



SCCS

Secrétariat canadien de consultation scientifique

CSAS

Canadian Science Advisory Secretariat

Document de recherche 2012/052

Research Document 2012/052

Région du Golfe

Gulf Region

Évaluation du potentiel de rétablissement de la morue franche (*Gadus morhua*) de l'unité désignable du Sud laurentien : morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T-4Vn (nov.-avril) de l'OPANO)

Recovery Potential Assessment for the Laurentian South designatable unit of Atlantic Cod (*Gadus morhua*): the southern Gulf of St. Lawrence cod stock (NAFO Div. 4T-4Vn(Nov-Apr))

Douglas P. Swain, Luc Savoie et Éliane Aubry

Pêches et Océans Canada / Fisheries and Oceans Canada
Centre des Pêches du Golfe / Gulf Fisheries Centre /
P.O. Box / C.P. 5030
Moncton, N.-B.
E1C 9B6

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

This series documents the scientific basis for the evaluation of aquatic resources and ecosystems in Canada. As such, it addresses the issues of the day in the time frames required and the documents it contains are not intended as definitive statements on the subjects addressed but rather as progress reports on ongoing investigations.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

Research documents are produced in the official language in which they are provided to the Secretariat.

Ce document est disponible sur l'Internet à:

This document is available on the Internet at:

www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1499-3848 (Imprimé / Printed)

ISSN 1919-5044 (En ligne / Online)

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2013
© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2013

Canada

La présente publication doit être citée comme suit :

Swain, D.P., Savoie, L. et Aubry, É. 2013. Évaluation du potentiel de rétablissement de la morue franche (*Gadus morhua*) de l'unité désignable du Sud laurentien : morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent (divisions 4T-4Vn (nov. - avril) de l'OPANO). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2012/052. iii + 53 p.

RÉSUMÉ

En 2010, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada a évalué la morue franche (*Gadus morhua*) de l'unité désignable (UD) du Sud laurentien comme étant en voie de disparition. Le stock de morue du sud du golfe du Saint-Laurent (unité de gestion 4T-4Vn [nov.-avr.]) est une composante de cette UD. Le stock de morue du sud du golfe est à son plus bas niveau depuis 61 ans et continue à diminuer. L'abondance moyenne des morues matures de 2008 à 2010 est estimée à 37 % de la moyenne du milieu à la fin des années 1990 et à 10 % de la moyenne du milieu des années 1980. Un point de référence limite (PRL) a été établi pour la morue du sud du golfe à partir de la biomasse du stock reproducteur (BSR) en-dessous duquel la probabilité d'un faible recrutement est élevée. Le PRL est estimé à 80 000 t. La BSR estimée est inférieure au PRL depuis 2003. En 2010, elle correspond à 49 % de la valeur du PRL. En été, la morue du sud du golfe est très répandue dans toute la région du Plateau madelinien. Toutefois, la région occupée par les morues de taille adulte en septembre a diminué d'une moyenne d'environ 64 500 km² dans les années 1980 à une moyenne d'environ 47 000 km² dans les années 2000. Un indice de distribution géographique, la zone minimale contenant 95 % des morues, a diminué de 50 % entre les années 1980 et 2000 pour la morue adulte. Néanmoins, considérant la vaste étendue maritime qui convient à la morue dans le sud du golfe et le détroit de Cabot, l'habitat n'est pas considéré comme un facteur limitatif pour cette population. La morue du sud du golfe n'occupe pas de résidence précise connue semblable à un nid ou à un antre au cours de sa vie. La productivité actuelle de la morue du sud du golfe est anormalement basse. Le taux instantané de mortalité naturelle (M) des morues de 5 ans et plus (5+) a augmenté à des niveaux très élevés à la fin des années 1980 et au début des années 1990, atteignant une moyenne de 0,66 pour la période allant de 1994 à 2009. La prédation par le phoque gris est considérée comme une composante importante de cette mortalité naturelle élevée. D'autres composantes de la productivité sont aussi présentement faibles. Le poids selon l'âge est bas depuis le début des années 1980. Le taux de recrutement (recrues par unité de BSR) était exceptionnellement élevé au milieu des années 1970, mais a chuté de manière importante dans les années 1990 et 2000, pour revenir à un niveau comparable aux taux observés dans les années 1950 et 1960. Si ces conditions persistent, il est à prévoir que ce stock continuera à diminuer, même sans pêche. Dans ces conditions, la probabilité d'atteindre le PRL est nulle. Sans pêche et aux niveaux actuels des autres composantes de la productivité, la M de la morue de 5+ doit être réduite à 0,5 pour freiner le déclin de la BSR et à 0,4 pour avoir une forte probabilité (90%) d'excéder le PRL dans 20 ans. Durant la petite pêche dirigée de la morue du sud du golfe en 2007 et 2008, la mortalité par la pêche a été estimée à 0,106 pour les âges pleinement recrutés, une petite fraction de la mortalité naturelle, mais demeure insoutenable étant donné la productivité actuelle du stock. Avec la fermeture de la pêche dirigée en 2009, la mortalité par la pêche à plein recrutement a chuté à 0,014, un niveau négligeable qui n'a pas eu d'effet perceptible sur les projections de population. La seule autre mesure qui pourrait être prise afin d'améliorer les chances de rétablissement de la morue du sud du golfe semble être une mesure visant à réduire le taux de mortalité naturelle des morues adultes (5+).

ABSTRACT

In 2010, the Laurentian South designatable unit (DU) of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) was assessed by the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada as Endangered. The southern Gulf of St. Lawrence cod stock (management unit 4T – 4Vn(Nov-Apr)) is a component of this DU. The southern Gulf cod stock is at the lowest level observed in the 61-year record and is declining. Abundance of mature cod in 2008-2010 is estimated to average 37% of the average level in the mid to late 1990s and 10% of the average level in the mid 1980s. A limit reference point (LRP) has been established for southern Gulf cod based on the spawning stock biomass (SSB) below which the probability of poor recruitment is high. The LRP is estimated to be 80,000 t. Estimated SSB has been below the LRP since 2003. Estimated SSB in 2010 is 49% of the LRP. Southern Gulf cod are widely distributed over the Magdalen Shallows in summer, though the area occupied by adult sizes of cod in September declined from an average of about 64,500 km² in the 1980s to an average of about 47,000 km² in the 2000s. An index of geographic range, the minimum area containing 95% of cod, decreased by 50% between the 1980s and the 2000s for adult cod. Nonetheless, given the broad distribution of waters suitable for cod in the southern Gulf and the Cabot Strait, habitat is not considered to be limiting for this population. Southern Gulf cod do not have any known dwelling-place similar to a den or nest during any part of their life. Productivity of southern Gulf cod is currently unusually low. The instantaneous rate of natural mortality (M) of cod aged 5 years and older (5+ cod) increased to very high levels in the late 1980s and early 1990s, averaging 0.66 over the 1994-2009 period. Predation by grey seals is thought to be an important component of this high natural mortality. Other components of productivity are also currently low. Weight-at-age has been at a low level since the early 1980s. Recruitment rate (recruits per unit of SSB) was exceptionally high in the mid to late 1970s but declined to a low level in the 1990s and 2000s, comparable to the rates observed in the 1950s and 1960s. If these conditions persist in the future, this stock is expected to continue to decline, even with no fishing. Under these conditions, the probability of reaching the LRP would be zero. With no fishing, at current levels of other components of productivity, 5+ M would need to be reduced to 0.5 to halt the decline in SSB and to 0.4 in order to have a high probability (90%) of exceeding the LRP in 20 years. During the small directed fishery for southern Gulf cod in 2007 and 2008, fishing mortality is estimated to have been 0.106 for fully-recruited ages, a small fraction of natural mortality, but still unsustainable given current stock productivity. With the closure of the directed fishery in 2009, fully-recruited fishing mortality dropped to 0.014, a negligible level with no detectable effect on population projections. The only additional action that can be taken to improve the chances for recovery of southern Gulf cod would appear to be action to reduce the rate of natural mortality on adult (5+) cod.

INTRODUCTION

En 2010, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a réévalué la situation de la morue franche en raison des preuves de la poursuite du déclin de certains stocks, en particulier celui du sud du golfe du Saint-Laurent. Par le passé, la morue franche a été évaluée en tant que quatre unités désignables (UD) : UD des Maritimes (préoccupante), UD du Nord laurentien (menacée), UD de Terre-Neuve-et-Labrador (en péril) et UD de l'Arctique (préoccupante). Dans la réévaluation récente, l'UD des Maritimes a été divisée en deux unités, l'UD du Sud laurentien et l'UD du Sud, qui ont toutes deux été évaluées comme étant en péril (COSEPAC 2010).

Le présent document fournit de l'information sur une composante de l'UD du Sud laurentien, le stock de morues du sud du golfe du Saint-Laurent (divisions 4T et 4Vn [novembre-avril] de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest [OPANO]). Il présente la situation récente et actuelle de l'espèce en ce qui concerne son abondance, sa biomasse et son aire de répartition, son cycle biologique, les menaces pesant sur sa survie ou son rétablissement et la faisabilité de son rétablissement.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le stock de morues du sud du golfe du Saint-Laurent (sgSL) entreprend des migrations saisonnières plutôt bien définies (figure 1). Le stock hiverne et forme des groupements denses dans des eaux relativement chaudes le long du talus sud du chenal Laurentien dans la région du détroit de Cabot. En avril et au début du mois de mai, il migre vers le sud du golfe pour frayer et s'alimenter, avant de retourner vers les aires d'hivernage en novembre.

L'exploitation de la morue du sud du golfe a débuté au 16^e siècle ou même avant. Les débarquements annuels ont fluctué entre 20 000 et 40 000 t du début au milieu du 20^e siècle (figure 2). Ils ont commencé à augmenter vers le milieu des années 1940, culminant à 104 000 t en 1956. Sauf pendant une brève période au milieu des années 1970, les débarquements sont demeurés élevés, à proximité ou au-dessus de 60 000 t, la plupart des années jusqu'au début des années 1990, quand le stock s'est effondré et la pêche a été fermée. À la suite d'un moratoire sur la pêche dirigée de septembre 1993 à mai 1998, la pêche a été rouverte avec un total autorisé des captures (TAC) de 3 000 t en 1998 et de 6 000 t en 1999-2002. La pêche dirigée à la morue a été fermée de nouveau en 2003, mais elle a été rouverte en 2004 avec un TAC de 3 000-4 000 t, qui a été réduit à 2 000 t en 2007 et 2008. La pêche dirigée est fermée depuis le mois de mai 2009.

BIOMASSE ET ABONDANCE HISTORIQUES ET ACTUELLES

INDICES DE LA BIOMASSE ET DE L'ABONDANCE

Les tendances de la biomasse et l'abondance relative de ce stock sont surveillées à l'aide d'un relevé au chalut de fond par stratification aléatoire mené en septembre depuis 1971 utilisant des navires de recherche, d'un deuxième relevé au chalut de fond par stratification aléatoire mené en août depuis 2003 utilisant des navires de pêche commerciaux, ainsi que d'un programme de pêche sentinelle à la palangre mené depuis 1995. La zone échantillonnée par les relevés d'août et de septembre couvre les profondeurs allant de 20 à plus de 350 m (figure 3) et couvre presque toutes les zones occupées par la morue du sgSL en août et en

septembre (voir Swain *et al.* 2012). Les indices rapportés ici dérivés du relevé de septembre sont basés sur les strates échantillonnées depuis 1971 (415-439); les indices dérivés du relevé d'août sont basés sur toutes les strates, à l'exception de la 402.

Deux chaluts ont été utilisés lors du relevé de septembre : un chalut Yankee 36 de 1971 à 1985 et un chalut Western IIA de 1985 à aujourd'hui. De plus, quatre navires différents ont été utilisés pour réaliser ce relevé. Lorsqu'on changeait d'engin ou de navire, on réalisait des expériences de pêche comparatives afin d'étalonner le nouvel engin ou le nouveau navire par rapport à l'ancien afin de maintenir l'uniformité de la série chronologique (Nielsen 1994; Benoît et Swain 2003; Benoît 2006). Un cinquième navire non étalonné a servi à réaliser le relevé de septembre en 2003. Ce relevé a débuté en retard et l'objectif d'intensité de l'échantillonnage n'a été atteint qu'à moitié, avec trois strates échantillonnées par un seul trait et deux strates manquées. Même si on a obtenu des estimations pour les strates manquées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé, on n'utilise généralement pas les indices dérivés du relevé de septembre 2003 pour étalonner les modèles de population pour ce stock (ils ont été exclus de l'étalonnage des modèles de population décrits ci-dessous).

Les indices de la biomasse et de l'abondance tirés du relevé de septembre 2010 étaient les plus faibles observés en 40 ans (figure 4). L'abondance de la morue mature chalutable atteignait en moyenne 32 millions dans les relevés de septembre de 2005-2010, soit 49 % de la moyenne de 1993-1997 et 15 % de la moyenne des années 1980 (figure 5). En 2010, les indices de la biomasse et de l'abondance dérivés du relevé de sentinelle au chalut mené en août étaient également les plus faibles jamais observés (figure 6). Les indices de 2010 atteignaient environ 30 % des valeurs observées au début de cette série chronologique en 2003. Les taux de prise normalisés dans le programme sentinelle à la palangre ont diminué de façon constante après 2004, chaque année suivante établissant un nouveau record quant à la valeur la plus basse observée (figure 7). Le taux de prise de 2010 correspondait à 20 % du taux de prise observé en 2004. En résumé, les trois indices indiquent que le stock a diminué depuis le début au milieu des années 2000 et qu'il se situe actuellement au plus faible niveau jamais observé. De plus amples renseignements sur ces indices figurent dans Swain *et al.* (2009b).

MODÈLES DE POPULATION

Méthodes

L'abondance et la biomasse du stock de morue du sgSL ont été estimées à l'aide d'un modèle de population étalonné au moyen de divers indices de l'abondance relative. En plus des indices désagrégés par âge dérivés des trois séries chronologiques de relevés décrites ci-dessus, on a recouru à plusieurs indices sentinelles supplémentaires couvrant la période allant de 1995 à 2002 et à un indice des taux de prises commerciales (1982-1993, avec une tendance temporelle dans la capturabilité) pour étalonner le modèle de population. De plus amples renseignements sur les indices ayant servi à l'étalonnage figurent dans Swain *et al.* (2009b). On a utilisé des données allant jusqu'à 2009 inclusivement pour ajuster le modèle.

Le modèle de population appliqué dans le présent document diffère sur plusieurs points de ceux utilisés dans les évaluations antérieures de ce stock. La différence la plus importante réside dans le traitement du taux instantané de mortalité naturelle (M). Dans les évaluations précédentes de ce stock, on a utilisé une seule valeur agrégé par âge (âges 2+) de la valeur de M pour une année donnée. Dans les évaluations récentes, on supposait que la valeur de M des morues d'âges 2+ était de 0,2 en 1971-1979 et de 0,4 en 1994-1997, et on estimait la valeur de M en blocs d'années pour le reste de la série chronologique. Dans le modèle utilisé dans le présent document, on estime ou on suppose des valeurs distinctes de M pour deux groupes

d'âge, les âges 2-4 et les âges 5+. On a supposé que la valeur de M était de 0,65 pour les âges 2-4 et de 0,15 pour les âges 5+ en 1971-1976, et on l'a estimée pour les autres années. La valeur de 0,15 a été choisie d'après les résultats d'études indépendantes qui ont estimé la valeur de M entre 0,07 et 0,2 pour les années 1970 et les années antérieures (Swain *et al.* 2009b, p. 26-27). On ne disposait pas d'information sur une valeur initiale appropriée pour la classe d'âge plus jeune. La valeur de 0,65 a été choisie à l'aide de la formule donnée par Gislason *et al.* (2010) pour estimer la valeur de M d'après les caractéristiques de la longueur et de la croissance. Une analyse de la sensibilité limitée indiquait que la valeur initiale fixe de M choisie pour les âges 2-4 (0,5 ou 0,65) n'avait aucun effet notable sur les estimations de la valeur de M chez les morues d'âge 5+ et qu'elle avait très peu d'effet sur les estimations de la biomasse du stock reproducteur (BSR). Après 1976, la valeur de M a été estimée selon la méthode de marche aléatoire ou en blocs d'années. Les résultats étaient similaires pour les deux approches, et les résultats de la méthode de marche aléatoire sont présentés dans le présent document. D'autres différences par rapport aux modèles précédents comprennent l'utilisation d'un groupe d'âge 12+ et l'ajustement de l'analyse séquentielle de population (ASP) à l'aide du logiciel AD Model Builder (<http://admb-project.org/>) plutôt que du logiciel ADAPT. De plus amples renseignements, y compris les ajustements des modèles et les raisons des modifications apportées à la structure du modèle, figurent dans Swain (2012).

Dans les modèles utilisant la méthode de marche aléatoire, M a été modélisée comme suit :

$$M_{j,y} = M_{fix_j} \text{ si } y = 1971-1976$$

$$M_{j,y} = M_{j,y-1} * \exp(Mdev_{j,y}) \text{ si } y > 1976$$

où y représente l'année et j représente la classe d'âge (2-4 ou 5+).

Pour les modèles utilisant des blocs d'années pour M , la fonction objective à réduire au minimum était la suivante :

$$f_1 = 0,5 \cdot \sum_{a,y,i} (\log(I_{a,y,i} / (q_{a,i} N_{a,y})) / s_{a,y,i})^2 + \sum_{a,y,i} \log(s_{a,y,i})$$

où

$$s_{a,y,i} = (\log(1 + cv_{a,y,i}^2))^{0,5}$$

où I est l'indice d'abondance, N est l'estimation de l'abondance de la population, q est la capturabilité, cv est le coefficient de variation pour l'indice i , a représente l'âge, y représente l'année et i représente les indices de l'abondance. Le cv avait été donné une valeur constante de 0,3 et n'avait donc aucun effet sur la réduction.

Pour les modèles utilisant la méthode de marche aléatoire, la fonction objective à réduire au minimum était la suivante :

$$f_2 = f_1 + 0,5 \cdot (\sum_{j,y} Mdev_{j,y}^2) / sd^2$$

La valeur de sd influe le degré auquel la marche aléatoire est restreinte. Si elle est trop large, l'estimation de la valeur de M aura tendance à fluctuer de façon erratique en réponse aux effets liés aux années. Aux fins des analyses exposées dans le présent document, la valeur de sd avait été mise à 0,075.

Les modèles ont été étendus jusqu'en 1950 en utilisant les prises selon l'âge de 1950-1970 et en supposant que la valeur de M en 1950-1970 était de 0,65 pour les âges 2-4 et de 0,15 pour les âges 5+.

Résultats

Pour les âges 2-4, l'estimation de la valeur de M a diminué à la fin des années 1980 et au début des années 1990 (figure 8). L'estimation de la valeur de M pour les âges 5+ a connu la tendance opposée au fil du temps, augmentant vers la fin des années 1970 et le début des années 1980 pour atteindre près de 0,35, et à nouveau à la fin des années 1980 et au début des années 1990 pour atteindre un niveau variable compris entre 0,6 et 0,75. Les résultats étaient similaires pour le modèle utilisant la méthode de marche aléatoire et le modèle utilisant des blocs d'années pour M .

La biomasse des morues âgées de 5 ans et plus a diminué entre le milieu des années 1950 et des années 1970; la biomasse des individus d'âge 5+ au milieu des années 1970 avait diminué à environ 25 % de la biomasse observée au milieu des années 1950 (figure 9). Ce déclin était non apparent dans la biomasse du stock reproducteur (BSR) en raison d'un déclin de l'âge à la maturité survenu dans les années 1960 (voir ci-dessous); la maturation à un âge plus jeune compensait la perte de reproducteurs plus âgés. La BSR et la biomasse des individus d'âge 5+ ont augmenté de façon marquée à la fin des années 1970, reflétant le recrutement des classes d'âge inhabituellement fortes (voir ci-dessous). Toutefois, ces deux éléments ont nettement diminué à la fin des années 1980 et au début des années 1990, principalement à cause d'une augmentation marquée de la mortalité des poissons plus âgés (5+). La biomasse estimée a été à peu près stable du milieu des années 1990 au début des années 2000, mais elle a ensuite diminué de façon constante jusqu'à aujourd'hui, et elle se situe maintenant au plus faible niveau observé depuis 61 ans. La BSR estimée au début de 2010 correspond à 34 % du niveau moyen observé du milieu à la fin des années 1990, et à 11 % du niveau moyen observé durant les années 1980. La biomasse estimée de morues d'âge 5+ au début de 2010 correspond à 33 % du niveau moyen observé du milieu à la fin des années 1990, à 12 % du niveau moyen observé dans les années 1980, et à 11 % du niveau moyen observé vers le milieu des années 1950.

L'abondance estimée des individus d'âge 5+ a diminué, passant d'environ 180 millions de morues au milieu des années 1950 à 50 millions de morues au milieu des années 1970 (figure 10). Encore une fois, une très faible variation dans l'estimation de l'abondance des individus matures s'est produite au cours de cette période en raison de la diminution de l'âge à la maturation survenu dans les années 1960. L'abondance des individus matures et des individus d'âge 5+ a augmenté de façon marquée à la fin des années 1970 à cause du recrutement de classes d'âge inhabituellement fortes. L'abondance estimée au milieu des années 1980 était d'environ 600 millions d'individus matures et de 365 millions de morues d'âge 5+. L'abondance est en déclin depuis le milieu des années 1980; ce déclin était très rapide à la fin des années 1980 et au début des années 1990, mais a été plus lent depuis le début des années 1990. Les estimations de l'abondance de 2009, à 60,7 millions d'individus matures et à 46,7 millions de morues d'âge 5+, sont les plus faibles observées en 61 ans. L'abondance moyenne des individus matures en 2008-2010 est estimée à 37 % du niveau moyen observé du milieu à la fin des années 1990, et à 10 % du niveau moyen observé au milieu des années 1980. L'abondance moyenne des individus d'âge 5+ en 2008-2010 a été estimée à 37 % du niveau moyen observé du milieu à la fin des années 1990, à 14 % du niveau moyen observé au milieu des années 1980 et à 27 % du niveau moyen observé au milieu des années 1950.

On estime que les classes d'âge de 2003-2005 et de 2007 sont les plus faibles en 61 ans (figure 11). La valeur moyenne de l'abondance estimée d'individus d'âge 2 au cours des cinq dernières années de l'analyse (2005-2009) correspondait à environ 49 % du niveau moyen observé du milieu à la fin des années 1990, à 9 % du niveau observé dans les années 1980 et à 32 % du niveau observé dans les années 1950. Les classes d'âge produites du milieu à la fin des années 1970 étaient inhabituellement fortes étant donné la faible BSR qui les a produites (voir ci-dessous). On estime que l'abondance totale des individus d'âge 2+ ces dernières années est la plus faible jamais observée.

