapman & Hall, London. 512 pp.
- Gilks W.R., Thomas A., and Spiegelhalter D.J. 1994. A language and program for complex bayesian modelling. *Statistica*, 43: 169-178.
- González-Yáñez A., Millán R.P., León M.E., Cruz-Font L., Wolff M. 2005. Modified Delury depletion model applied to spiny lobster, *Panulirus argus* (Latreille, 1804) stock, in the southwest of the Cuban Shelf. *Fisheries Research*, 79: 155-161.
- Harwood J., and Stokes K. 2003. Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. *TREE*. 18(12):617-622.
- Hilborn, R. and Walters, C. J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, 297-329.
- Leslie, P. H., and Davis, D. H. S. 1939. An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *Journal of Animal Ecology*, 8: 94-113.
- Ludwig D., Hilborn R., and Walters C.J. 1993. Uncertainty, resources exploitation and conservation : lessons from history. *Science* 260: 17-36.
- McAllister M.K. and Kirkwood G.P. 1998. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model. *ICES J. Mar. Sci.*, 55: 1031-1060.
- McAllister, M.K, Hill, S.L., Agnew, D.J., Kirkwood, G.P., and 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.
- Meyer R. and Millar R.B. 1999. Bayesian stock assessment using a state-space implementation of the delay difference model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56:37-52.
- Meyer R. and Millar R.B. 1999. BUGS in bayesian stock assessments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 1078-1086.
- Millar R.B. 2002. Reference priors for Bayesian fisheries models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1492-1502.
- Millar R. B. and Meyer, R. 2000. Non linear state-space modelling of fisheries biomass dynamics by using Metropolis-Hastings within-Gibbs sampling. *Appl. Statist.* 49(Part 3), 327-342.
- Ono K. 2007. Modélisation statistique bayésienne d'un modèle de production de biomasse. Application à la pêche 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.
- Otero J. Alvarez-Salgado X.A., González A., Miranda A., Groom S.B., Cabanas J.M., Casas G., Wheatley B., Guerra A., 2008. Bottom-up control of common Octopus, *Octopus vulgaris*, in the Galician upwelling system, northeast Atlantic Ocean. *Mar Ecol Prog Ser.* **362:181-192.**

- Pierce, G.J., Guerra, A., 1994. Stock assessment methods used for cephalopod fisheries. *Fish. Res.* 21, 255–285.
- Pope, J. G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *ICNAF Research Bulletin*, 9: 65–74.
- Punt A.E. 2003. Extending production models to include process error in the population dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 1217-1228 .
- Punt A.E. and Hilborn R. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. *Rev. Fish. Biol. Fish.* (Reviews in Fish Biology and Fisheries) 7: 35-63.
- Restrepo V. R. FAO. 2001. Fisheries Report No. 619. Rome. Stock assessment methods. Part III 345-356.
- Rivot E., Prévost E., Parent E., and Baglinière J.L. 2004. A Bayesian state-space modelling framework for fitting a salmon stage-structured population dynamic model to multiple time series of field data. *Eco. Model (Ecological Modelling)*, 179: 463-485.
- Rivot E., Prévost E., Parent E., Baglinière J.L. 2002. Hierarchical Bayesian analysis of capture–mark–recapture data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59(11): 1768–1784.
- Robin, J. P., and Denis, V. 1999. Squid stock fluctuations and water temperature: temporal analysis of English Channel Loliginidae. *Journal of Applied Ecology*, 36: 101–110.
- Rodhouse, P. G., Symon, C., and Hatfield, E. M. C. 1992. Early life cycle of cephalopods in relation to the major oceanographic features of the southwest Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 89: 183–195.
- Rosenberg, A.A., Kirkwood, G.P., Crombie, J.A., Beddington, J.R., 1990. The assessment of stocks of annual squid species. *Fish. Res.* 8, 335–350.
- Royer J., Périès P., Robin J.P. 2002. Stock assessments of English Channel loliginid squids: updated depletion methods and new analytical methods. *ICES Journal of Marine Science* 59(3):445-457.
- Santos A.M., Kazmin A.S., Peliz A. 2005. Decadal changes in the Canary upwelling system as revealed by satellite observations: Their impact on productivity. *Journal of Marine Research*, 63: 359–379.
- Semmens, J.M. , Pecl, G.T. , Villanueva, R. , Jouffre, D. , Sobrino, I. , Wood, J.B. , and Rigby, P.R. 2004 Understanding octopus growth: patterns, variability and physiology. *Marine and Freshwater Research*, 367-377.
- Schnute J.T. 1994. A general framework for developing sequential fisheries models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 1676-1688.
- Tfeil B. 2008. Modélisation statistique Bayésienne du modèle de dépletion. Application à la pêche de poulpe (*Octopus vulgaris*) de Mauritanie. Rapport de stage de modélisation. Agrocampus Rennes. Laboratoire d'Ecologie Halieutique Agrocampus Rennes.
- Walters C., Ludwig D. 1994. Calculation of Bayes posterior probability distributions for key population parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 713-722.
- Waluda, C., Trathan, P., and Rodhouse, P. 1999. Influence of oceanographic variability on recruitment in the *Illex argentinus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) fishery in the South Atlantic. *Mar Eco Prog Ser*, 183: 159–167.
- Young, I.A.G., Pierce, G.J.,, Daly, H.I., Santos, M.B., Key , 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). *Fisheries Research* 69 : 211–227.