AIRE DE RÉPARTITION HISTORIQUE ET ACTUELLE

Les tendances historiques et actuelles de l'aire de répartition sont fondées sur les taux de prise du relevé par navire de recherche mené en septembre, la plus longue série chronologique disponible aux fins de cette analyse. Les taux de prise dérivés du relevé sentinelle au chalut mené en août fournissent des renseignements supplémentaires sur la répartition de la morue au cours des dernières années. Août et septembre sont au cœur de la saison d'alimentation de la morue du sud du golfe, c'est-à-dire la saison pendant laquelle les morues sont le plus répandus dans le sud du golfe. C'est aussi la saison pendant laquelle les effets de dépendance à la densité sur l'aire de répartition de la population sont les plus susceptibles de se réaliser en raison des interactions concurrentielles pour les ressources alimentaires (Swain et Kramer 1995; Swain 1999).

Les morues sont largement réparties sur le Plateau madelinien en septembre (figure 12). Dans les années 1970, les densités de morues avaient tendance à être les plus élevées dans les régions de l'ouest du Plateau madelinien en septembre, en particulier dans la vallée de Shediac et la baie des Chaleurs. La répartition s'est étendue à des profondeurs intermédiaires aux régions à l'est du sud du golfe dans les années 1980. En plus de l'accroissement de l'abondance globale, ce phénomène reflète une expansion de la répartition de la morue à une abondance élevée (Swain et Wade 1993; Swain et Sinclair 1994; Swain 1999). Durant les années 1990, la répartition en septembre s'est de nouveau regroupée en eaux peu profondes, mais elle se trouvait plus à l'est par rapport aux années 1970. La répartition était encore plus limitée dans les années 2000, avec des zones de fortes densités limitées à de minces bandes allant de Miscou jusqu'au nord-ouest de l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.) et jusqu'au nord et à l'est des îles de la Madeleine.

La répartition en août était similaire à celle de septembre dans les années 2000, bien que les densités en août avaient tendance à être relativement plus élevées au large de Gaspé et relativement plus faibles au nord de l'Î.-P.-É. comparées à la répartition en septembre (figure 13). Une réduction de la superficie des zones de densité modérée à élevée de la morue est évidente entre août 2003 et août 2010.

La répartition en septembre est généralement similaire pour les petites et les grandes morues, bien que ces dernières ont tendance à aller un peu plus au large dans les eaux plus profondes (figure 14).

La zone occupée (A_t) par la morue en septembre pour l'année t a été calculée comme suit pour deux catégories de taille de morue :

$$A_t = \sum_{k=1}^S \sum_{j=1}^{N_k} \sum_{i=1}^{n_j} \frac{a_k}{N_k n_j} I \quad \text{où } I = \begin{cases} 1 & \text{si } Y_{ijkl} > 0 \\ 0 & \text{autrement} \end{cases}$$

où Y_{ijkl} est le nombre de poissons dans la catégorie de taille l capturés dans le trait i au site j dans la strate k , a_k est la zone de la strate k , N_k est le nombre de sites échantillonnés dans la strate k , n_j est le nombre de traits effectués au site j , et S est le nombre de strates. Les catégories de taille examinées étaient de ≤ 38 et de ≥ 39 cm de longueur totale (LT), ce qui correspond approximativement aux juvéniles et aux adultes (depuis le déclin de la taille à la maturité survenu dans les années 1960). La zone occupée était plus grande dans les années 1980 et la plus petite dans les années 2000 (figure 15). Pour les tailles des juvéniles, la zone occupée a diminué d'une moyenne d'environ 60 000 km² dans les années 1980 à une moyenne d'environ 46 000 km² dans les années 2000. Pour les tailles des adultes, la zone occupée a diminué d'une moyenne d'environ 64 500 km² dans les années 1980 à une moyenne d'environ 47 000 km² dans les années 2000.

La zone occupée (tel que définie ci-dessus) diminuera si la taille de la population diminue, même en l'absence d'une augmentation de concentration géographique (Swain et Sinclair 1994). Afin de décrire les changements dans la concentration géographique, on a également calculé la zone minimale contenant 95 % des morues pour chaque catégorie de taille, d'après Swain et Sinclair (1994). On a tout d'abord calculé la fonction de répartition cumulative des prises pondérées de morues pour chaque année :

$$(5) F(c) = 100 \frac{\sum_{i=1}^n w_i y_i I}{\sum_{i=1}^n w_i y_i} \quad \text{où} \quad I = \begin{cases} 1 & \text{si } y_i \leq c \\ 0 & \text{autrement} \end{cases}$$

où c est un niveau de prises de morues (*c.-à-d.* le nombre par trait standard), w_i est le facteur de pondération par trait i (*c.-à-d.* la proportion de la zone du relevé dans la strate de pêche par trait i divisée par le nombre de traits effectués dans cette strate), n est le nombre de traits de chalut effectués pendant le relevé, et y_i est le nombre de morues prises par trait i . $F(c)$ est une estimation du pourcentage de morues présentes à une densité locale de c ou moins. La zone cumulative par rapport à les prises de morues a aussi été calculée comme suit :

$$(6) G(c) = \sum_{i=1}^n \alpha_i I \quad \text{où} \quad I = \begin{cases} 1 & \text{si } y_i \leq c \\ 0 & \text{autrement} \end{cases}$$

où α_i est la zone de la strate de pêche par trait i divisée par le nombre de traits effectués dans cette strate. On a évalué F à des intervalles de 0,01, puis on a calculé la densité c_{05} correspondant à $F = 5$. $G(c)$ est la zone estimée contenant les 5 % de morues les moins densément répartis (y compris les zones où aucune morue n'a été capturée). On obtient donc la zone minimale contenant 95 % des morues (D_{95}) à l'aide de la formule suivante :

$$(7) D_{95} = A_S - G(c_{05})$$

où A_S correspond à 70 075 km², la superficie totale de la zone du relevé.

Le déclin observé des années 1980 aux années 2000 a été plus important pour D_{95} que pour la zone occupée, en particulier pour la catégorie de taille adulte (figure 16). Pour les morues de taille adulte, D_{95} a diminué de 50 % d'une moyenne d'environ 44 000 km² dans les années 1980 à une moyenne d'environ 22 000 km² dans les années 2000.

VARIATION DU CYCLE BIOLOGIQUE

MORTALITÉ TOTALE (Z)

Les estimations indépendantes des modèles pour le taux total de mortalité instantanée Z ont été obtenues au moyen des taux de prise selon l'âge dérivés des relevés. D'après Sinclair (2001), des analyses de la covariance ont été menées dans des fenêtres temporelles mobiles sur cinq ans, avec les taux de prise logarithmique comme variable dépendante, la classe d'âge comme facteur et l'âge comme covariable. Le terme des classes d'âge a été pris en considération aux fins de la variation de la force des classes d'âge. La pente de la covariable donne une estimation de Z . Les analyses ont été limitées aux âges 7-11. On a aussi calculé la valeur relative de F , les prises selon l'âge divisées par l'abondance de morue chalutable durant le relevé selon l'âge (Sinclair 1998), pour la même tranche d'âges et on a établi une moyenne pour les mêmes fenêtres mobiles sur cinq ans.

D'après les taux de prise selon l'âge dérivés des relevés par navire de recherche, la valeur de Z a augmenté de façon marquée à la fin des années 1980, atteignant des valeurs de pointe maximales plus élevées que 1, puis a fortement diminué avec la fermeture de la pêche en 1993 (figure 17). Ces changements de la valeur de Z reflètent les changements de la mortalité par pêche. Cependant, la valeur de Z est demeurée élevée après la fermeture de la pêche en 1993. Selon les données des navires de recherche, l'estimation de la valeur de Z était d'environ 0,45-0,55 du milieu à la fin des années 1990, puis elle a augmenté de façon marquée dans les années 2000 pour s'établir entre 0,75 et 0,95. Les données des relevés sentinelles au chalut menés en août indiquaient également une valeur élevée de Z dans les années 2000. Les plus récentes estimations de la valeur de Z d'après les taux de prise dérivés des relevés sont d'environ 0,6-0,75.

Les estimations de la valeur de Z durant le moratoire sur la pêche en 1994-1997 indiquent que la valeur de M était de 0,4 ou plus durant cette période. L'estimation de la valeur de Z en 1994-1997 était de 0,57 (IC de 95 % : 0,47-0,66). La mortalité relative par pêche (âges 7-11) durant cette période s'est établie en moyenne à 0,025. Les estimations très élevées de la valeur de Z pour ces dernières années suggèrent que la mortalité naturelle a peut-être atteint des niveaux encore plus élevés, mais l'incertitude liée aux estimations récentes est élevée en raison des effets annuels possibles dans les données dérivées des relevés.

Des études antérieures ont obtenu des estimations de la valeur de M pour la morue du sud du golfe allant de 0,07 à 0,1-0,2 dans les années 1970 et avant (Dickie 1963; Beverton 1965; Myers et Doyle 1983). Les estimations basses de la valeur de Z dans les années 1970 par rapport aux estimations élevées du taux relatif de mortalité par pêche (figure 17) suggèrent aussi que la valeur de M était très basse au cours de cette période antérieure.

MORTALITÉ NATURELLE (M) D'APRÈS LES MODÈLES DE POPULATION

Les modèles de population décrits dans le présent document fournissent des estimations directes de la valeur de M . Comme on l'a déjà mentionné, ils indiquent des tendances opposées de M chez les morues jeunes et plus âgées (figure 8). Pour les morues d'âge 2-4, la valeur estimée de M a diminué à la fin des années 1980 et au début des années 1990; pour les morues d'âge 5+, la valeur de M a augmenté de façon marquée pour cette même période, s'établissant en moyenne à 0,66 pour la période 1994-2009.

En plus de la mortalité naturelle, ces estimations comprendront également toute mortalité attribuable aux prises rejetées ou non déclarées. Le déclin de la valeur de estimée de M pour

les jeunes morues à la fin des années 1980 et au début des années 1990 peut refléter en partie un déclin de la mortalité par la pêche non déclarée (p. ex., attribuable aux prises rejetées) lié aux changements apportés aux mesures de gestion durant cette même période, ainsi qu'avec le déclin marqué de l'effort de pêche après la fermeture de la pêche dirigée à la morue en septembre 1993. Toutefois, la baisse de la mortalité des petits poissons dans les années 1990 et 2000 est répandue dans toute la communauté de poissons marins dans le sud du golfe (Benoît et Swain 2008; Swain *et al.* 2009a) et pourrait être associée à la réduction de prédation suivant l'effondrement des grands poissons démersaux (Benoît et Swain 2011).

Les augmentations de la valeur estimée de M pour les morues plus grandes (âge 5+) à la fin des années 1980 et au début des années 1990 seraient peut-être attribuables en partie à la hausse des prises non déclarées durant cette période. Par exemple, utilisant une approche de modélisation qui a intégré la censure des données sur les prises, Bousquet *et al.* (2010) ont estimé que les prises non déclarées ont été considérables pour ce stock entre 1988 et 1992. Cependant, l'effort de pêche dans le sud du golfe a atteint de très faibles niveaux du milieu à la fin des années 1990 et dans les années 2000, et seule une très petite partie de l'estimation élevée de la valeur de M pour ces périodes peut être attribuée aux prises non déclarées (Swain *et al.* 2011a).

ÂGE ET TAILLE À LA MATURATION

L'âge et la longueur à 50 % de maturité ont diminué de façon marquée au sein des cohortes de morues du sud du golfe produites dans les années 1950 et 1960 (figure 18). Cela reflète les changements survenus dans les normes de réaction de maturation (figure 19) et représente vraisemblablement une réponse évolutionnaire à l'intensification de la pêche (Swain 2011a). Les normes de réaction de maturation ont peu changé parmi les cohortes produites depuis le début des années 1970 malgré les importantes réductions de l'effort de pêche et de la mortalité par pêche dans les années 1990 et 2000. La mortalité naturelle élevée chez la morue adulte dans les années 1990 et 2000 peut être une cause de la maturation précoce toujours observée au sein de cette population, remplaçant maintenant la mortalité par pêche comme facteur de sélection favorisant la maturité précoce.

FÉCONDITÉ

En comparant les stocks de morues dans le sud du golfe, dans la baie de Sydney (4Vn), dans l'est du plateau néo-écossais (4VsW) et du banc de Georges, McIntyre et Hutchings (2003) ont conclu que la morue du sud du golfe se caractérisait par une fécondité selon la taille relativement élevée, un indice gonadosomatique élevé et des œufs plus gros. Ils ont suggéré que l'allocation plus élevée à la reproduction chez la morue du sud du golfe représente peut-être une réponse sélective à la croissance lente et à la maturation plus tardive, engendrant une mortalité préreproductrice plus élevée et un plus petit nombre d'événements de reproduction au cours de la vie du poisson.

McIntyre et Hutchings (2003) ont aussi comparé la fécondité selon la taille chez des morues du sud du golfe prélevées en 1955, en 1956, en 1980, en 1998 et en 1999. La fécondité n'affichait pas de différences significatives entre ces années, à l'exception d'une fécondité relativement faible selon la taille en 1998.

CROISSANCE ET CONDITION

Le poids selon l'âge de la morue du sud du golfe a chuté de façon marquée à la fin des années 1970 et au début des années 1980 (figure 20). Cela reflète un déclin du taux de croissance attribuable à la densité, comme l'abondance de morue a augmenté pendant cette période, parallèlement à un changement dans la direction des courbes de mortalité par pêche en fonction de la taille (Hanson et Chouinard 1992; Sinclair *et al.* 2002a, 2002b). Le poids selon l'âge demeure faible depuis le milieu des années 1980, malgré les bonnes conditions de croissance des dernières années (c.-à-d. faible abondance de morue, abondance de proies élevée et températures d'eau relativement élevées) et une réduction importante de la sélection selon la taille attribuable à la pêche. La persistance d'une petite taille selon l'âge chez les morues du sud du golfe peut être en partie attribuable à une réaction génétique à la pêche sélective en fonction de la taille pratiquée dans les années 1980 et au début des années 1990 (Swain *et al.* 2007). D'autres hypothèses qui doivent encore être étudiés seraient que ce phénomène reflète une réaction phénotypique à la mortalité sélective continue en fonction de la taille (dorénavant mortalité naturelle plutôt que mortalité par pêche) et/ou des changements de comportement des morues en réponse au risque accru de prédation.

La condition de la morue du sud du golfe en septembre était relativement bonne du début jusqu'au milieu des années 1970, faible de la fin des années 1970 jusqu'au milieu des années 1980, près de la moyenne à long terme de la fin des années 1980 jusqu'au milieu des années 2000, et légèrement inférieure à la moyenne à long terme au cours des dernières années (figure 21). La morue du sud du golfe s'alimente peu en hiver et, de ce fait, affiche un cycle saisonnier marqué de sa condition, celle-ci étant à son plus bas niveau au printemps (Schwalme et Chouinard 1999). La variation saisonnière de la condition de la morue du sud du golfe fait l'objet d'un suivi depuis septembre 1991. La condition au printemps tendait à être plus faible dans les années 1990 que dans les années 2000 (figure 22).

RECRUTEMENT

Les classes d'âge de morues du sud du golfe produites du milieu jusqu'à la fin des années 1970 ont été exceptionnellement abondantes (figure 23). Ce fort recrutement a permis à ce stock de se rétablir rapidement après son effondrement dans les années 1970. Le taux de recrutement pendant cette période a été jugé d'avoir été anormalement élevé, ce qui reflète une réduction de la prédation exercée sur les œufs et les larves de morue après l'effondrement des stocks de poissons pélagiques dans le sud du golfe au début des années 1970 (Swain et Sinclair 2000). Les stocks de poissons pélagiques se sont rétablis dans les années 1980, et les taux de recrutement chez la morue sont revenus à un niveau plus bas.

POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE

On a établi un point de référence limite (PRL) pour la morue du sud du golfe lors de l'atelier national sur les points de référence des gadidés en novembre 2002 (Rivard et Rice 2002). Le PRL pour ce stock est fondé sur la BSR en dessous de laquelle la productivité de la population est gravement compromise. On a examiné trois types de critères : 1) $B_{\text{rétablissement}}$, la BSR historique la plus faible à partir de laquelle le stock s'est facilement rétabli; 2) la BSR où le recrutement prévu correspondant à la moitié du recrutement maximal (RK_{50} , BH_{50} , NP_{50}), et 3) le point en dessous duquel la population ne produira vraisemblablement pas un recrutement moyen dans de bonnes conditions de survie pour les premiers stades biologiques ($Sb_{50/90}$). Les estimations obtenues à l'aide des diverses méthodes se regroupaient étroitement entre 70 000 et 80 000 t, et on en a conclu que la meilleure estimation du PRL pour ce stock se situait

à 80 000 t de la BSR (Chouinard *et al.* 2003). On estime que le stock se situe en dessous du PRL depuis 2003. La BSR estimée en 2010 correspond à 49 % du PRL.

PROJECTION DE LA TRAJECTOIRE DE LA POPULATION SELON LA PRODUCTIVITÉ ACTUELLE

On a effectué des projections de la population afin d'examiner les conséquences des conditions actuelles de productivité, définies dans le présent document comme étant les conditions observées entre 1994 et 2009 (c.-à-d. depuis la fermeture initiale de la pêche dirigée à la morue en septembre 1993). Ces projections ne devraient pas être interprétées comme des prévisions de l'état futur du stock, car elles reposent sur des hypothèses concernant la productivité future. La population du sud du golfe a été projetée dans l'avenir en tenant compte de l'incertitude dans l'estimation de l'abondance selon l'âge ainsi que de l'incertitude et de la variabilité dans l'estimation des éléments de productivité pour la période actuelle.

MÉTHODES

Les projections reposaient sur le modèle de population avec M pour les âges 2-4 et 5+ modélisée au moyen de la méthode de marche aléatoire. Les projections pour la population ont été faites pour 40 ans, une période correspondant à un peu plus de trois générations pour cette population (environ 36 ans). On a calculé ces projections en supposant que les conditions actuelles de productivité se maintiendront au cours des 40 prochaines années. Aux fins de ces projections, on définit les conditions actuelles de productivité comme étant les conditions observées depuis 1994. Tous les éléments de la productivité (c.-à-d. taux de recrutement, poids selon l'âge et mortalité naturelle) ont fluctué autour d'un niveau relativement constant au cours de cette période (figures 8, 20 et 23). Il convient de noter que ces projections n'estiment pas la probabilité que la population se situera à un niveau particulier à un moment précis dans le futur; elles estiment plutôt cette probabilité en supposant que les conditions actuelles de productivité se maintiendront dans le futur.

Ces projections nécessitent un rapport entre le stock et les recrues. La productivité de cette population en ce qui concerne le recrutement a varié au fil du temps (figure 24). Les taux de recrutement ont été inhabituellement élevés du milieu des années 1970 au début des années 1980. En fonction des conditions actuelles de productivité (classes d'âge de 1990-2007), la relation entre le stock et les recrues semble linéaire; durant cette période, un modèle Beverton-Hold et un modèle de régression linéaire simple s'ajustent aussi bien aux données (figure 24). Bien que la pente de la relation linéaire est hautement significative ($P < 0,0001$), le point d'interception ne diffère pas de 0 ($P = 0,16$). Par conséquent, les projections ont été réalisées en supposant un taux de recrutement moyen constant pour toute la tranche de la BSR considérée comme ayant produit les classes d'âge de 1990-2007, et un taux de recrutement sélectionné aléatoirement parmi ceux observés au cours de la période 1994- (classes d'âge de 1992-2007) a été appliqué à la BSR afin d'obtenir l'abondance des recrues d'âge 2. Dans les cas où la BSR excédait le maximum observé durant cette période, elle était établie au maximum observé afin de prévoir le recrutement. Cela correspond au modèle de recrutement décrit par la ligne noire continue et la ligne noire en traits et en points dans la figure 24. (La BSR n'a atteint ce maximum dans aucune projection supposant la productivité actuelle.)

Les projections reposaient sur 2 000 simulations de MCMC (Monte-Carlo par chaîne de Markov) sauvegardées du modèle de population (200 000 simulations, une simulation étant sauvegardée à chaque tranche de 100 simulations). Pour chaque scénario de projection, 2 000 itérations étaient réalisées. Pour chaque itération, l'une des simulations de MCMC était

sélectionnée au hasard. L'itération était lancée à partir des estimations de l'abondance selon l'âge en 2010 dans la simulation de MCMC sélectionnée. Pour chaque année de l'itération de la projection, un taux de recrutement et des valeurs de M pour les âges 2-4 et 5+ étaient sélectionnés aléatoirement parmi les valeurs de 1994-2009 dans la simulation de MCMC sélectionnée, et un vecteur de poids selon l'âge était sélectionné aléatoirement parmi les valeurs de 1994-2009. De plus, on a examiné une approche reposant sur l'utilisation d'une « fenêtre qui s'élargit », dans laquelle la « fenêtre de sélection » s'élargissait à mesure que l'on reculait dans le passé (jusqu'en 1994) et à mesure que la projection avançait dans le futur. Cette approche a donné des résultats très similaires à ceux pour lesquels la sélection aléatoire des éléments de productivité avait été effectuée à partir de toute la fenêtre de 1994-2009 pour toutes les années de la projection. On a examiné cette approche pour un seul scénario de projection. Trois scénarios de projection ont été examinés : 1) mortalité par pêche (F) = 0; 2) pleinement recruté $F = 0,014$, ce qui correspond à l'effort de pêche en 2009, quand il n'y avait pas de pêche dirigée; et 3) pleinement recruté $F_s = 0,106$, ce qui correspond à l'effort de pêche en 2007-2008, quand il y avait une petite pêche dirigée avec un TAC de 2000 t. Les vecteurs associés au recrutement partiel utilisés dans les scénarios 2 et 3 étaient ceux estimés pour 2009 et 2007-2008 respectivement.

RÉSULTATS

Si les conditions actuelles de la productivité se maintiennent dans le futur, on prévoit que la population continuera de décliner, même en l'absence de pêche (figures 25 et 26). Dans les conditions actuelles de productivité (c.-à-d. de 1994 à 2009), il est impossible que le stock de morues du sud du golfe se rétablisse à son PRL (figure 26).

On a évalué la mesure dans laquelle ces divers niveaux de mortalité par pêche mettraient en péril la survie de cette population en comparant les projections des trajectoires de la population à ces niveaux de F et la trajectoire $F = 0$ (figures 26 et 27). En 2009, la pêche dirigée à la morue du sud du golfe a été fermée et les prélèvements de poissons de ce stock ont été limités aux prises accessoires dans le cadre des pêches dirigées à d'autres espèces ainsi qu'aux prélèvements aux fins de programmes de suivi scientifiques. Ce niveau de prélèvements a donné une valeur de F pleinement recruté de 0,014. Ce niveau de F a un impact négligeable sur l'abondance des individus matures et la BSR projetées. Les projections à ce niveau de F ne diffèrent pratiquement pas des projections de $F = 0$ (figure 26a), et la probabilité que la BSR descende en dessous des divers seuils diffère à peine entre les valeurs de $F = 0,014$ et $F = 0$ (figure 27). Par exemple, la probabilité que la BSR projetée descende en-dessous des 5 000 t d'ici 2050 est d'environ 32 % dans les deux cas (figure 27). Les faibles prélèvements de la pêche dirigée à la morue en 2007 et en 2008 (TAC de 2 000 t) ont donné une valeur de F pleinement recruté de 0,106. Ce niveau de F a accéléré les déclinés projetés de la population et a donc diminué la probabilité de survie de la population (figure 26b). Par exemple, la probabilité que la BSR projetée tombe sous les 5 000 t d'ici 2050 est de 63 % à ce niveau élevé de F , environ deux fois la probabilité si $F = 0$ ou si F est attribuable seulement aux prises accessoires (figure 27).

PROJECTIONS DE LA POPULATION À DES NIVEAUX PLUS ÉLEVÉS DE PRODUCTIVITÉ

On a aussi effectué des projections pour des niveaux plus faibles de M pour les individus d'âge 5+ afin de déterminer la réduction nécessaire de M chez les morues d'âge 5+ pour obtenir une BSR stable ou croissante aux niveaux actuels d'autres éléments de la productivité. Les projections ont été réalisées comme décrit ci-dessous, avec l'exception que les valeurs sélectionnées de M pour les poissons d'âge 5+ ont été réduites à 60-90 % du niveau sélectionné. La mortalité par pêche a été mise à 0. Une réduction de 75 % du niveau actuel (0,50) est nécessaire pour arrêter le déclin de la BSR, tandis qu'une réduction de 70 % du niveau actuel (0,46) permettrait à la BSR d'augmenter (figures 28 et 29). Avec une réduction de 65 % ou de 60 % du niveau actuel (0,43 ou 0,40), la probabilité de dépasser le PRL dans 20 ans serait de 60 % ou de 90 % respectivement, étant donné les conditions de productivité utilisées pour ces projections et les incertitudes des estimations de l'abondance selon l'âge et de la mortalité naturelle. Ces résultats étaient similaires à ceux obtenus au moyen d'un modèle différent durant les analyses effectuées dans le cadre de l'examen des impacts des phoques (Swain 2011b); avec ce modèle, une réduction de la valeur de M pour les individus d'âge 5+ à 63 % du niveau actuel a entraîné à une probabilité de 70 % d'atteindre le PRL dans 20 ans.

Les projections ci-dessus supposent que la valeur de M pour les morues d'âge 2-4 demeurera aux niveaux relativement faibles estimés pour la période allant de 1994-2009. Si la valeur de M pour ces jeunes morues devait revenir aux niveaux élevés supposés ou estimés pour 1971-1990, il faudrait diminuer beaucoup plus la valeur de M pour les individus d'âge 5+ afin de parvenir à une augmentation de la BSR étant donné le faible poids selon l'âge et les faibles taux de recrutement observés entre 1994 et 2009 (figure 30).

RÉPARTITION SAISONNIÈRE ET ASSOCIATIONS D'HABITATS

La morue est largement répartie dans le sud du golfe, à diverses profondeurs et températures ainsi que sur différents types de fonds. Les profondeurs et les températures occupées par la morue du sud du golfe varient selon les saisons (Swain *et al.* 1998), l'ontogénétique (Swain 1993; Swain et Kramer 1995; Swain *et al.* 1998) et l'abondance de la morue (Swain 1993; Swain et Kramer 1995; Swain 1999). Les morues plus jeunes ont une tendance à occuper des eaux moins profondes, plus chaudes en été et plus froides en hiver, comparativement aux morues plus âgées. La morue du sud du golfe occupe des eaux plus profondes et plus chaudes en hiver qu'en été. Durant la saison d'alimentation, en été et au début de l'automne, la morue du sud du golfe ont une tendance à occuper des eaux peu profondes et relativement chaudes lorsque l'abondance est faible, puis elle se déplace vers des eaux plus froides à des profondeurs intermédiaires lorsque l'abondance est élevée. On pense que ce changement de la répartition découle de l'interaction entre les ressources alimentaires dépendantes de la densité et les coûts métaboliques indépendants de la densité associés à la température de l'eau (Swain et Kramer 1995). Les températures médianes occupées par la morue du sud du golfe varient en général entre 1 et 3,5 °C en été (en fonction de l'âge et de la période de l'année) et entre 5 et 6 °C en hiver. Étant donné la vaste répartition des eaux convenables pour la morue dans le sud du golfe et le détroit de Cabot, l'habitat n'est pas considéré comme étant un facteur limitatif pour cette population. La morue du sud du golfe n'occupe pas de résidence précise connue semblable à un nid ou à un antre au cours de sa vie.

Pendant la période d'hivernage, les migrations saisonnières et le frai, la morue du sud du golfe est très concentrée dans certaines zones. Au début de l'hiver, la morue du sud du golfe est très

concentrée le long de la pente du chenal Laurentien, à proximité de l'île Saint-Paul (figure 31). On peut observer d'autres concentrations au sud-est le long de la pente du chenal dans les divisions 4Vn et 4Vs, surtout pendant les années de fortes glaces. La morue du sud du golfe est aussi très concentrée durant sa migration, à l'intérieur du golfe au printemps et à l'extérieur du golfe à l'automne. Elle utilise deux voies migratoires, l'une passant par la cuvette du Cap-Breton, et l'autre le long du sud de la pente du chenal Laurentien (figure 1). Selon la distribution de l'effort de pêche dans les années 1980 et au début des années 1990 (figure 32), la voie passant par la cuvette du Cap-Breton semble être la principale voie de migration, tandis que certaines données laissent entendre que la route passant le long de la pente du chenal Laurentien serait de plus en plus importante.

La migration printanière a lieu en avril et en mai. La migration automnale a lieu en novembre, et la période de pointe de la migration, qui avait lieu vers la fin novembre et le début décembre au début des années 1980, s'est mise à se produire au début novembre durant la deuxième partie des années 1990 (Comeau *et al.* 2002). Les morues se rassemblent aussi durant le frai. La principale frayère semble se trouver dans la région de la vallée de Shediac, au large de Miscou (figure 1). Powles (1958) rapportent que la période de frai de la morue dans le sud du golfe s'étend de mai à septembre, avec un pic de frai vers la fin de juin. Selon d'autres études, le pic de frai se produirait un peu plus tôt, vers la fin de mai (Jean 1963; Lett 1980). Schwalme et Chouinard (1999) rapportent que des réductions des indices gonadosomatiques associées au frai se produisent en juin et en juillet. En raison de la concentration d'une grande partie de la population dans ces zones limitées durant certaines saisons, la population est particulièrement vulnérable aux menaces à ces endroits et à ces moments.

MENACES, FACTEURS LIMITATIFS ET MESURES D'ATTÉNUATION

PÊCHE

La mortalité estimée par pêche de la morue du sud du golfe a augmenté tout au long des années 1950 et 1960 et au début des années 1970 (figure 33). Ceci a abouti au premier effondrement de ce stock dans les années 1960 et au début des années 1970, ainsi que des modifications génétiques apparentes du cycle biologique (c.-à-d. maturité précoce). Comme l'abondance augmentait en raison du recrutement exceptionnel, la mortalité par pêche a ensuite diminué, particulièrement chez les morues d'âges plus jeunes commercialement accessibles. La mortalité par pêche a augmenté rapidement vers la fin des années 1980 et au début des années 1990, surtout chez les morues plus âgées, puis le stock s'est effondré de nouveau. Depuis l'effondrement du stock survenu au début des années 1990, la mortalité par pêche a été relativement faible, surtout durant le moratoire sur la pêche dirigée en 1994-1997, en 2003 et depuis 2009. Pendant les pêches dirigées en 1998-2002 et en 2004-2008, la mortalité par pêche, bien que relativement faible, était encore trop élevée pour que le stock se maintienne en raison du niveau élevé de M chez les morues d'âge 5+. D'autre part, la mortalité par pêche associée aux prises accessoires de morue depuis la fermeture de la pêche dirigée à la morue en 2009 est négligeable.

MORTALITÉ NATURELLE

L'absence de rétablissement (et le déclin continu) de la morue du sud du golfe est principalement attribuable à la mortalité naturelle élevée chez les individus d'âge 5+. Les profils de mortalité de la morue, la valeur de M diminuant pour les jeunes (petites) morues et augmentant pour les morues plus âgées (et plus grandes), ont été observés dans l'ensemble de la communauté de poissons marins du sud du golfe (Benoît et Swain 2008; Swain *et al.* 2009a;

Benoît et Swain 2011). On a examiné un ensemble complet d'hypothèses afin de déterminer les facteurs les plus probables d'être les causes importantes de la valeur élevée de M chez les morues d'âge 5+ (Swain *et al.* 2011a). Les facteurs examinés sont : les prises non déclarées, l'émigration, les maladies, les contaminants, la mauvaise condition du poisson, les modifications du cycle biologique, les parasites et la prédation (particulièrement par les phoques gris). Les conclusions, fondées sur le poids de la preuve, sont les suivantes.

Une partie significative des pertes attribuées à la mortalité naturelle de la fin des années 1980 au début des années 1990 pourraient être dues à des prises non déclarées, mais la contribution de telles prises à la valeur de M estimée entre le milieu des années 1990 et maintenant ne peut être que négligeable.

L'hypothèse selon laquelle les pertes seraient dues à l'émigration plutôt qu'à la mortalité peut être rejetée.

Bien que les données dont on dispose soient limitées, aucun élément de preuve n'appuie l'hypothèse selon laquelle la maladie serait un important facteur de la valeur élevée de M .

L'hypothèse selon laquelle la mortalité due à un agent de contamination est un important facteur de la mortalité naturelle élevée n'est pas appuyée par des données probantes.

Les changements du cycle biologique (maturation précoce), combinés à la mauvaise condition des poissons, ont pu contribuer aux augmentations modérées de la valeur de M (de 0,1-0,2) dans la première moitié des années 1980, mais la valeur de M liée à ces causes aurait diminué lorsque la condition des poissons s'est ensuite améliorée. Ni les changements du cycle biologique (maturation précoce, sénescence précoce), ni la mauvaise condition des poissons sont appuyés comme étant des importants facteurs de la mortalité naturelle actuellement élevée dans les années 2000.

La mortalité causée par les parasites liée aux lésions directes aux organes et aux tissus ou à l'épuisement des réserves d'énergie est faible chez cette population. Cependant, il se peut qu'une infection parasitaire contribue à la valeur élevée M en rendant les poissons fortement infectés davantage vulnérables aux prédateurs.

L'augmentation prononcée de la valeur de M chez les morues d'âge 5+ lorsque le nombre a chuté à la fin des années 1980 et au début des années 1990, est conforme à l'hypothèse de la « fosse aux prédateurs » comme élément causal de cette mortalité naturelle élevée. Étant donnée les régimes alimentaires, les répartitions et les abondances des prédateurs potentiels des grandes morues, le phoque gris est le prédateur prédominant le plus probable à occuper cette fosse. Les données disponibles sur le régime alimentaire du phoque gris indiquent que cette espèce consomme les grandes morues (> 40 cm de longueur), que ce prédateur semble préférer les grandes morues aux petites morues et que, lorsqu'il se trouve à proximité de grandes concentrations d'individus lorsqu'il s'alimente, les grandes morues peuvent représenter une partie importante de son alimentation. En raison du manque de données, la quantité de grandes morues consommée par les phoques gris est incertaine. Cependant, certaines hypothèses visant à combler des lacunes dans les données génèrent des estimations de la consommation qui comptent pour une partie importante de la M chez les morues d'âge 5+. Des données indirectes (corrélatives) indiquent également que la prédation des phoques gris contribue à la valeur élevée de M chez les morues adultes et d'autres grands poissons démersaux (p. ex., Chouinard *et al.* 2005a). Selon l'hypothèse la mieux soutenue par le poids de la preuve, la prédation par les phoques gris est un élément important de la valeur actuellement élevée de M chez les morues d'âge 5+ du sud du golfe.

AUTRES FACTEURS LIMITATIFS

Poids selon l'âge

Le poids selon l'âge de la morue du sud du golfe est faible depuis le milieu des années 1980. Ce faible poids selon l'âge contribue à la production actuellement déficitaire de ce stock. Les causes de la persistance du faible poids selon l'âge de ce stock ne sont pas claires. Une grande partie de la diminution de la longueur selon l'âge observée vers la fin des années 1970 et le début des années 1980 reflétait la réaction phénotypique à une modification de la mortalité en fonction de la taille, supposément attribuable à la pêche (Sinclair *et al.* 2002a, 2002b). La sélection par taille attribuable à la pêche devrait aujourd'hui être faible étant donné le faible niveau de mortalité par pêche observé depuis 1994. La diminution du poids selon l'âge était aussi attribuable en partie à un déclin du taux de croissance dépendant de la densité lorsque l'abondance de la morue a augmenté à des niveaux très élevés au début des années 1980. Étant donné la faible abondance de la morue (et l'abondance élevée de proies) dans les années 1990 et 2000, on peut s'attendre à une augmentation du taux de croissance dépendante de la densité, mais ceci n'est pas évident en ce qui concerne le poids ou la longueur selon l'âge. Les déclins dans la croissance de certains autres stocks de morues vers la fin des années 1980 et le début des années 1990 ont été en partie attribués aux effets directs et indirects de la température froide de l'eau (Castonguay *et al.* 1999; Swain *et al.* 2003). La température de l'eau dans le sud du golfe en été est aujourd'hui relativement chaude et devrait favoriser une bonne croissance de la morue. L'une des possibilités est que le poids selon l'âge demeure faible chez la morue du sud du golfe en raison d'une réponse génétique à la sélection forte contre la croissance rapide de la morue imposée par la pêche dans les années 1980 et au début des années 1990 (Swain *et al.* 2007). Une autre possibilité est que la persistance du faible poids selon l'âge est dû à une prédation accrue par les phoques gris, dû à une prédation sélective à des types de comportement de croissance rapide et/ou de changements comportementaux associés à un risque accru de prédation.

Taux de recrutement

Le taux de recrutement est actuellement faible comparé aux taux observés du milieu des années 1970 au début des années 1980; il contribue donc à la productivité actuellement faible de ce stock. Les taux de recrutement exceptionnels observés au cours de la période antérieure sont considérés d'être inhabituellement élevés et sont attribuables à une réduction de la prédation sur les œufs et les larves de morues par les poissons pélagiques (qui se sont effondrés au milieu des années 1970). Les poissons pélagiques, en particulier les harengs qui frayent à l'automne, affichent actuellement une abondance relativement élevée dans le sud du golfe, fournissant une explication des taux de recrutement plus faibles aujourd'hui que dans les années 1970. Néanmoins, on peut s'attendre à une certaine hausse du taux de recrutement lorsque la taille du stock est faible à cause des effets compensatoires dépendants de la densité, mais ceci n'a pas été observé.

MESURES D'ATTÉNUATION

À la suite de la fermeture de la pêche dirigée à la morue en 2009, les prélèvements effectués dans le cadre de la pêche commerciale ont été réduits à un très faible niveau (< 150 t) et n'ont aucun effet visible sur la probabilité de survie ou de rétablissement de ce stock. Une petite pêche récréative a aussi lieu, mais les prélèvements dans le cadre de cette pêche sont estimés à 10-15 t, ce qui est inférieur aux prélèvements effectués à des fins scientifiques (p. ex., les programmes sentinelles). Ils sont également assez faibles pour que leur effet sur la probabilité de survie ou de rétablissement de ce stock soit négligeable.

La seule autre mesure qui peut être adoptée pour améliorer les possibilités de rétablissement de ce stock semble être la mesure à réduire le taux de mortalité naturelle chez les morues adultes (âge 5+), à savoir le principal facteur contribuant au déclin continu du stock. Un examen du poids de la preuve pour les causes potentielles de la valeur élevée de M chez les morues d'âge 5+ dans le sud du golfe appuyait la conclusion selon laquelle la prédation exercée par les phoques gris était vraisemblablement la principale cause de la mortalité actuellement élevée chez les grandes morues d'âge 5+ (MPO 2010). En raison des importants biais potentiels entourant l'information sur le régime alimentaire des phoques gris, il n'a pas été possible de quantifier leur consommation de grandes morues. En conséquence, il n'a pas été possible de fournir une estimation quantitative de leur contribution à la valeur de M . Néanmoins, un certain nombre de scénarios ont été étudiés concernant les prélèvements de phoques gris nécessaires pour réduire la valeur de M chez les morues d'âge 5+ à un niveau qui leur permettrait de se rétablir (Swain *et al.* 2011b). Les projections stochastiques ont indiqué une probabilité élevée d'atteindre le PRL dans 20 ans si la valeur de M chez morues d'âge 5+ était réduite à 63 % de sa valeur actuelle, en supposant que les autres éléments de la productivité demeurent à leurs niveaux actuels (Swain 2011b). Les projections présentées dans le présent document, fondées sur un modèle de population différent et utilisant des procédures légèrement différentes, en sont venues à une conclusion similaire. Dans un scénario où l'on supposait que la prédation par les phoques gris comptait pour 11 % de la valeur actuelle de M chez les morues d'âge 5+, il n'était pas possible de réduire la valeur de M à un niveau qui permettrait à la morue de se rétablir grâce aux prélèvements de phoques gris. Dans un deuxième scénario, il était supposé que la prédation par les phoques gris comptait pour 49 % de la valeur de M chez les morues d'âge 5+. Ce scénario correspond mieux aux conclusions, fondées sur le poids de la preuve, selon lesquelles la prédation par les phoques gris est un important facteur de la valeur actuellement élevée de M chez les morues d'âge 5+. Dans ce scénario, les prélèvements de phoques pourraient réduire la mortalité naturelle à un niveau qui permettrait à la morue de se rétablir, mais les prélèvements nécessaires seraient considérables. Afin de réduire la valeur de M à un niveau qui permettrait à la morue de se rétablir au PRL dans 20 ans avec une probabilité élevée (probabilité de 70 %, compte tenu des hypothèses des projections), le nombre de phoques gris s'alimentant dans les zones occupées par la morue du sud du golfe devrait être réduit de 70 %, à environ 31 000 animaux. Si la prédation par les phoques contribue à une proportion plus élevée de M , ou si certains phoques se spécialisent dans la prédation des morues et qu'il est possible de cibler ces phoques, les prélèvements nécessaires seraient plus faibles.

RÉFÉRENCES

- Benoît, H.P. 2006. Normalisation de la série chronologique des relevés au chalut de fond effectués dans le sud du golfe du Saint-Laurent : résultats d'études de pêche comparatives de 2004-2005 et autres recommandations pour l'analyse des données des relevés. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2006/008. iv + 127 p.
- Benoît, H.P. et Swain, D.P. 2003. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: adjusting for changes in research vessel, gear and survey protocol. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2505 : 95 p.
- Benoît, H.P. et Swain, D.P. 2008. Impacts of environmental change and direct and indirect harvesting effects on the dynamics of a marine fish community. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65 : 2088-2104.
- Benoît, H.P. et Swain, D.P. 2011. Variations de la mortalité liée à la taille dans la communauté de poissons marins du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/039. iv + 22 p.

-
- Beverton, R.J.H. 1965. Catch effort of some ICNAF fisheries. Res. Bull. Int. Comm. Northw. Atl. Fish. 2 : 59-72.
- Bousquet, N., Cadigan, N., Duchesne, T. et Rivest, L.-P. 2010. Detecting and correcting underreported catches in fish stock assessment: trial of a new method. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67 : 1247-1261.
- Castonguay, M., Rollet, C., Fréchet, A., Gagnon, P., Gilbert, D. et Brêthes, J.-C. 1999. Distribution changes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence in relation to an oceanic cooling. ICES J. Mar. Sci. 56 : 333-344.
- Chouinard, G. A., Currie, L.G., Poirier, G.A., Swain, D.P., Benoit, H.P., Hurlbut, T., Daigle, D. et Savoie, L. 2005b. Évaluation du stock de morue du sud du golfe du Saint-Laurent, février 2005. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2005/007. 95 p.
- Chouinard, G.A., Swain, D.P., Currie, L., Poirier, G.A., Rondeau, A., Benoît, H., Hurlbut, T. et Daigle, D. 2003. Évaluation du stock de morue du sud du golfe du Saint-Laurent, février 2003. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2003/015. 119 p.
- Chouinard, G.A., Swain, D.P., Hammill, M.O. et Poirier, G.A. 2005a. Covariation between grey seal (*Halichoerus grypus*) abundance and natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62 : 1991-2000.
- Comeau, L.A., Campana, S.E. et Chouinard, G.A. 2002. Timing of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) seasonal migrations in the southern Gulf of St. Lawrence: interannual variability and proximate control. ICES J. Mar. Sci. 59 : 333-351.
- COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la morue franche (*Gadus morhua*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 121 p.
- Dickie, L.M. 1963. Estimation of mortality rates of Gulf of St. Lawrence cod from results of a tagging experiment. Spec. Publ. Int. Comm. Northw. Atl. Fish. 3 : 71-80.
- Gislason, H., Daan, N., Rice, J.C. et Pope, J.G. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. Fish and Fisheries 11 : 149-158.
- Hanson, J.M. et Chouinard, G.A. 1992. Evidence that size-selective mortality affects growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the southern Gulf of St. Lawrence. J. Fish Biol. 41 : 31-41.
- Jean, Y. 1963. Abundance of cod eggs and larvae in the Gulf of St. Lawrence, 1958–1962. Rapport annuel. Conseil consultatif de recherches sur les pêcheries et les océans, Station biologique de St. Andrews. 1962–1963.
- Lett, P.F. 1980. A comparative study of the recruitment mechanisms of cod and mackerel, their interaction and its implication for dual stock assessment. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 988. 51 p.
- McIntyre, T.M. et Hutchings, J.A. 2003. Small-scale temporal and spatial variation in Atlantic cod (*Gadus morhua*) life history. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60 : 1111-1121.
- MPO. 2010. Impacts des phoques gris sur les populations de poissons de l'est du Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/071.
- Myers, R.A. et Doyle, R.W. 1983. Predicting natural mortality rates and reproduction-mortality trade-offs from life history data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 612-620.
- Nielsen, G.A. 1994. Comparison of the fishing efficiency of research vessels used in the sGSL groundfish surveys from 1971 to 1992. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1952 : iv + 56 p.
-

-
- Powles, P.M. 1958. Studies of reproduction and feeding of Atlantic cod (*Gadus callarius* L.) in the southwestern Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 15 : 1383-1402.
- Rivard, D. et Rice, J. (co-présidents). 2002. Atelier national sur les points de référence concernant les gadidés. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2002/033. 21 p.
- Schwalme, K. et Chouinard, G.A. 1999. Seasonal dynamics in feeding, organ weights, and reproductive maturation of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. ICES J. Mar. Sci. 56 : 303-319.
- Sinclair, A.F. 1998. Estimating trends in fishing mortality at age and length directly from research surveys and commercial catch data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 1248-1263.
- Sinclair, A.F. 2001. Natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. ICES J. Mar. Sci. 58 : 1-10.
- Sinclair, A.F., Swain, D.P. et Hanson, J.M. 2002a. Disentangling the effects of size-selective mortality, density, and temperature on length-at-age. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59 : 372-382.
- Sinclair, A.F., Swain, D.P. et Hanson, J.M. 2002b. Measuring changes in the direction and magnitude of size-selective mortality in a commercial fish population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59 : 361-371.
- Swain, D.P. 1993. Age- and density-dependent bathymetric pattern of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50 : 1255-1264.
- Swain, D.P. 1999. Changes in the distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence - effects of environmental change or change in environmental preferences? Fish. Oceanogr. 8 : 1-17.
- Swain, D.P. 2011a. Life-history evolution and elevated natural mortality in a population of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Evolutionary Applications 4 : 18-29.
- Swain, D.P. 2011b. Mortalité naturelle de la morue du sud du golfe du Saint-Laurent (*Gadus morhua*) et biomasse projetée. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/040. iv + 33 p.
- Swain, D.P. 2012. Révision d'un modèle de population de la morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2012/034. iii + 39 p.
- Swain, D.P. et Kramer, D.L. 1995. Annual variation in temperature selection by Atlantic cod *Gadus morhua* in the southern Gulf of St. Lawrence, Canada, and its relation to population size. Mar. Ecol. Prog. Ser. 116 : 11-23.
- Swain, D.P. et Sinclair, A.F. 1994. Fish distribution and catchability: what is the appropriate measure of distribution? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51 : 1046-1054.
- Swain, D.P. et Sinclair, A.F. 2000. Pelagic fishes and the cod recruitment dilemma in the Northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 : 1321-1325.
- Swain, D.P. et Wade, E.J. 1993. Density-dependent geographic distribution of Atlantic cod *Gadus morhua* in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50 : 725-733.
- Swain, D.P., Benoît, H.P. et Hammill, M.O. 2011b. Scénarios de réduction des populations de phoques gris dans le but de rétablir les stocks de morue dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/035. iv + 8 p.