**Bibliographie électronique.**

FAO. Disponible sur

<http://www.fao.org/fi/fcp/fr/MAR/profile.htm>[http://www.fao.org/fishery/countrysector/FI-CP\\_MA/3/fr](http://www.fao.org/fishery/countrysector/FI-CP_MA/3/fr).

Et visité le 25-05-2008.

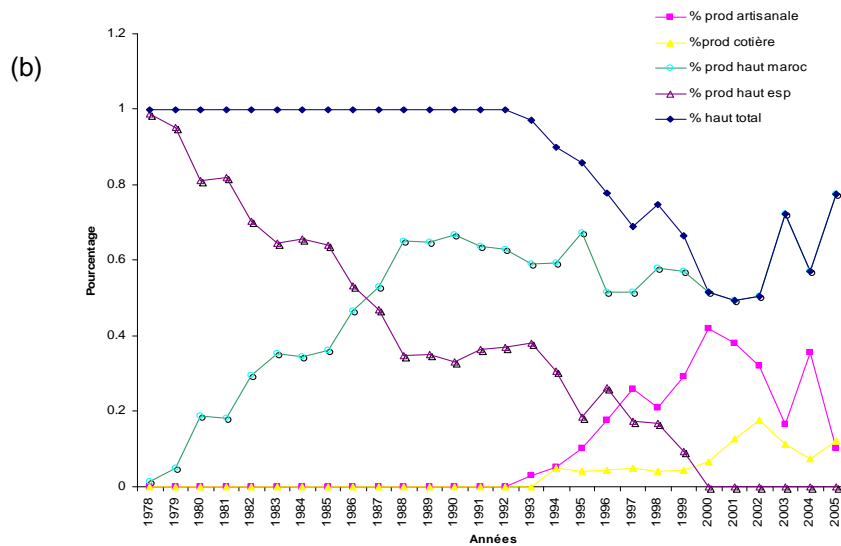
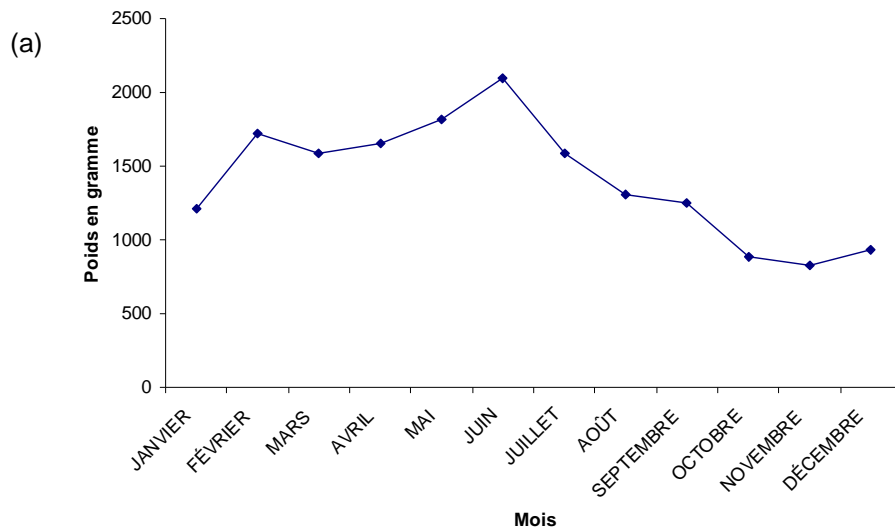
## **ANNEXES**

ANNEXE 1- Tableau de synthèse des évaluations des stocks de poulpe du Maroc effectuées par les groupes de travail COPACE depuis 1997.