-
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Chouinard, G.A., Hurlbut, T., Morin, R., Savoie, L. et Surette, T. 2012. Stock assessment of cod in the southern Gulf of St. Lawrence: Science response to issues raised by members of the fishing industry, October 2008. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. N° 2992 : iv + 72 p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Hammill, M.O., McClelland, G. et Aubry, É. 2011a. Autres causes possibles du taux élevé de mortalité naturelle de la morue (*Gadus morhua*) dans le sud du Golfe du Saint-Laurent : le poids des données probantes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/036. iv + 33 p.
- Swain, D.P., Chouinard, G.A., Morin, R. et Drinkwater, K.F. 1998. Seasonal variation in the habitat associations of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) from the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55 : 2548-2561.
- Swain, D.P., Jonsen, I.D., Simon, J.E. et Myers, R.A. 2009a. Assessing threats to species at risk using stage-structured state-space models: mortality trends in skate populations. Ecol. Appl. 19 : 1347-1364.
- Swain, D.P., Savoie, L., Hurlbut, T., Surette, T. et Daigle, D. 2009b. Évaluation du stock de morue du sud du golfe du Saint-Laurent, février 2009. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2009/037. vi + 129 p.
- Swain, D.P., Sinclair, A.F. et Hanson, J.M. 2007. Evolutionary response to size-selective mortality in an exploited fish population. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 274 : 1015-1022.
- Swain, D.P., Sinclair, A.F., Castonguay, M., Chouinard, G.A., Drinkwater, K.F., Fanning, L.P. et Clark, D.S. 2003. Density- versus temperature-dependent growth of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Gulf of St. Lawrence and on the Scotian Shelf. Fish. Res. 59 : 327-341.

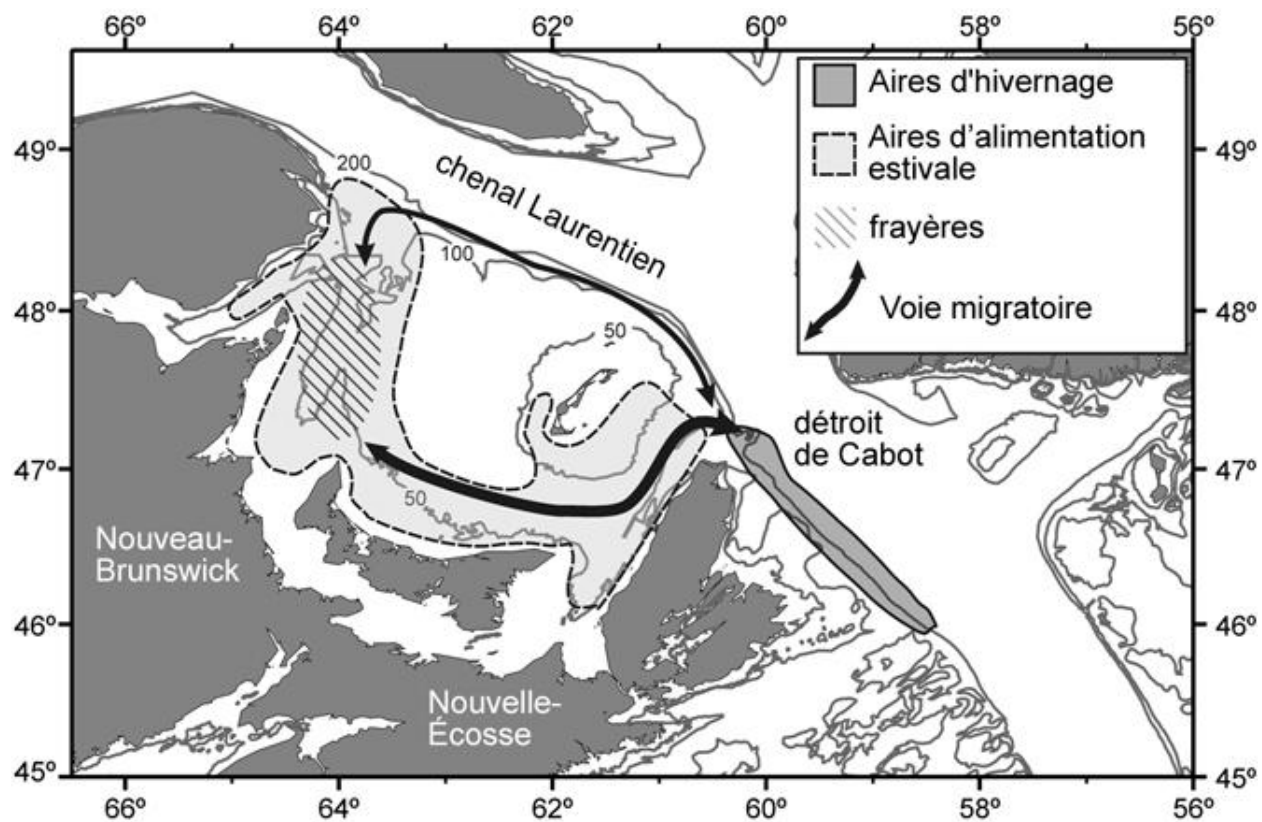


Figure 1. Répartition saisonnière de la morue du sud du golfe du Saint-Laurent.

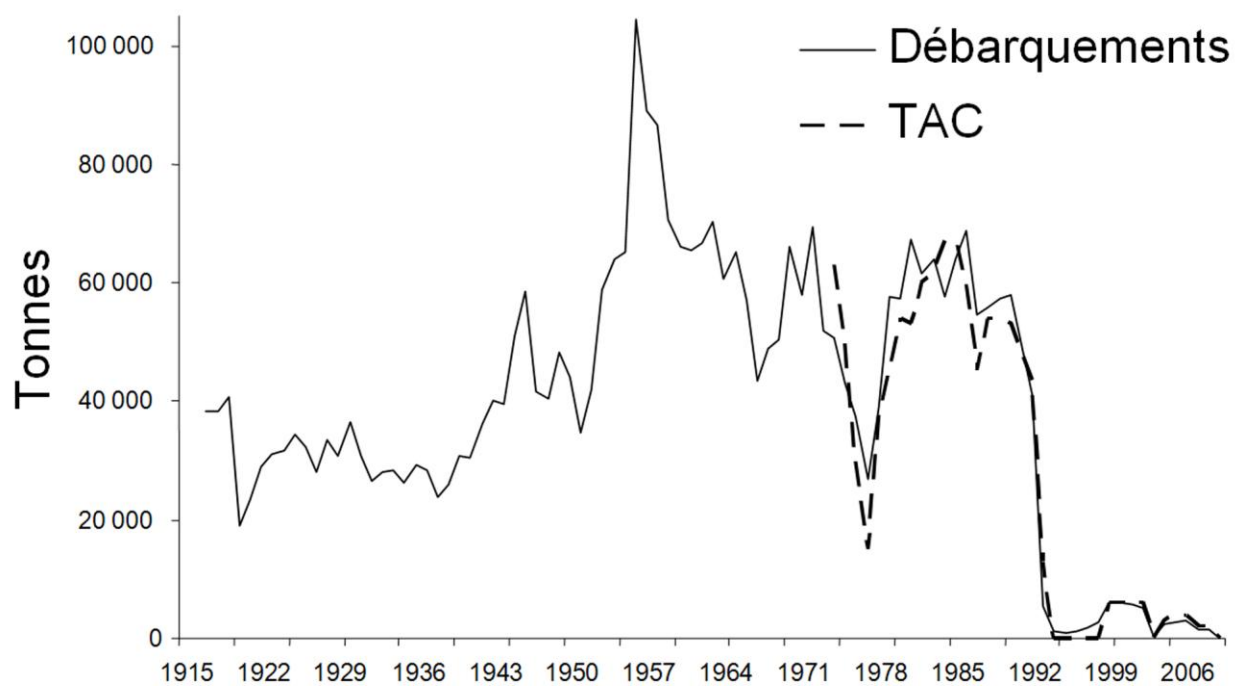


Figure 2. Débarquements (t) et total autorisé des captures (TAC) de morue du sud du golfe du Saint-Laurent.

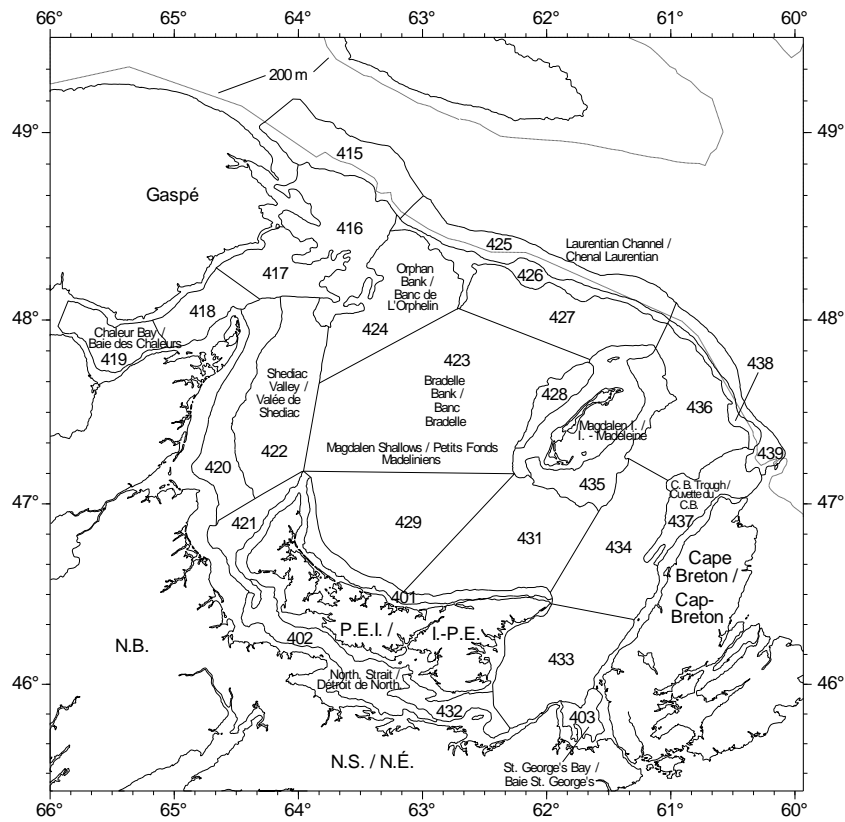


Figure 3. Plan de stratification utilisé pour les relevés sentinelles d'août et les relevés de recherche de septembre menés dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

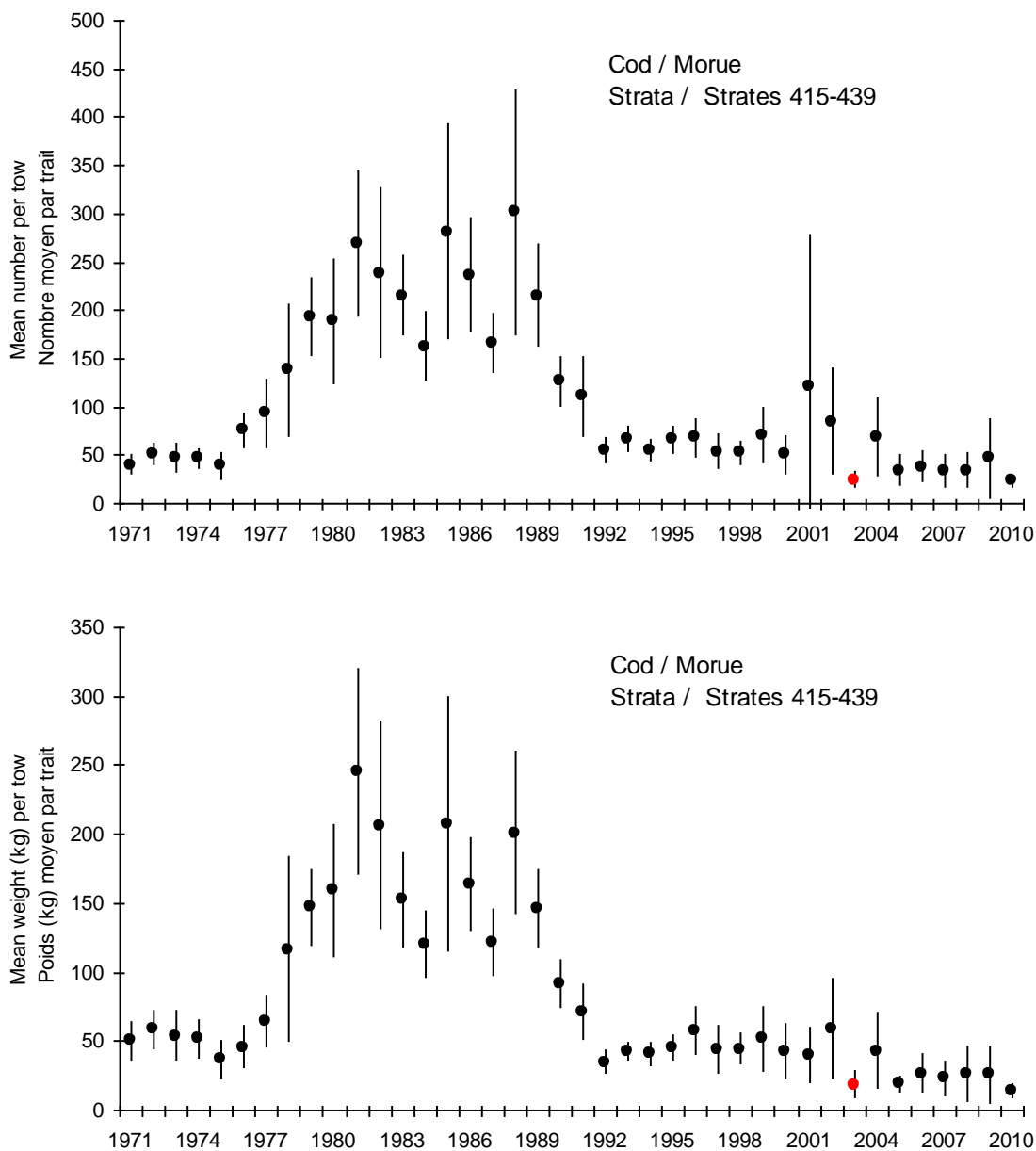


Figure 4. Nombre et poids moyens des morues par trait pour le relevé par navire de recherche effectué en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes verticales représentent un écart type de ± 2 . Le relevé de 2003 (indiqué par le symbole rouge) a débuté en retard, a affiché une faible intensité d'échantillonnage, avec un seul ou aucun trait dans certaines strates, et il a été effectué au moyen d'un navire non étalonné (le Wilfred Templeman); les valeurs moyennes dans les strates manquées ont été estimées telle que décrite dans Chouinard et al. (2005b).

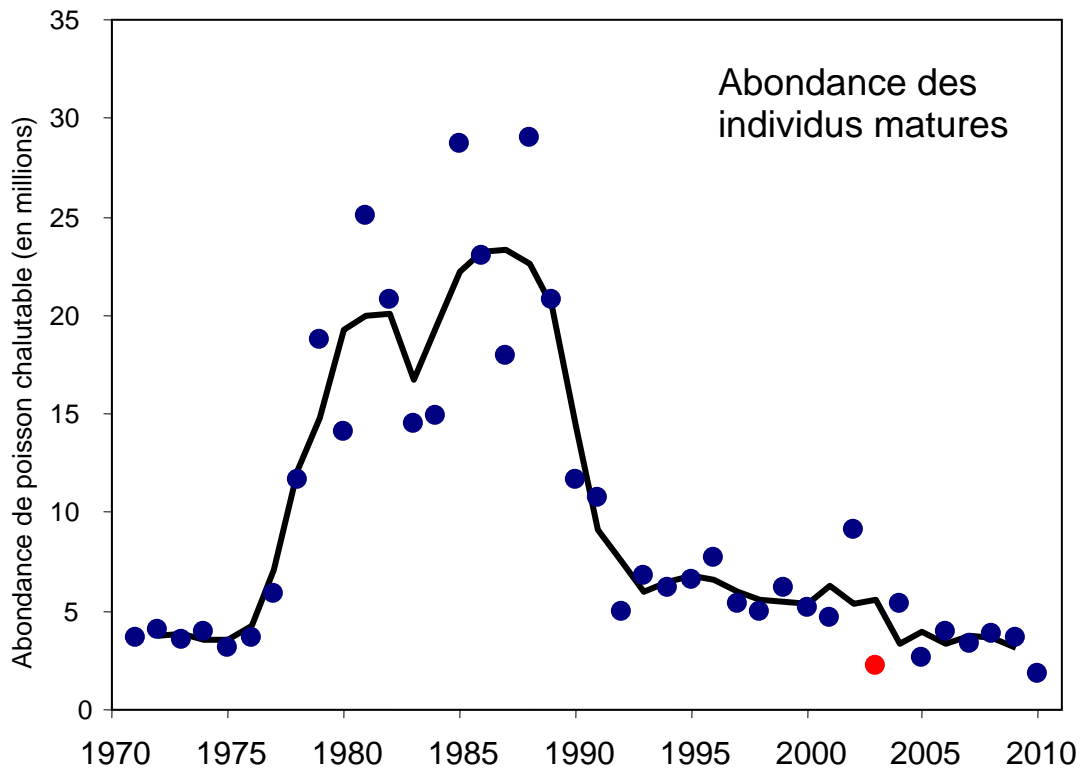


Figure 5. Indice de l'abondance des morues matures, dérivé du relevé par navire de recherche mené en septembre. La ligne correspond à une moyenne mobile sur trois ans. L'indice de 2003, identifié par les symboles rouges, est normalement exclu de l'étalonnage des modèles de population pour les raisons susmentionnées.

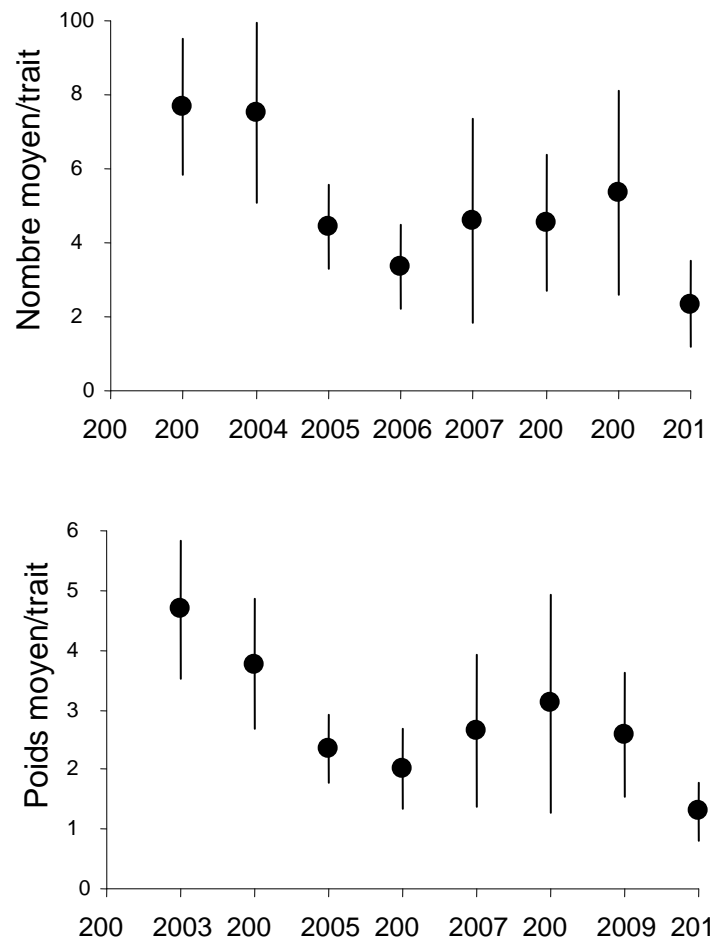


Figure 6. Taux moyens de prises stratifiés de morues pour le relevé sentinelle au chalut mené en août dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les taux de prise ont été ajustés d'après les différences estimées quant à l'efficacité de pêche des navires différents.

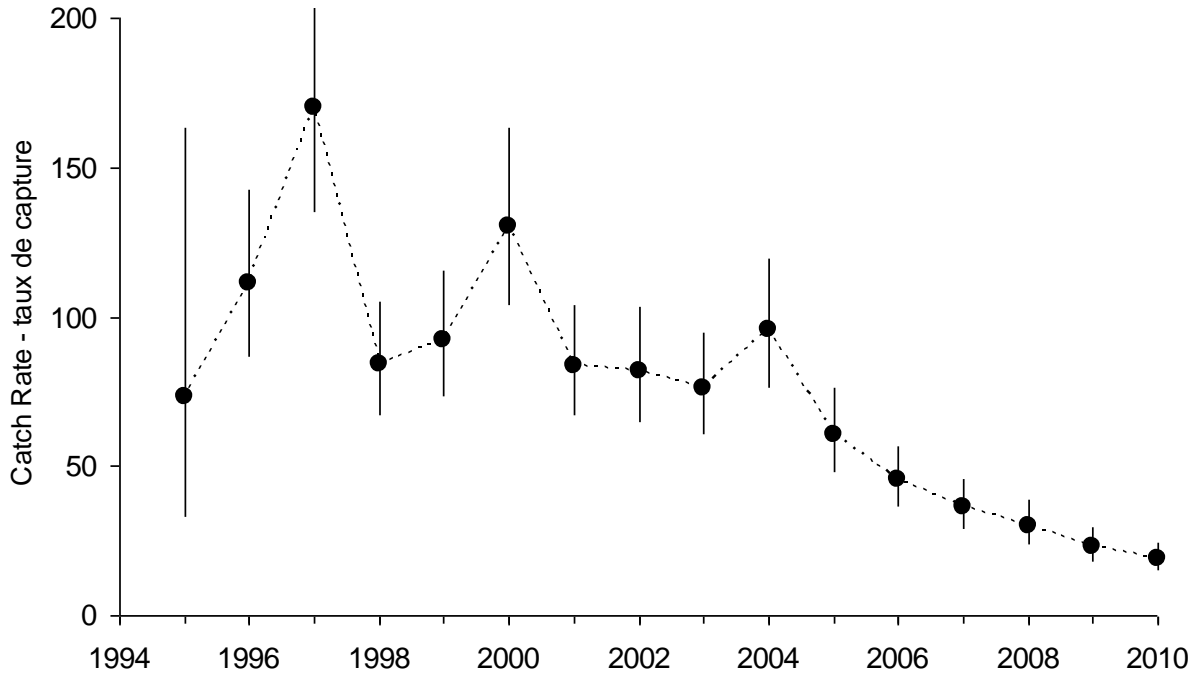


Figure 7. Taux de prise normalisés pour les relevés sentinelles à la palangre menés dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 1995 à 2009. Les barres d'erreur indiquent les intervalles approximatifs de confiance de 95 %.

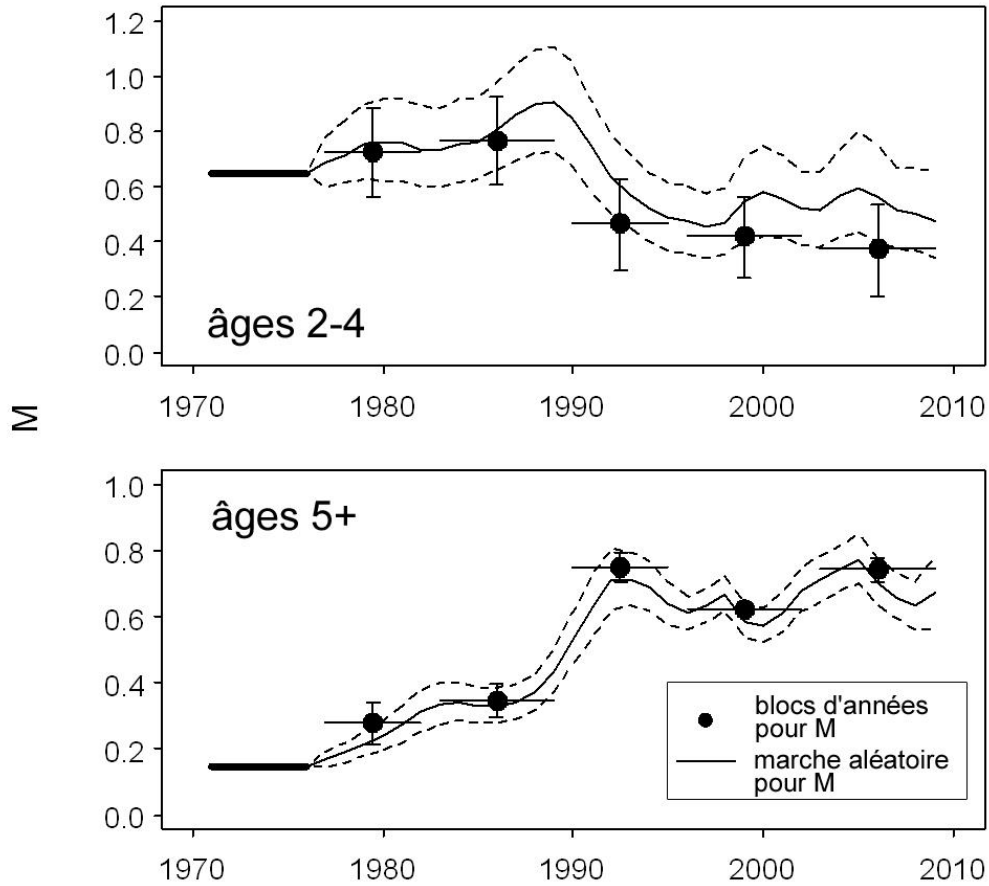


Figure 8. Estimation du taux de mortalité naturelle (M) instantanée pour les morues du sud du golfe d'âges 2-4 et 5+. Les lignes indiquent les résultats du modèle utilisant la méthode de marche aléatoire, et les cercles indiquent les résultats du modèle utilisant des blocs d'années pour M . Les lignes continues et les cercles correspondent à la médiane de 2 000 exécutions de modèles de MCMC; les lignes à tirets et les barres d'erreur correspondent aux 2,5^e et 97,5^e percentiles de ces exécutions. Les lignes horizontales fines correspondent aux blocs d'années pour les estimations de M et les lignes horizontales fortes aux valeurs supposées.

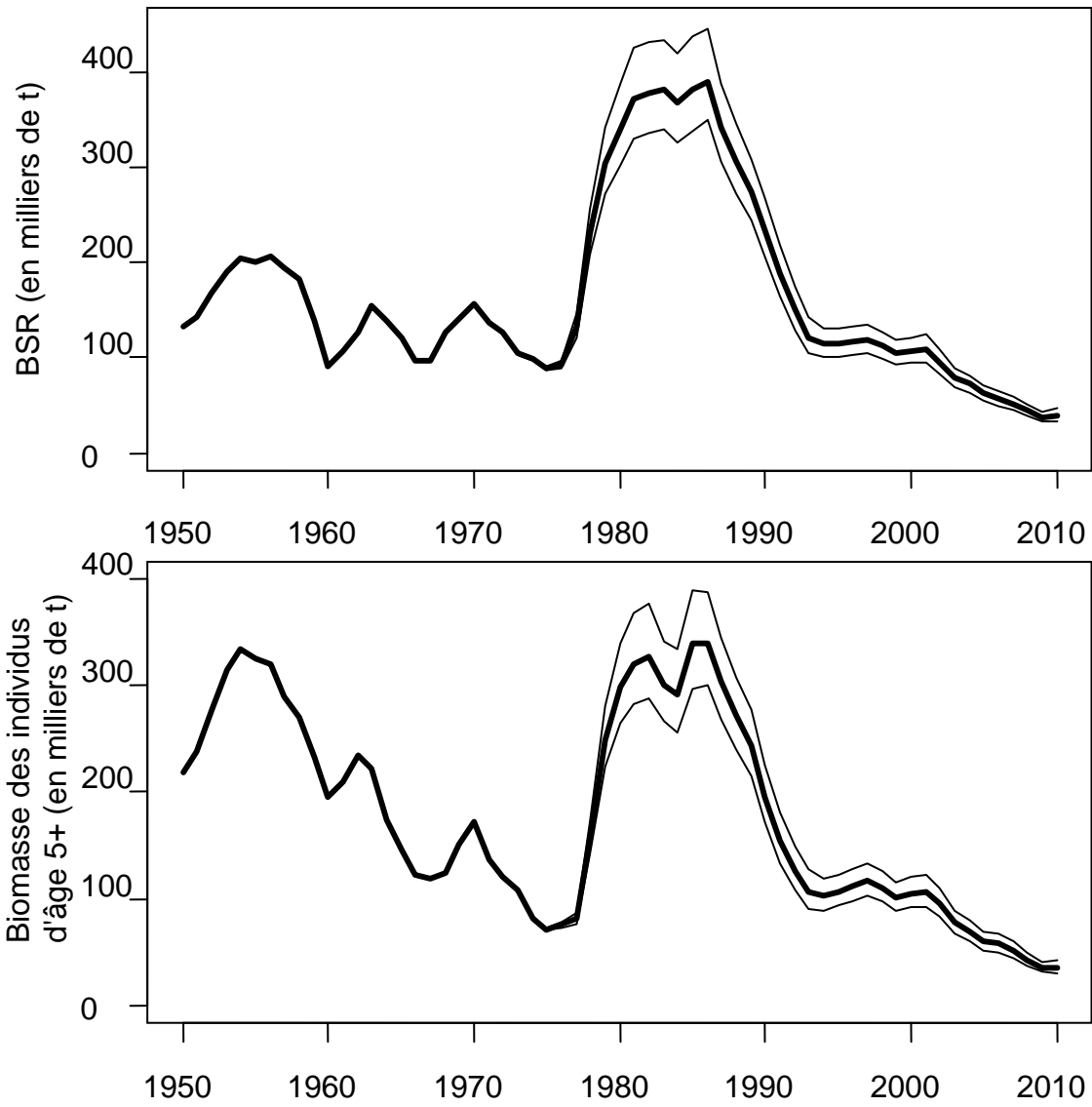


Figure 9. Estimations de la biomasse du stock reproducteur (BSR) et de la biomasse des morues d'âge 5+ dans le sud du golfe (4T) d'après un modèle de population utilisant des marches aléatoires distinctes pour les morues d'âge 2-4 et celles d'âge 5+. Les lignes fortes correspondent à la médiane de 2 000 exécutions de modèles de MCMC; les lignes fines correspondent aux 2,5^e et 97,5^e percentiles de ces exécutions.

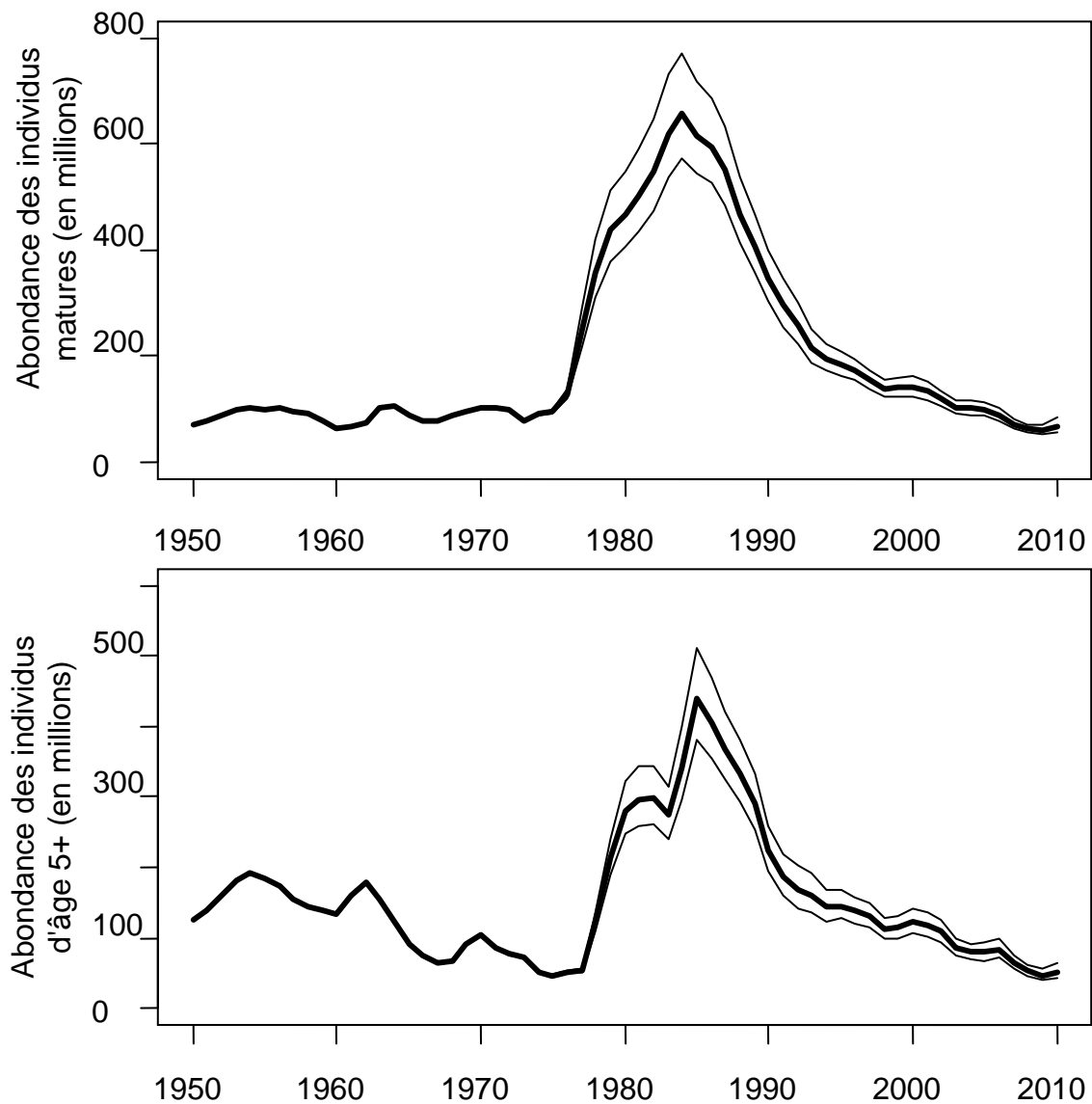


Figure 10. Estimations de l'abondance des morues matures et d'âge 5+ du sud du golfe (4T) d'après un modèle de population utilisant des marches aléatoires distinctes pour la M chez les morues d'âge 2-4 et celles d'âge 5+. Les lignes fortes correspondent à la médiane de 2 000 exécutions de modèles de MCMC; les lignes fines correspondent aux 2,5^e et 97,5^e percentiles de ces exécutions.

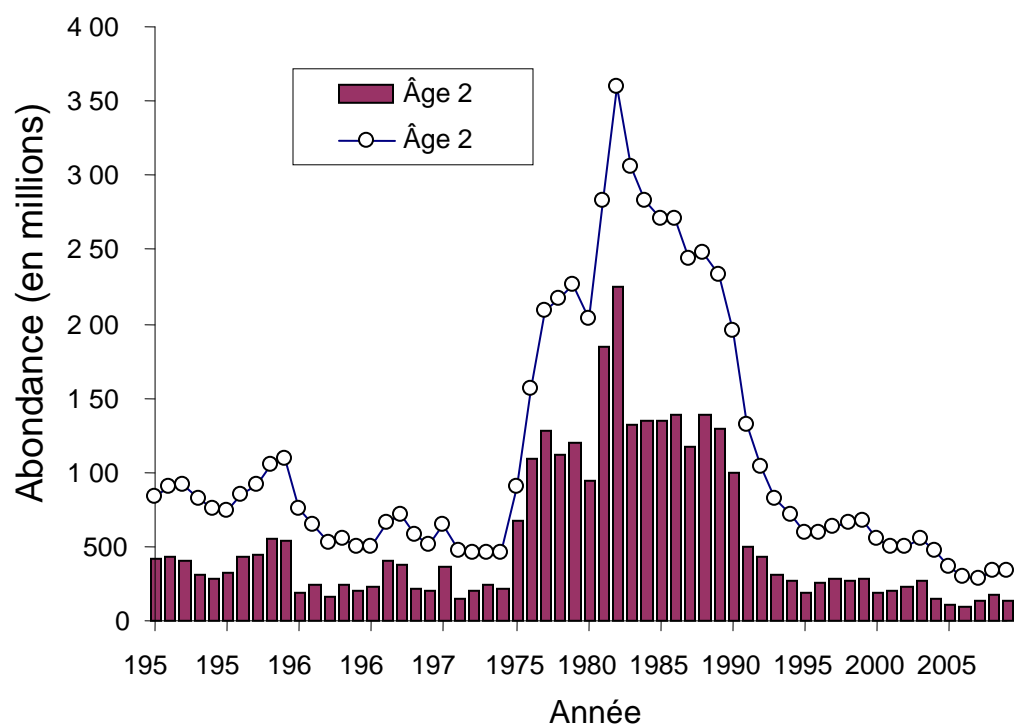


Figure 11. Estimation du recrutement (âge 2) et abondance totale (âge 2+) de la morue du sud du golfe.

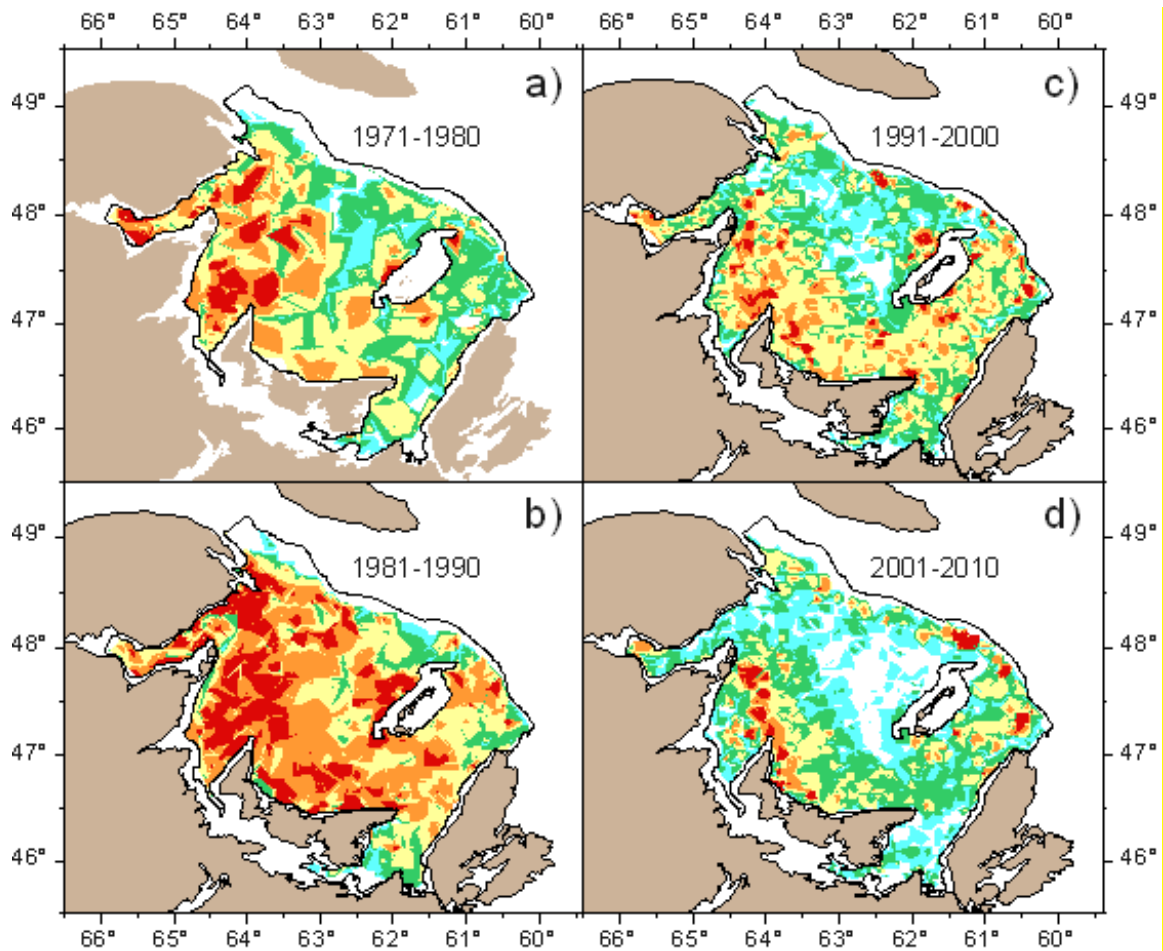


Figure 12. Répartition géographique des prises de morues franches (intervalles de 10 ans) d'après le relevé de septembre mené dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les intervalles de contours correspondent aux 10^e (bleu), 25^e (vert), 50^e (jaune), 75^e (orange) et 90^e (rouge) percentiles des prises non zéro (poisson/trait).

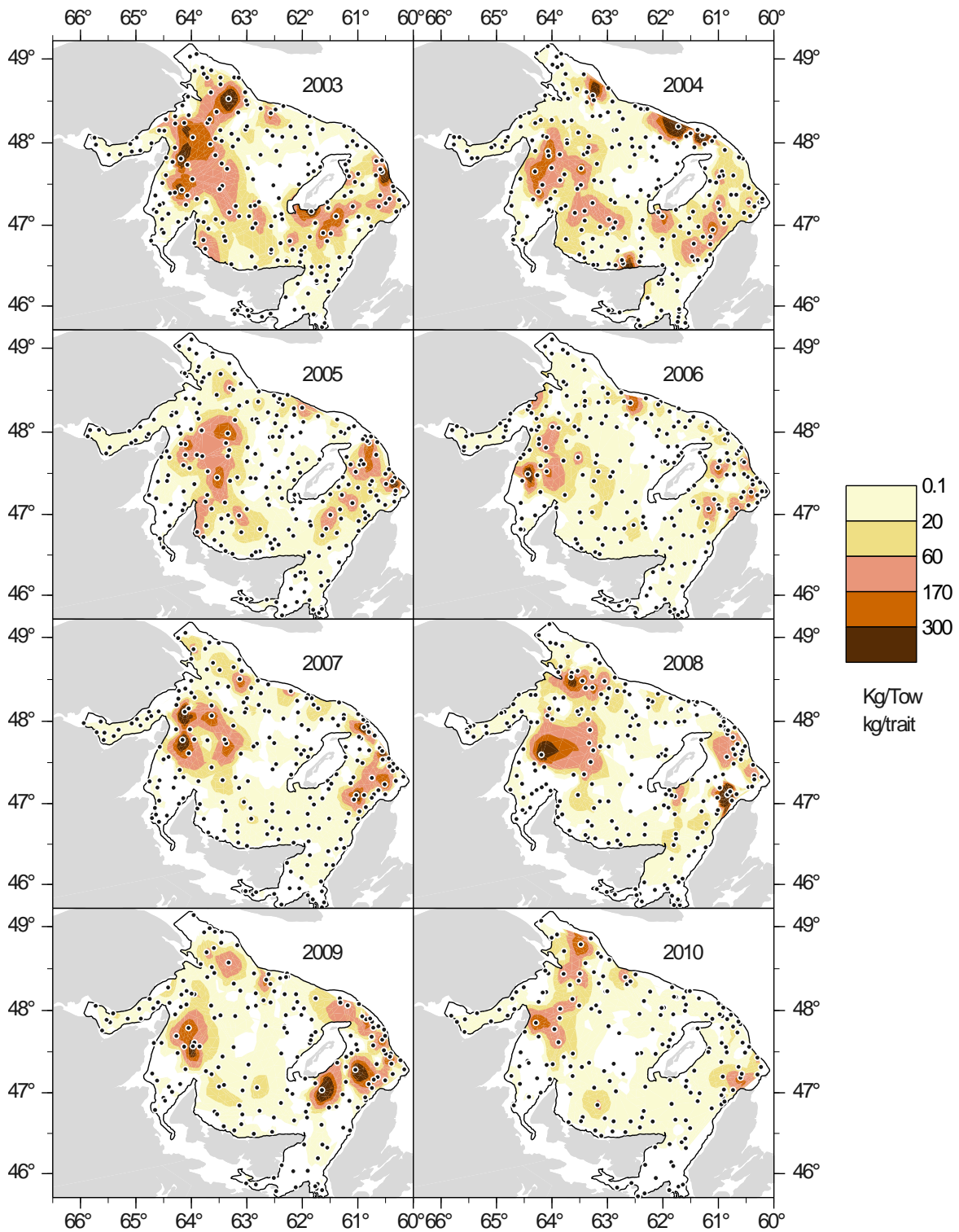


Figure 13. Prises de morues lors du relevé sentinelle mobile d'août dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