Année	espèce	Stock	Modèle	Qualité de l'ajustement	Situation par rapport aux points de références	Diagnostic	Avis scientifique
1997	Poulpe . <i>Octopus vulgaris</i>	Dakhla	Modèle de production dynamique de Schaeffer	impossibilité d'ajuster le modèle	Niveau de biomasse très inférieur au niveau initial (début de pêche).		
	Poulpe . <i>Octopus vulgaris</i>	Cap Blanc	Modèle de production dynamique de Schaeffer	impossibilité d'ajuster le modèle			
2004	Poulpe . <i>Octopus vulgaris</i>	Dakhla	Modèle de production dynamique de Schaeffer	Bon	$B < B_{msy}$ $Y < \text{Production biologique}$ stock	Largelement surexploité, Danger d'épuisement	Réduction de l'effort
	Poulpe . <i>Octopus vulgaris</i>	Cap Blanc	Modèle de production dynamique de Schaeffer	Satisfaisant	$B \ll B_{msy}$ $F > F_{msy}$	Fortement surexploité en relation avec biomasse et mortalité par pêche	Réduction de l'effort
	Sèche. <i>Sepia sp.</i>	Dakhla	Modèle de production dynamique de Schaeffer	Bon	$B \ll B_{msy}$ $F < F_{msy}$	Surexploité par rapport a la biomasse; effort non excessif : possibilité de reconstruction du stock	Réduction de l'effort
	Sèche. <i>Sepia sp.</i>	Cap Blanc	Modèle de production dynamique de Schaeffer	Bon	$B \ll B_{msy}$ $F < F_{msy}$	Semble être surexploité	Réduction de l'effort

ANNEXE 2- Données utilisées lors de la transformation des données

- Evolution de l'importance relative des différents segments de la pêche marocaine à partir de 1982.
- Courbe des poids moyens mensuels utilisée lors de la transformation des données en poids en effectifs.



ANNEXE 3- Tableau présentant l'ensemble des périodes de fermeture de pêche au poulpe dans les eaux Marocaines, depuis 1989, date d'instauration du moratoire.

années	Segment	JANVIER	FEVRIER	MARS	AVRIL	MAI	JUIN	JUILLET	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	TOTAL / AN
1989	H													1 mois
	C													
	A													
1990	H													1 mois
	C													
	A													
1991	H													1 mois
	C													
	A													
1992	H													1 mois
	C													
	A													
1993	H													2 mois
	C													
	A													
1994	H													3 mois
	C													
	A													
1995	H													2 mois
	C													
	A													
1996	H													2 mois
	C													
	A													
1997	H													4 mois
	C													
	A													
1998	H													4 mois
	C													
	A													
1999	H													4 mois
	C													
	A													
2000	H													5 mois
	C													
	A													
2001	H													7 mois
	C													
	A													
2002	H													5.5 mois
	C													
	A													
2003	H													7 mois
	C													
	A													
2004	H													8 mois
	C													
	A													
2005	H													5 mois et 2jrs
	C													
	A													

ANNEXE 4 - Sélection des périodes de déplétion entre 1982 et 2003.

série de déplétion	date de début de période	date de fin de période
1	nov-82	juin-83
2	oct-83	juin-84
3	oct-84	juin-85
4	oct-85	juin-86
5	oct-86	juin-87
6	nov-87	juin-88
7	oct-88	juin-89
8	nov-89	juin-90
9	nov-90	juin-91
10	nov-91	juin-92
11	oct-92	sept-93
12	nov-93	juil-94
13	nov-94	juin-95
14	nov-95	sept-96
15	nov-96	août-97
16	nov-97	août-98
17	nov-98	juin-99
18	nov-99	juin-00
19	nov-00	août-01
20	déc-01	août-02
21	oct-02	août-03

ANNEXE 5 - Tableau de synthèse présentant l'ensemble des EQM et ERM des 23 scénarios testés lors du travail méthodologique de simulation ajustement

Scénario	LogN1		R		CV		q1		q2		q3	
	EQMm	ERMm	EQMm	ERMm	EQMm	ERMm	EQMm	ERMm	EQMm	ERMm	EQMm	ERMm
1	0.031	0.001			0.002	0.005	2E-16	-0.027				
2	0.995	0.009			0.002	0.047	5E-15	0.181				
3	0.031	0.002			0.002	0.023	3E-16	-0.045				
4	0.006	0.000			0.000	0.086	6E-17	-0.012				
5	0.411	0.008			0.014	0.019	2E-15	-0.065				
6	0.026	0.001			0.002	0.001	2E-16	-0.025				
7	0.019	-0.001			0.001	-0.010	2E-16	0.005				
8	0.153	0.007			0.003	0.094	5E-16	-0.087				
9	0.026	0.001			0.002	0.000	2E-16	-0.021				
10	0.037	0.002			0.002	0.012	2E-16	-0.034				
11	0.293	-0.005			0.001	0.030	4E-15	0.269				
12	0.384	-0.029			0.002	0.034	1E-14	0.837				
13	4.127	0.096			0.002	0.219	6E-15	-0.716				
14	0.504	-0.005			0.001	0.030	6E-15	0.359				
15	2.755	0.040			0.002	0.084	5E-15	-0.078				
16	0.109	-0.014			0.003	0.244	8E-16	0.214				
17	0.041	-0.007			0.003	0.269	8E-16	0.225				
18	0.090	0.010			0.002	0.172	7E-16	-0.208				
19	0.037	0.001			0.002	0.207	3E-16	0.054				
20	0.062	0.004	4.19E+16	0.45	0.001	-0.078	5E-16	-0.044				
21	0.276	0.009			0.042	0.233	9E-16	-0.087				
22	0.014	-0.001			0.000	-0.086	1E-16	-0.007	1E-18	0.019	1.12E-14	0.019
23	0.322	-0.022			0.000	-0.008	7E-15	0.623	7E-17	0.638	7.46E-13	0.639

## ANNEXE 6 - Code Winbugs du Modèle 2

```

model
{

#####
# Prior pour chaque année y
#####

      # q1[y]
      modq1<- 1.0E-7
      CVLogq1 <- 1000
      sigma2Logq1 <- log(CVLogq1*CVLogq1+1)
      muLogq1 <- log(modq1)+ sigma2Logq1
      tauLogq1<- 1/sigma2Logq1
for ( y in 1:ny)
{
      Logq1[y] ~ dnorm(muLogq1, tauLogq1)|(-25,3)
      q1[y] <- exp(Logq1[y])
}

      # Tau[y]

CVmin<- 0.001
CVmax <-100
Logsigma2min <- log(log(CVmin*CVmin +1))
Logsigma2max <- log(log(CVmax *CVmax +1))
for ( y in 1:ny)
{
Logsigma2[y] ~ dunif(Logsigma2min, Logsigma2max)
sigma2[y] <- exp(Logsigma2[y])
tauo[y]<- 1/sigma2[y]
CV_o[y] <- sqrt(exp(sigma2[y])-1)
CV_p[y] <- ratio_CV * CV_o[y]
sigma2p[y] <- log(CV_p[y]*CV_p[y] +1)
taup[y] <- 1/sigma2p[y]
tau_p[y] <- taup[y]
tau_o[y] <- tauo[y]
}

      # N1[y]
CVN1<-10

for ( y in 1:ny)
{
# prior N1[y]
h[y]~dbeta(alpha,beta)
N1mode[y]<-Cum[y]/h[y]
sigmaN1[y] <-CVN1* N1mode[y]
sigma2N1[y] <- sigmaN1[y]* sigmaN1[y]
tauN1[y] <- 1/sigma2N1[y]
N1[y] ~ dnorm( N1mode[y], tauN1[y])l(0,)
N1_p[y] ~ dnorm( N1mode[y], tauN1[y])l(0,)
LogN1[y] <- log( N1[y])
LogN1_p[y] <- log(N1_p[y])

      # R[y]
alpha_R[y] ~ dunif(0,1)
R[y] <- alpha_R[y]*N1[y]
R_p[y] <- alpha_R_p*N1_p[y]
}
}

```



```
#####
#MODELE
#####
# no[y] : date de debut de periode
# no[y+1]-1 : date de debut de periode
for ( y in 1:ny)
{
# initialisation


D[no[y]] <- 1
LogD[no[y]]<- log(D[no[y]])
LogDm[no[y]] <- LogD[no[y]]

for ( t in no[y] :no[y+1]-2)
{

# Process (parameterized in D[t] = N[t]/N1 [no[y]]
[t] <- t - (no[y]-1)
LogDm[t+1] <- log( max( D[t]*exp(-Me[i[t]])-(C[t]/ N1[y])*exp(-Me[i[t]]/2) + lambda[i[t]]*(R[y] /
N1[y])*exp(MeR[i[t]]/2) ,eps))
LogD[t+1] ~ dnorm(LogDm[t+1],tau_p[y] )
D[t+1] <- exp(LogD[t+1])
}
for ( t in no[y] : no[y+1]-1)
{
N[t] <- D[t]*N1[y]
}

#l1
for ( t in no[y] : no[y+1]-2)
{
Logl1m[t]<- log(q1[y]) + log((N[t]+N[t+1])/2)
l1[t]~dlnorm(Logl1m[t],tau_o[y] )
} # end loop on t

} # end loop on Year
} #end model
```