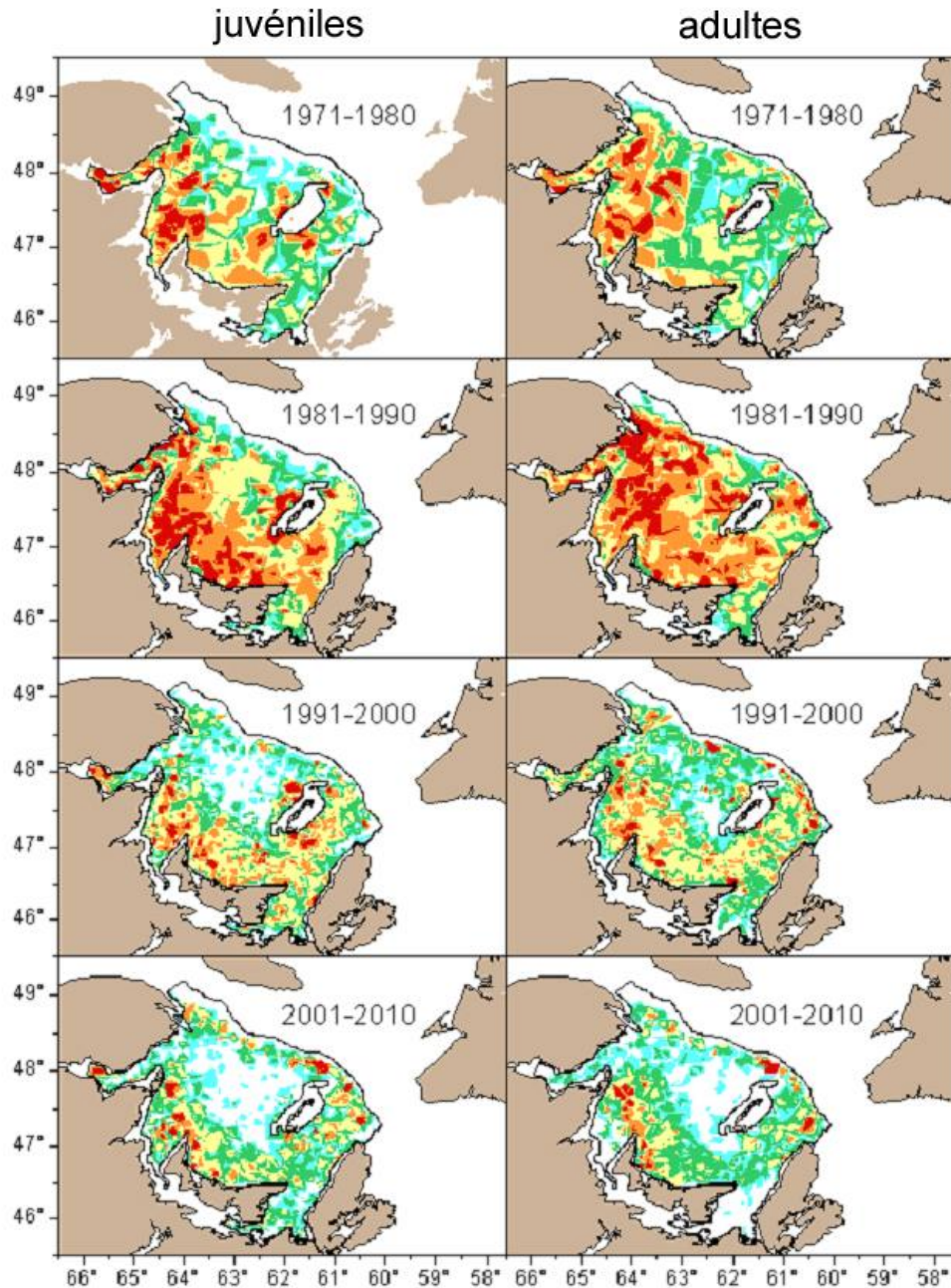


Figure 14. Répartition géographique de deux catégories de tailles (LT de ≤ 38 et de ≥ 39 cm) de morues franches (intervalles de 10 ans) d'après le relevé mené en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les intervalles de contours correspondent aux 10^e (bleu), 25^e (vert), 50^e (jaune), 75^e (orange) et 90^e (rouge) centiles des prises non zéro (poisson/trait). Les deux catégories de tailles correspondent approximativement aux morues juvéniles et adultes (après le déclin de la taille à maturité survenu dans les années 1960).

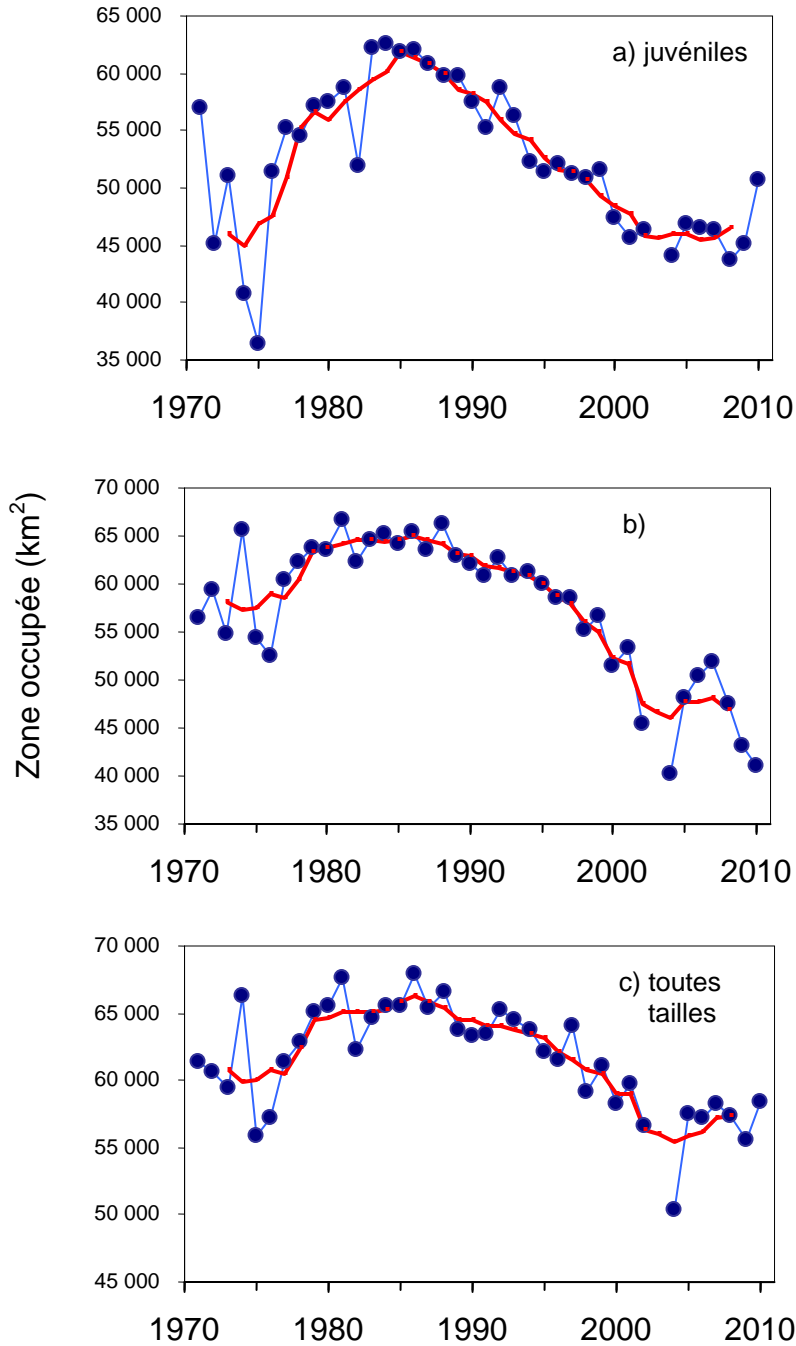


Figure 15. Indices de la zone occupée par la morue du sud du golfe en septembre pour deux catégories de tailles (LT de ≤ 38 et de ≥ 39 cm, ce qui correspond approximativement aux juvéniles et aux adultes). La ligne rouge correspond à une moyenne mobile sur cinq ans.

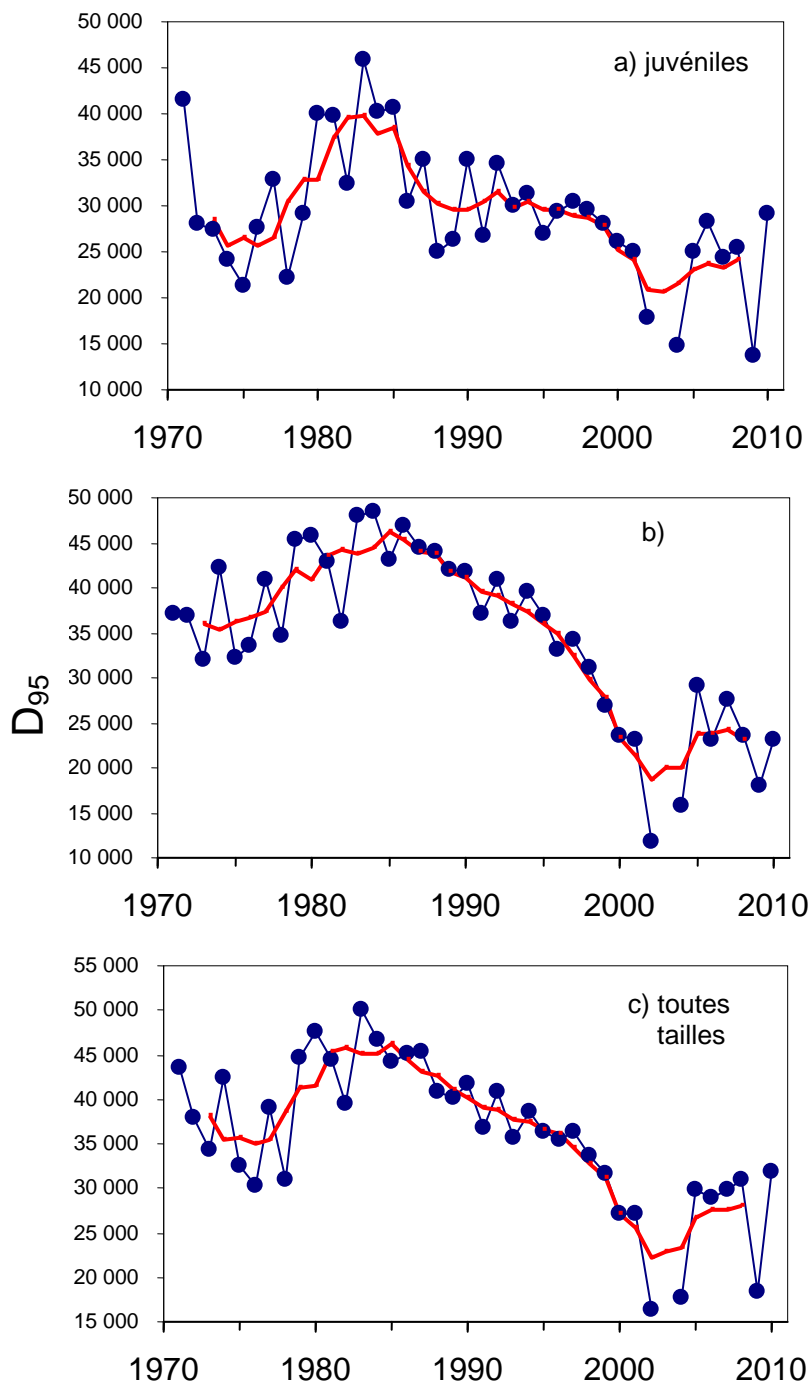


Figure 16. Indices de l'aire de répartition de la morue du sud du golfe en septembre pour deux catégories de tailles (LT de ≤ 38 et de ≥ 39 cm, ce qui correspond approximativement aux juvéniles et aux adultes). « D_{95} » est la zone minimale contenant 95 % des morues. La ligne rouge correspond à une moyenne mobile sur cinq ans.

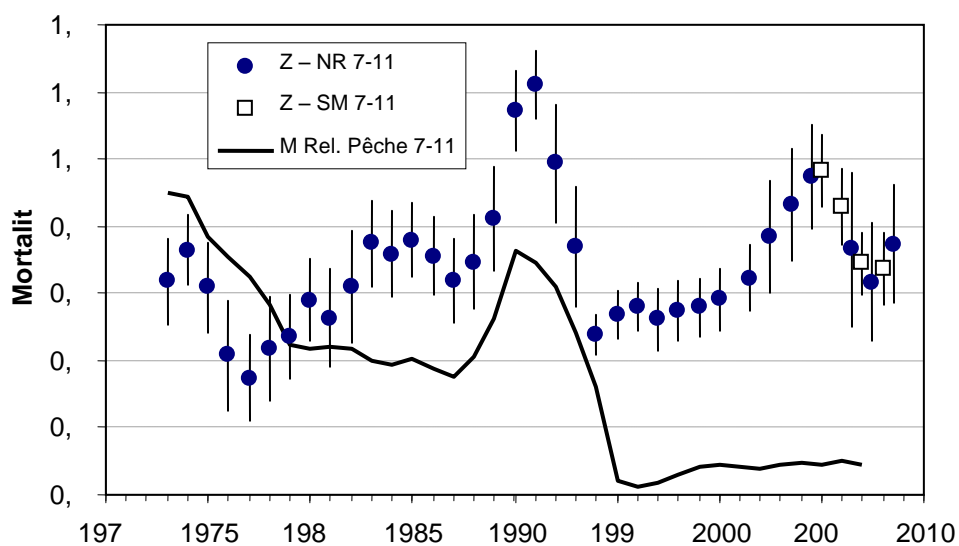


Figure 17. Estimation de la mortalité totale (Z) dans une fenêtre mobile sur cinq ans pour les morues d'âge 7-11, d'après les taux de prise dérivés des relevés sentinelles mobiles (carrés blancs) et des relevés par navire de recherche (cercles noirs) menés en septembre. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance de 95 % approximatives. La ligne correspond à la mortalité relative par la pêche pour les morues d'âge 7-11, en moyenne pour les mêmes périodes de cinq ans.

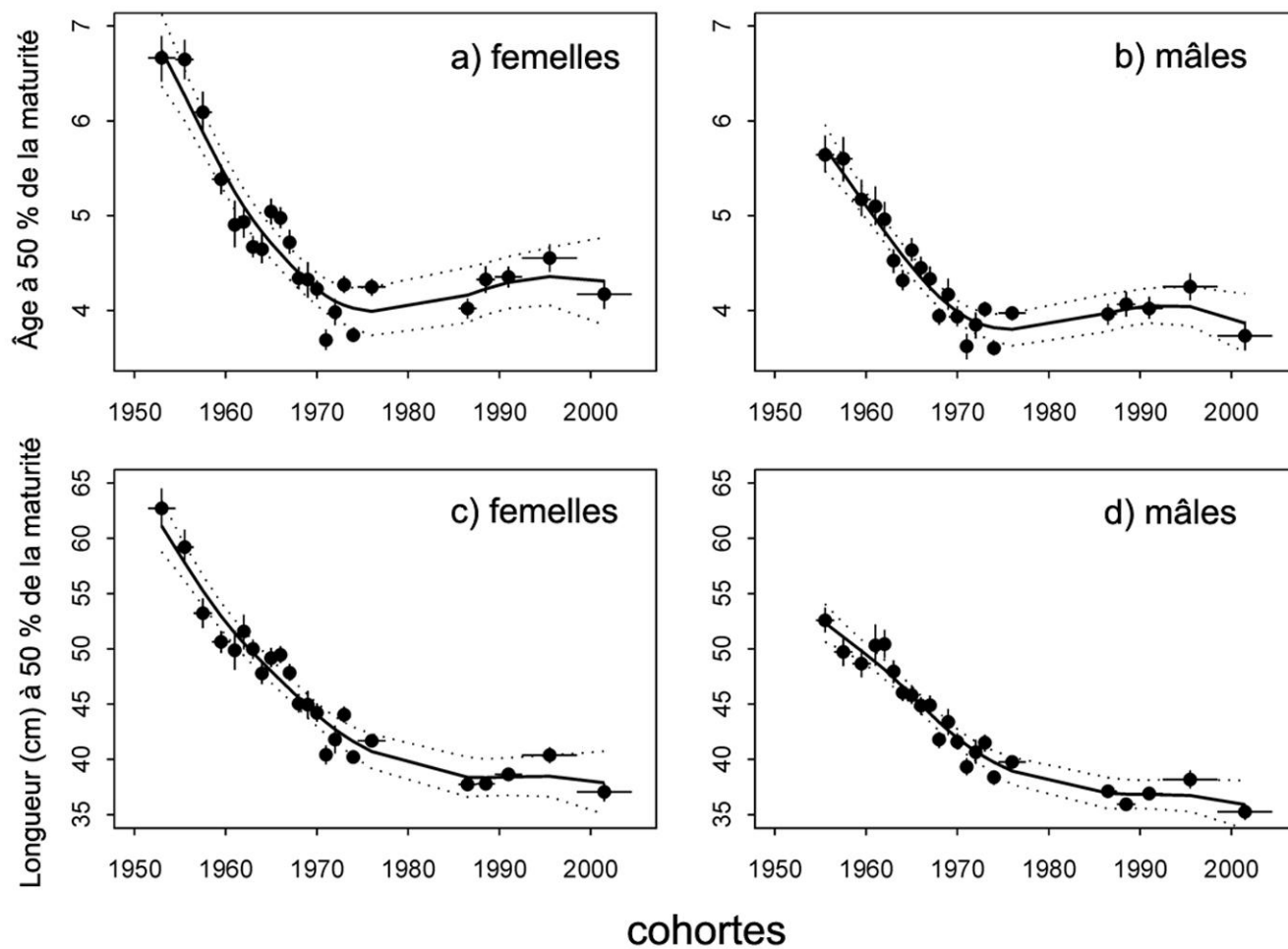


Figure 18. Âge et longueur à 50 % de la maturité pour les morues mâles et femelles dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance de 95 %. Les lignes horizontales indiquent la tranche des cohortes regroupées afin de produire une estimation. Les tendances temporelles sont résumées par un spline de lissage (ligne forte) \pm écart-type de 2 (lignes pointillées). Les longueurs ont été ajustées d'après les valeurs du relevé de septembre (selon Swain 2011a).

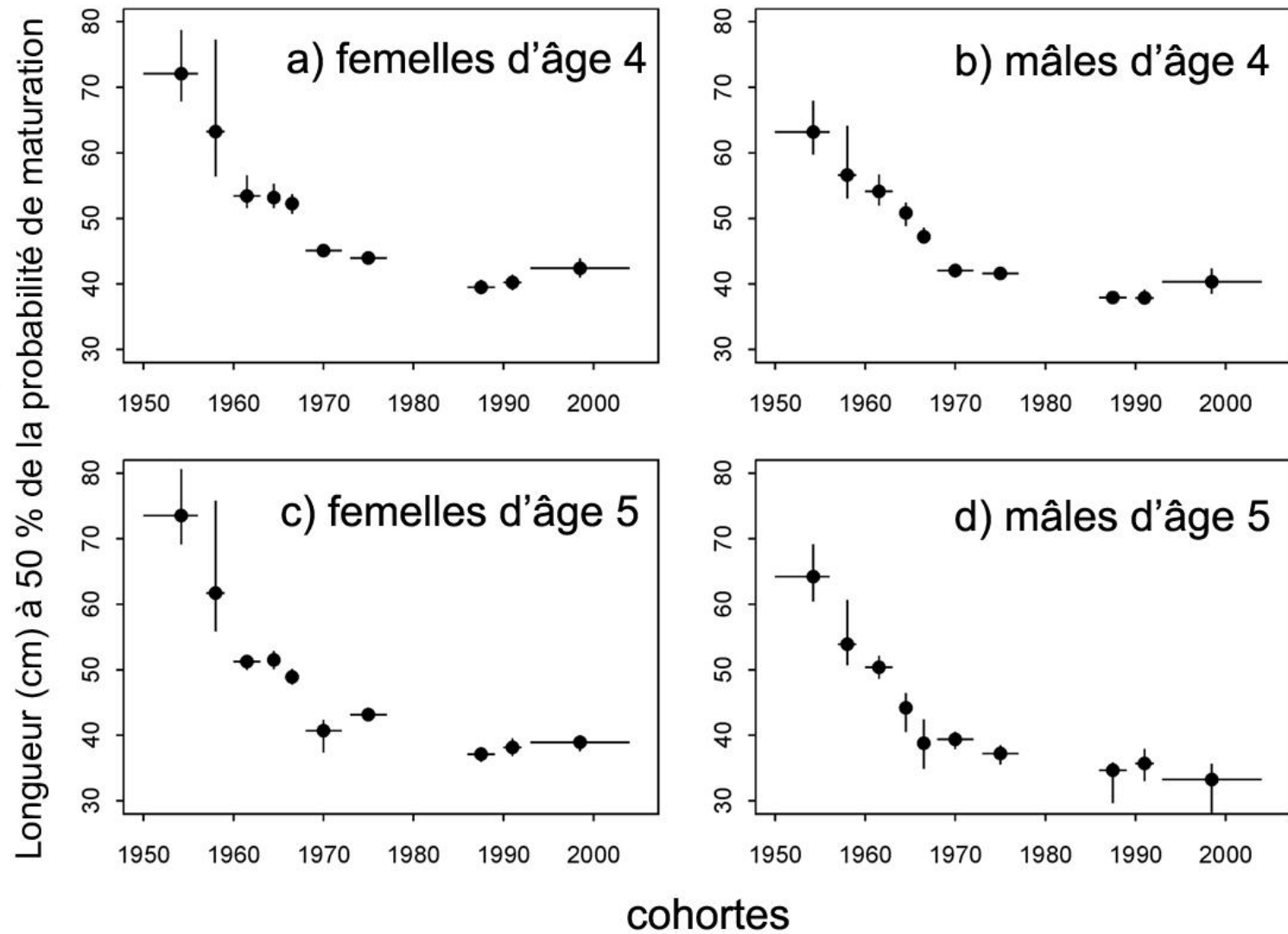


Figure 19. Tendances temporelles des points médians de la norme de réaction de maturation chez les morues du sud du golfe du Saint-Laurent d'âge 4 et 5. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance de 95 %. Les lignes horizontales indiquent la tranche des cohortes regroupées afin de produire une estimation (d'après Swain 2011a).

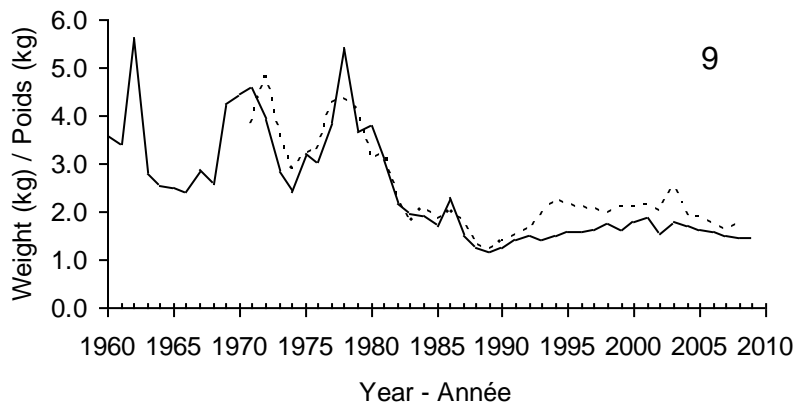
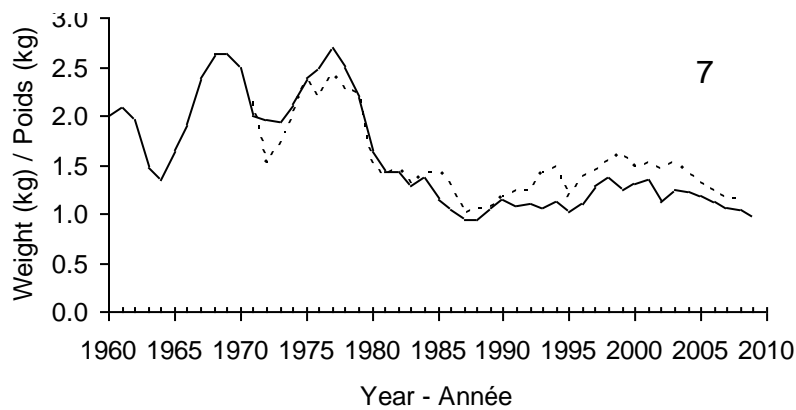
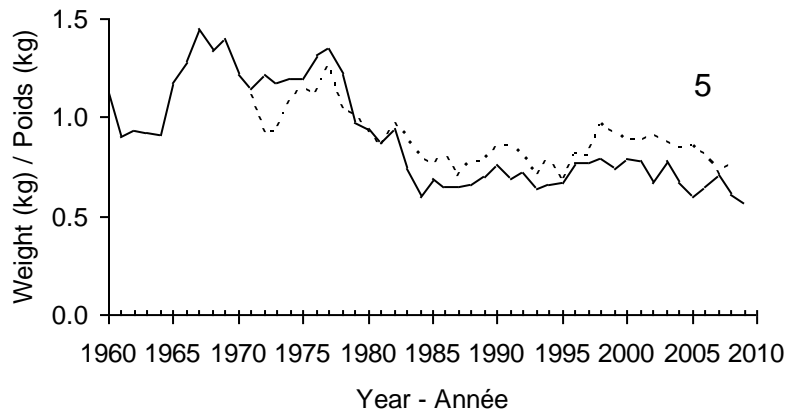


Figure 20. Tendances dans les poids moyens aux âges 5 (en haut), 7 (au milieu) et 9 (en bas) de la morue du sud du golfe du Saint-Laurent d'après le relevé par navire de recherche mené en septembre (lignes continues) et la pêche commerciale (lignes pointillées). Les données de 1960 à 1970 sont dérivées de relevés aléatoires non stratifiés.

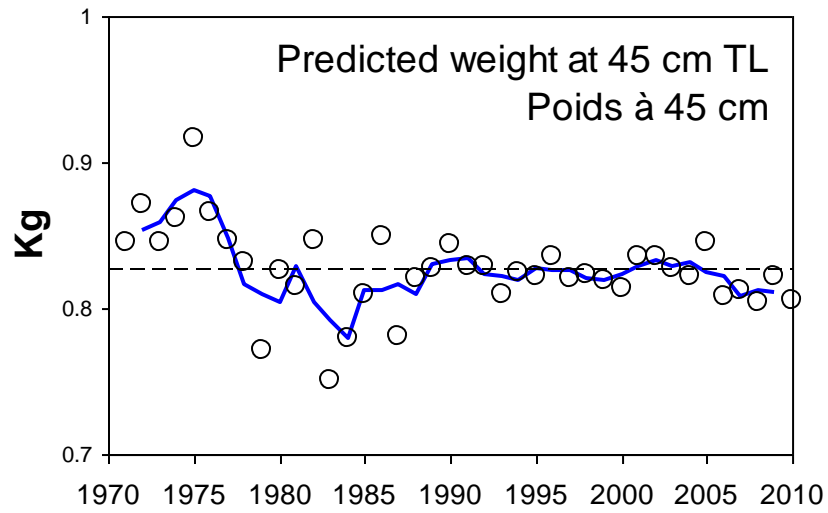


Figure 21. Indice de la condition de la morue, dérivé des données sur la longueur et le poids recueillies dans le cadre des relevés au chalut menés en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent. L'indice correspond au poids prévu d'une morue de 45 cm d'après la relation taille-poids annuelle. La ligne bleue continue correspond à une moyenne mobile sur trois ans, et la ligne à tirets correspond à la moyenne sur 40 ans.

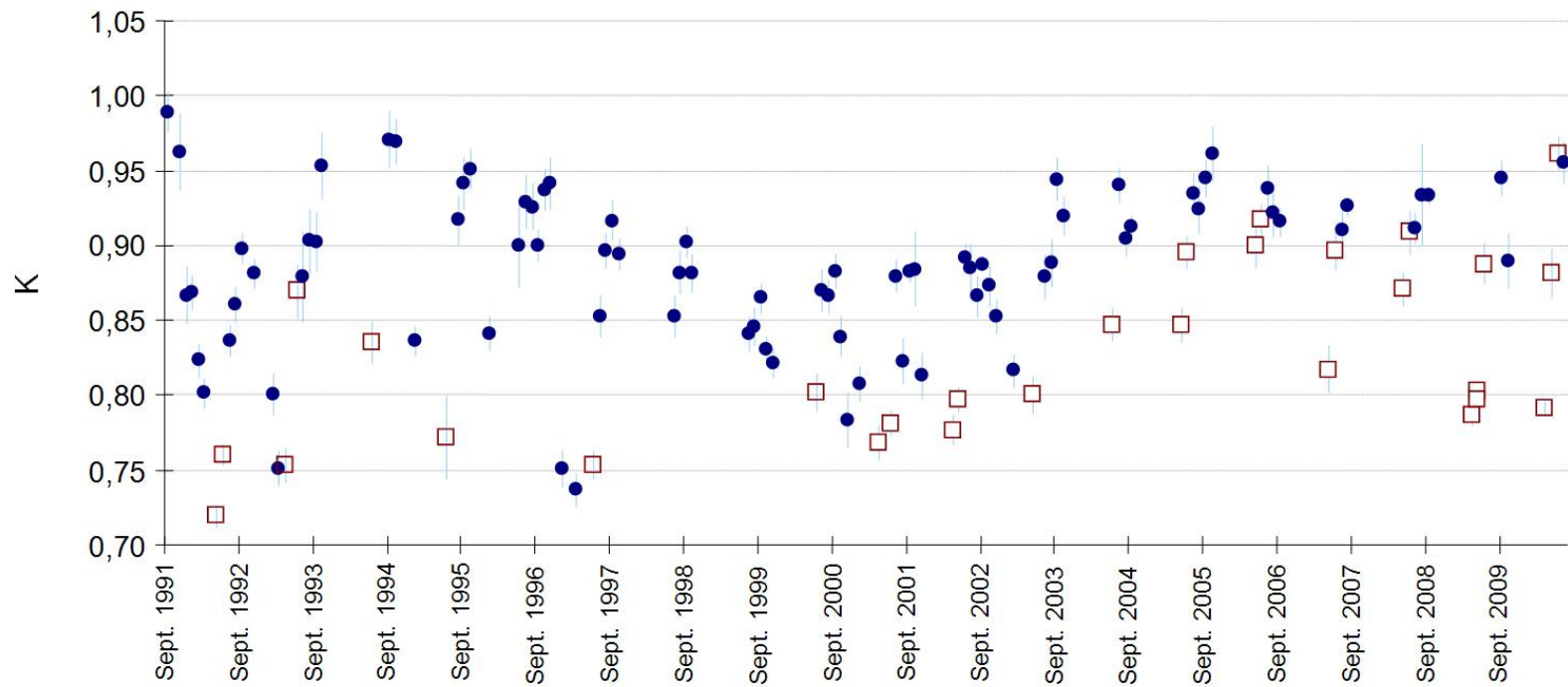


Figure 22. Variation saisonnière et interannuelle du coefficient de condition (K) de la morue du sud du golfe du Saint-Laurent. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance de 95 %. Les carrés correspondent aux échantillons recueillis en avril, en mai ou en juin.

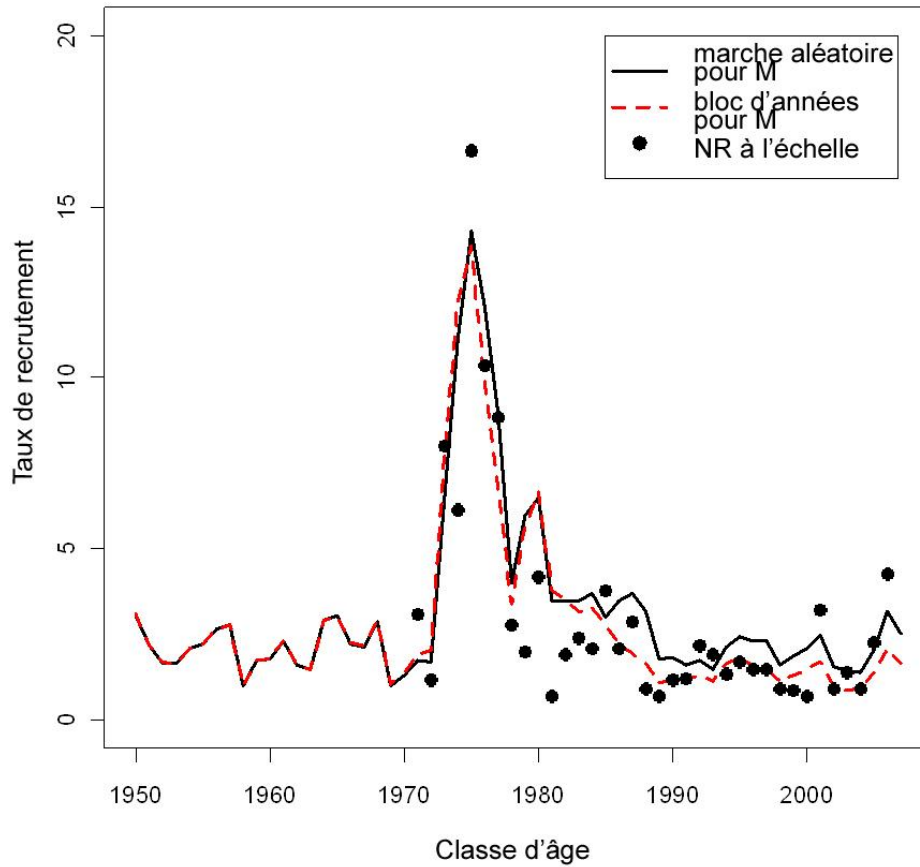


Figure 23. Taux de recrutement (nombre de recrues divisé par la BSR qui les a produites) de la morue du sud du golfe d'après les modèles de population (lignes) et les données dérivées du relevé de septembre (cercles). Les taux tirés des relevés sont mis à une échelle comparable à ceux générés par les modèles.

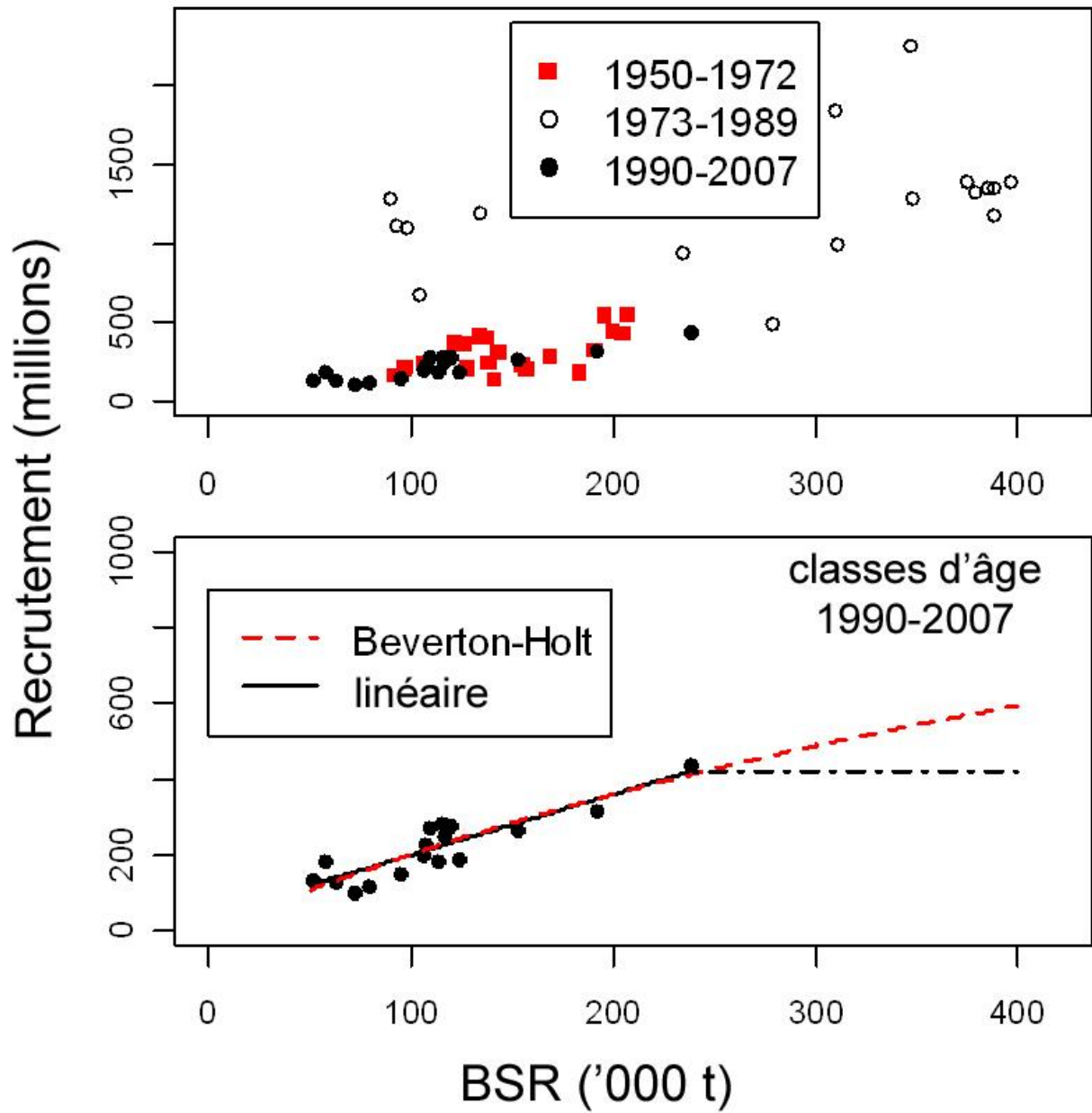


Figure 24. Relation entre le stock et les recrues pour la morue du sud du golfe. Le recrutement se fait à l'âge 2.

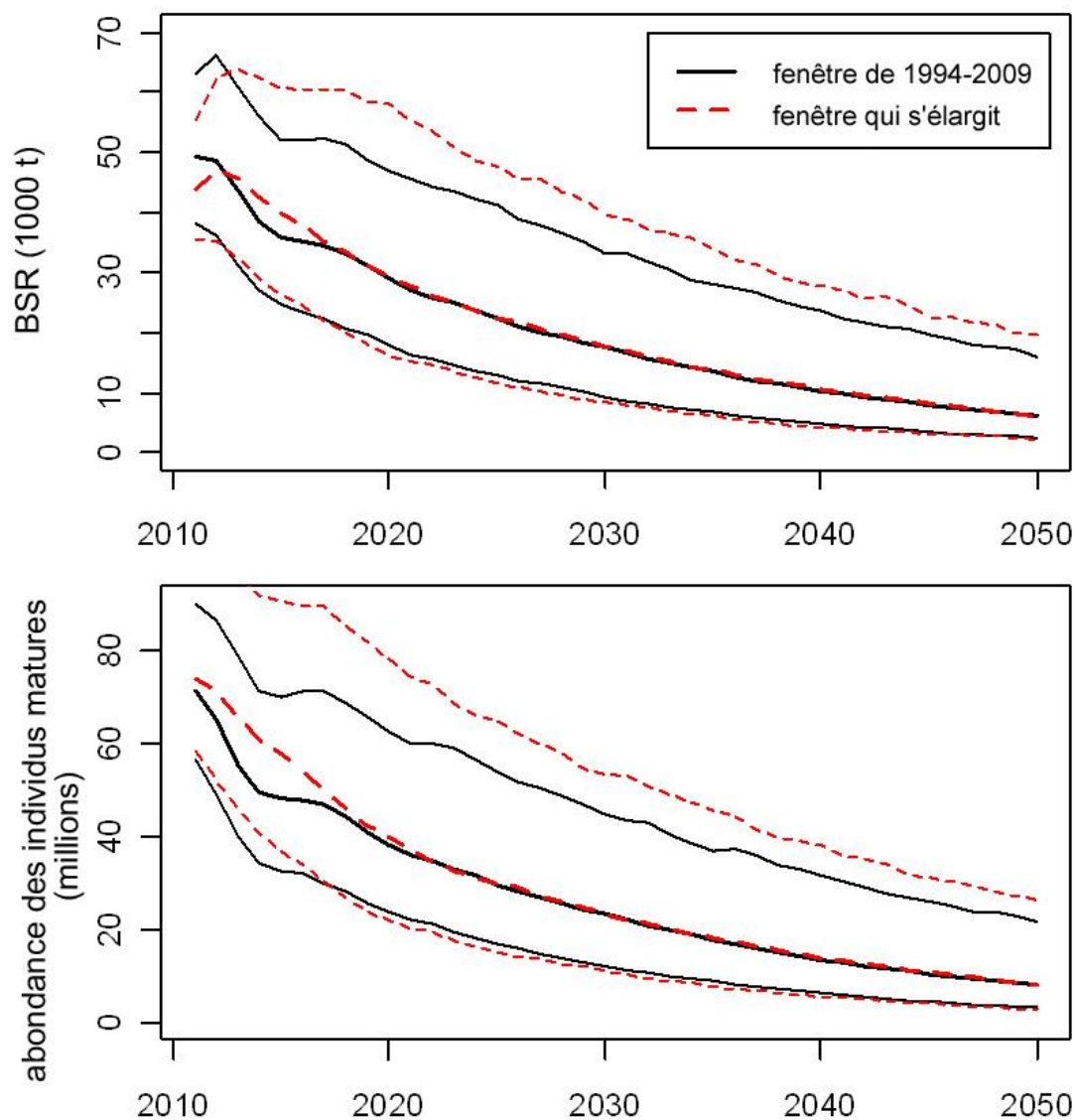


Figure 25. Projection de la biomasse du stock reproducteur (BSR) et de l'abondance des individus matures pour la morue du sud du golfe en l'absence des prélèvements par pêche (aucune pêche dirigée ou prise accessoire) en supposant que les conditions actuelles de productivité persistent dans le futur. Les paramètres de la productivité font l'objet d'un échantillonnage soit pour toute la fenêtre de 1994 à 2009, soit pour une « fenêtre qui s'élargit » à mesure que l'on recule de 2009 à 1994.

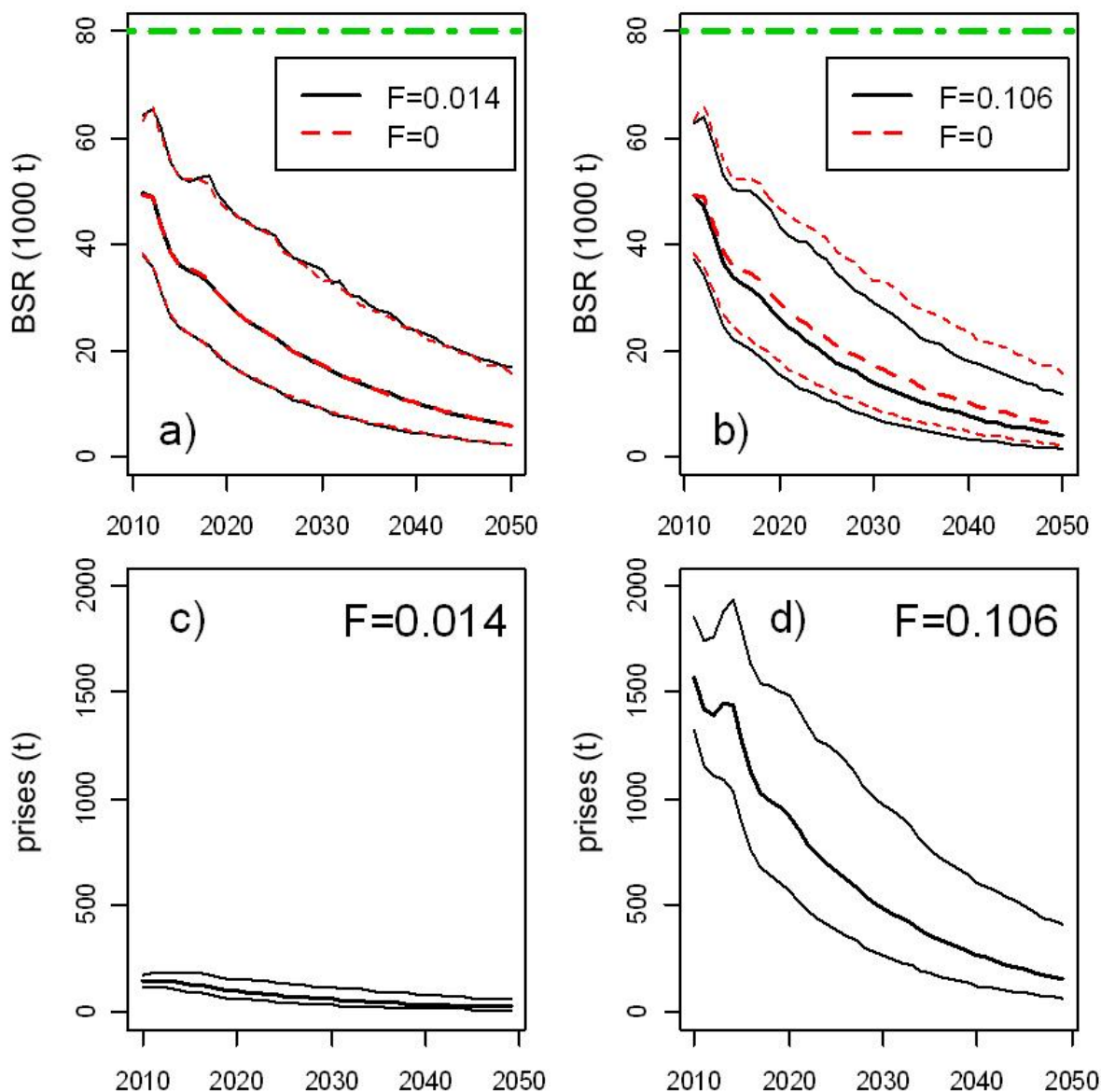


Figure 26. Projection de la biomasse du stock reproducteur (BSR) et prises de morues du sud du golfe pour trois scénarios de mortalité par pêche (F). $F = 0,014$ correspond à l'estimation pour 2009 de la valeur de F pleinement recruté, alors qu'il n'y avait pas de pêche dirigée. $F = 0,106$ correspond à l'estimation moyenne pour 2007 et 2008 de la valeur de F pleinement recrutée, alors qu'il y avait une pêche dirigée avec un TAC de 2 000 t (avec des débarquements moyens d'environ 1 550 t). Les lignes fortes représentent la projection médiane, et les lignes fines correspondent aux 2,5^e et 97,5^e percentiles des projections. La ligne à tirets verte indique le point de référence limite pour ce stock.