	Pôle Halieutique : Spécialisation : Sciences Halieutiques et Aquacoles dominante REM Enseignant responsable : Olivier Le Pape	Cadre réservé à la bibliothèque centrale
Auteur(s) : Marianne Robert	Organisme d'accueil : Laboratoire d'Ecologie Halieutique Agrocampus ouest	
Nb pages : 44      Annexe(s) :48-55	Adresse : 65 route de Saint-Brieuc Rennes	
Année de soutenance :2008	Maître de stage : Etienne Rivot	
Titre : Modélisation statistique Bayésienne d'un modèle de déplétion. Application à la pêche de poulpe <i>Octopus vulgaris</i> , du Maroc.		
<p>Résumé :</p> <p>Ce travail présente une analyse bayésienne du modèle de déplétion appliquée à la pêche de poulpe, <i>Octopus vulgaris</i>, du Maroc entre 1982 et 2002. Il constitue, à notre connaissance, la première approche bayésienne du modèle de déplétion en tant que modèle dynamique à états latents. Ce cadre méthodologique flexible permet de prendre en compte les incertitudes dans les modèles et les risques dans les prédictions. Ce travail comprend deux étapes. La première est une approche méthodologique dans laquelle la faisabilité et la qualité des inférences sont testées par une approche de simulation-ajustement. Il en ressort que la qualité des inférences statistiques dépend essentiellement de l'intensité de la déplétion dans les séries de données. Plus la déplétion est forte, moins les biais et les incertitudes autour des paramètres inconnus du modèle sont élevés. Il est également possible d'estimer l'intensité du recrutement secondaire, intervenant au cours de la phase de déplétion. Les inférences ne semblent pas sensibles aux hypothèses émises sur la mortalité naturelle. Dans un deuxième temps, le modèle a été appliqué au cas d'étude marocain. A la vue des résultats de l'approche de simulation-ajustement et des séries de données marocaines, la qualité des inférences sur les données réelles semble garantie. Le modèle fournit une estimation de l'intensité du recrutement annuel sur les 21 années étudiées ainsi qu'une estimation des effectifs de poulpe chaque mois. La série estimée de recrutement principal montre un caractère cyclique, avec des cycles d'une durée de 4-5 ans. Le poulpe commun est une espèce à stratégie r, fortement dépendante de l'environnement, notamment au niveau des ces phases larvaires et juvéniles. Les séries de recrutement, printanier et automnal, estimées par cette étude permettent d'étudier le lien entre les fluctuations de recrutement et les différents régimes de l'upwelling côtiers nord ouest africain afin d'améliorer la compréhension de la dynamique de population de cette espèce.</p>		
<p>Abstract :</p> <p>This work investigates a bayesian modelling approach of De Lury depletion model applied to the moroccan fisheries of common octopus, <i>Octopus vulgaris</i>, between 1982 and 2002. According to our knowledge, this is the first bayesian states-space modelling approach of the depletion model. This flexible mathematical framework enables us to deal with multiple sources of uncertainties in data and models, and provides quantifications of risks in the predictions.</p> <p>In a first part of this work, a methodological approach, based on simulated data is derived to test the feasibility and the quality of the Bayesian inferences provided by the approach. Results suggest that the quality of the inferences (both in terms of bias and uncertainty) strongly depends upon the strength of the depletion phase in the data set. The stronger the depletion, the smaller the bias and the uncertainty in the estimations. It is also proved that the model provides estimates of the recruitment intensity during the depletion phase. Results highlight that inferences are not sensitive to assumptions on natural mortality.</p> <p>In a second part, the methodology was applied to analyse the data of the Moroccan fishery over the series 1982-2003. According to the results of the simulation approach, and to the skills of the Moroccan data set, the quality of the inferences (reduced bias and reasonable uncertainty) should be guaranteed. The model provides estimates of the annual recruitment for the 21 years of the study and estimates of the number of octopus each month. The series of the estimated recruitments show cyclic fluctuations of 4-5 years. Octopus is an R-strategy species, highly dependant upon the environment, especially during the larval and juveniles live stages. The series of estimated recruitments are used to investigate the link between recruitment variability and coastal north African upwelling regime so as to improve the understanding of octopus population dynamic.</p>		
Mots-clés : State Space Model, Bayésien, <i>Octopus vulgaris</i> , modèle de déplétion	<b>Diffusion :</b> <input checked="" type="checkbox"/> Non limitée <input type="checkbox"/> Limitée (préciser au verso)	

Je soussigné Melle Robert Marianne propriétaire des droits de reproduction du résumé du présent document, autorise toutes les sources bibliographiques à signaler et publier ce résumé.

Date : 27/08/2008

Signature : 