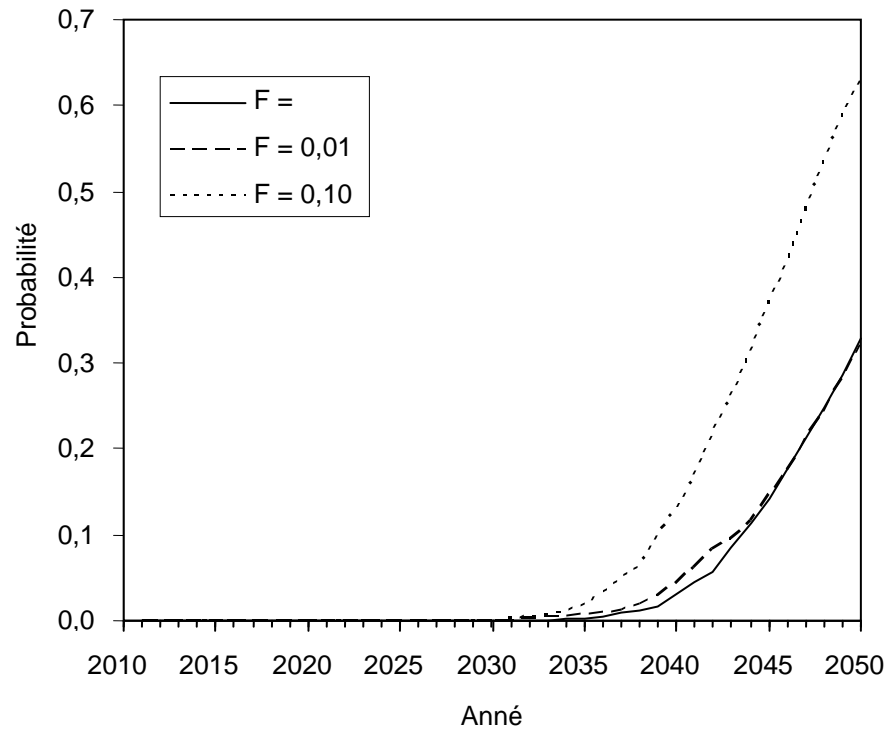


Figure 27. Probabilité que la BSR projetée pour la morue du sud du golfe chute sous les 5 000 t selon divers niveaux de F pleinement recruté.

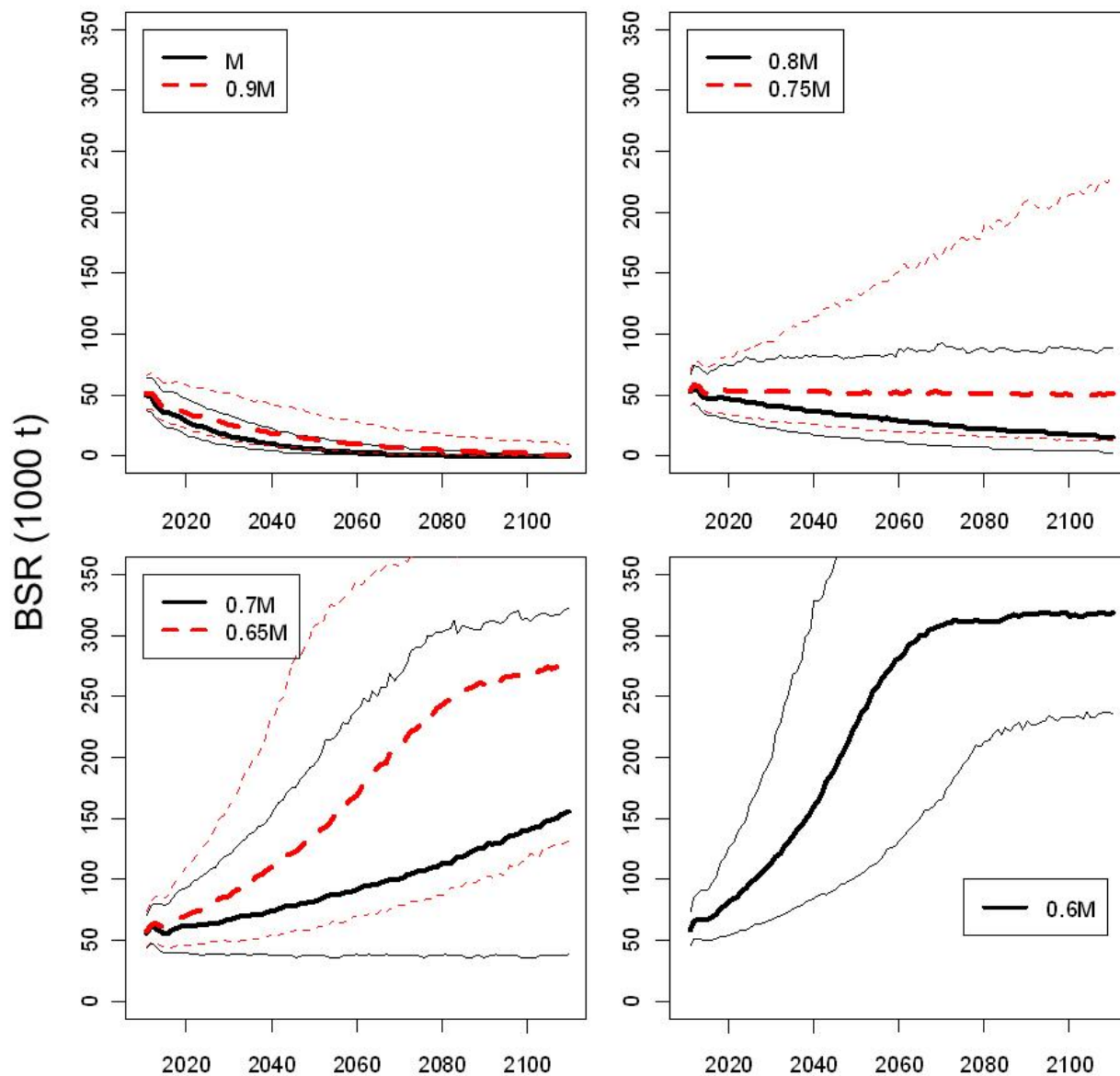


Figure 28. Projection de la biomasse du stock reproducteur (BSR) de la morue du sud du golfe à des niveaux réduits de M pour les individus d'âge 5+, en supposant que les autres éléments de la productivité demeurent aux niveaux actuels. La mortalité par pêche est mise à 0. Les lignes fortes représentent la projection médiane, et les lignes fines correspondent aux 2,5^e et 97,5^e percentiles des projections.

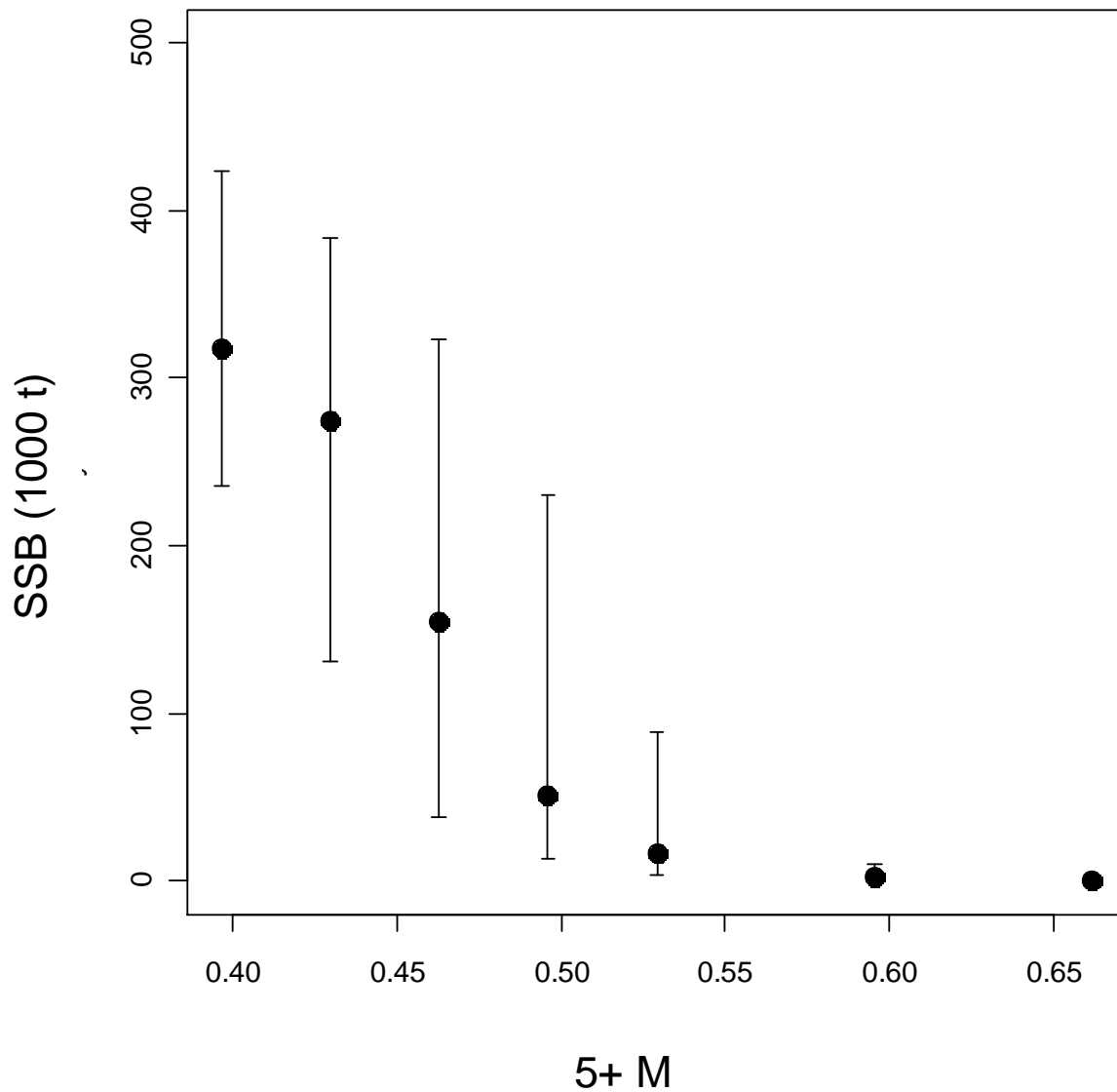


Figure 29. Projection de la biomasse du stock reproducteur (BSR) de la morue du sud du golfe après 100 ans à divers niveaux de M pour les individus d'âge 5+, d'autres éléments de la productivité étant demeurés aux niveaux actuels (1994-2009). La mortalité par pêche est mise à 0. Les cercles représentent la projection médiane, et les barres d'erreur correspondent aux 2,5^e et 97,5^e percentiles.

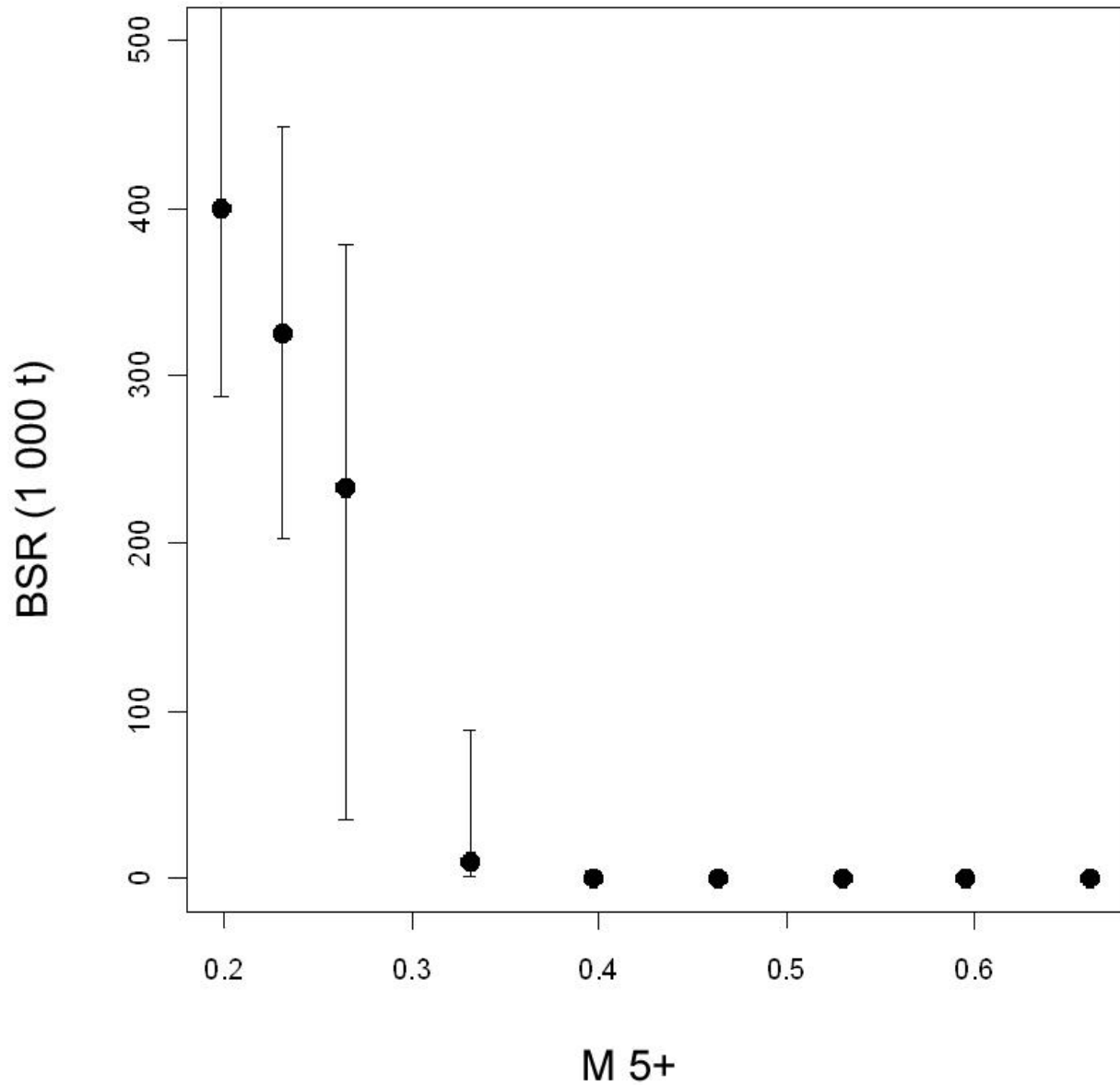


Figure 30. Projection de la biomasse du stock reproducteur (BSR) de la morue du sud du golfe après 100 ans à divers niveaux de M pour les individus d'âge 5+, le taux de recrutement et la taille selon l'âge étant demeurés aux niveaux actuels (1994-2009), et le niveau de M pour les morues d'âge 2-4 aux niveaux de 1971-1990 . Les cercles représentent valeur médiane, et les barres d'erreur correspondent aux 2,5^e et 97,5^e percentiles.

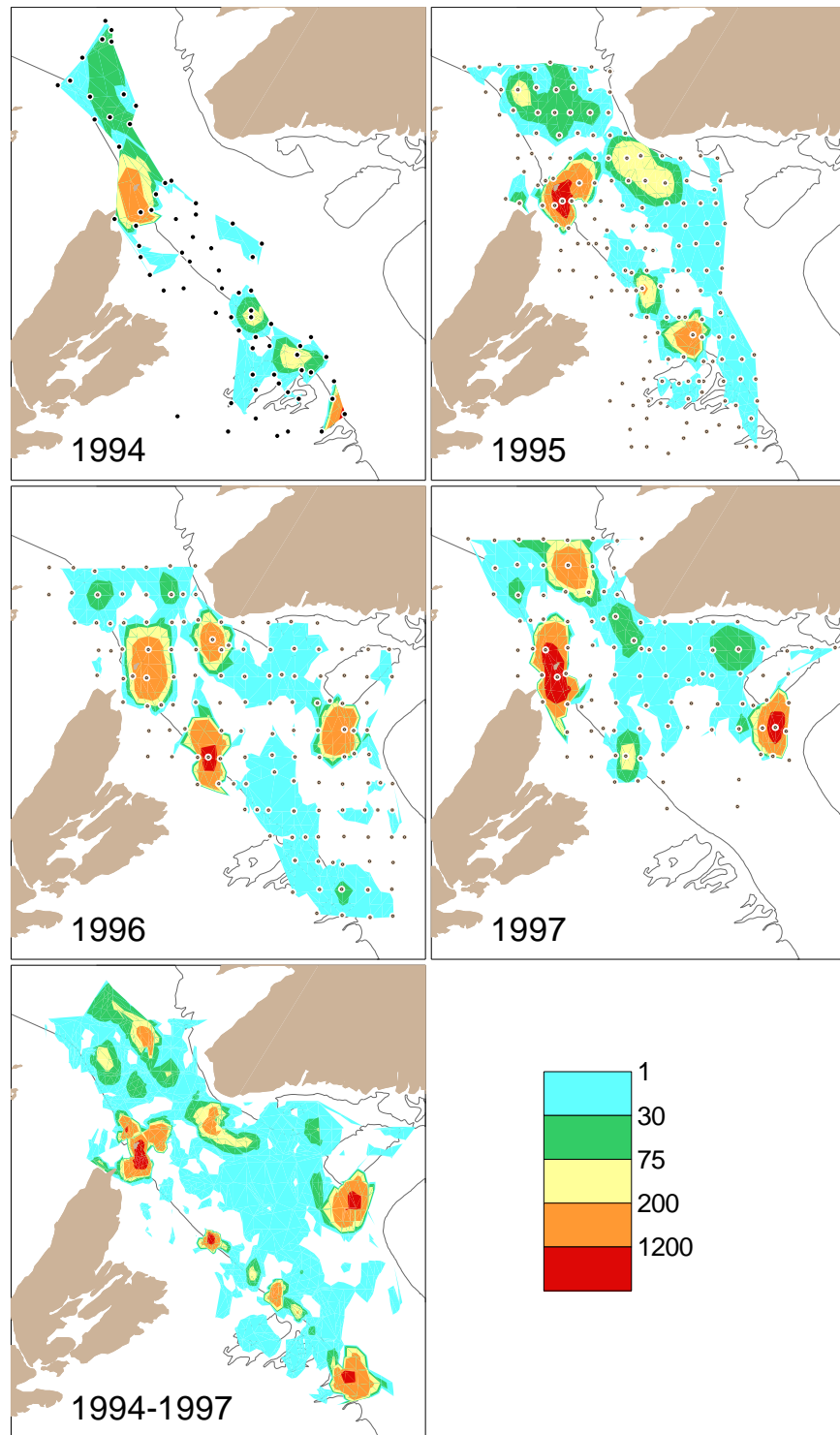


Figure 31. Distribution des prises (poisson/trait) de morues d'une longueur de 35 cm et plus lors des relevés menés en janvier dans le détroit de Cabot. Les morues du côté sud du chenal Laurentien sont des morues du sud du golfe. L'agrégation visible à l'extrême sud de la zone d'étude pour toutes les années combinées est attribuable à un seul trait effectué lors du relevé de 1994.

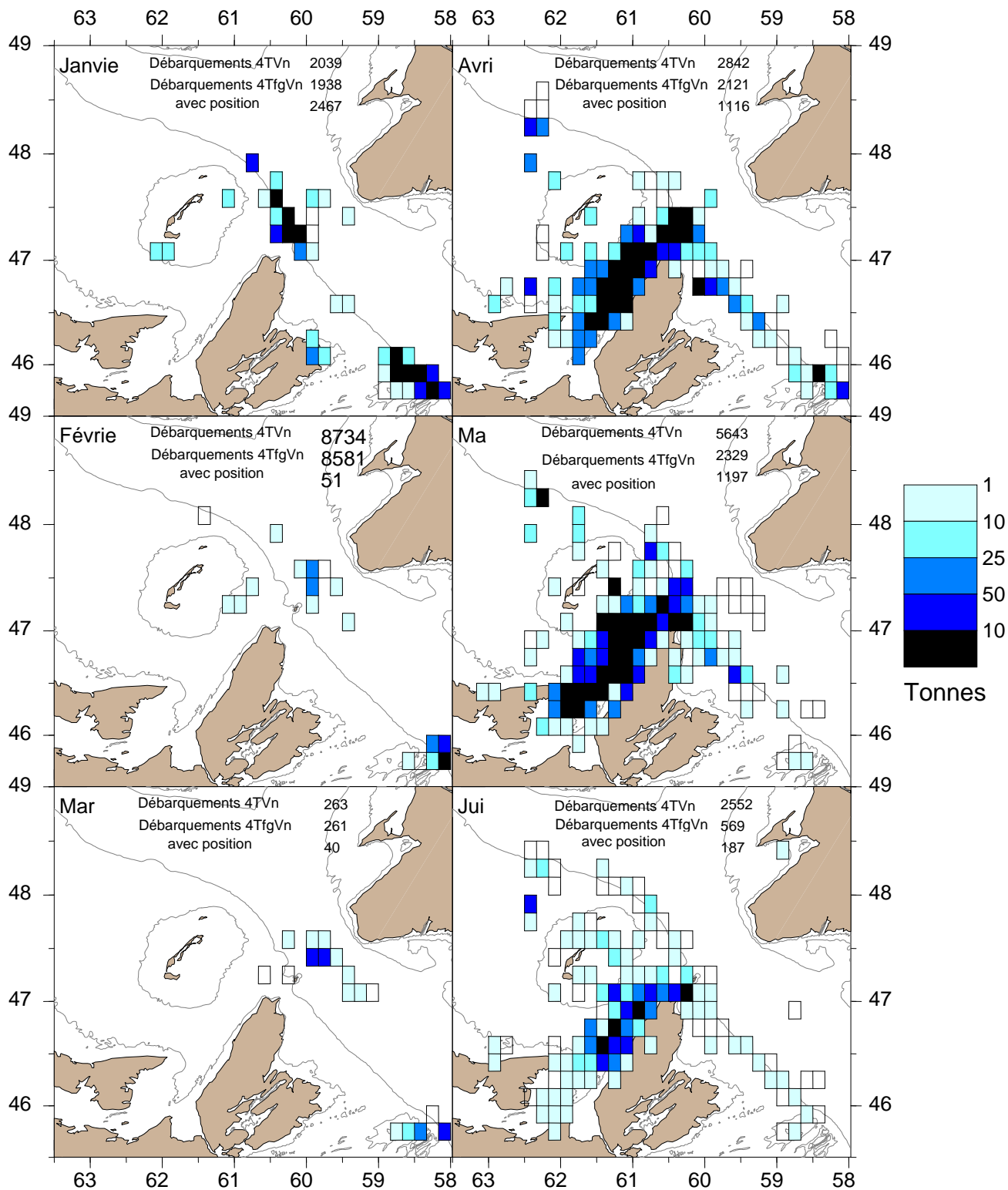


Figure 32. Répartition des prises de morues par engin mobile dans 4TfgVn (de 1986 à 1990).

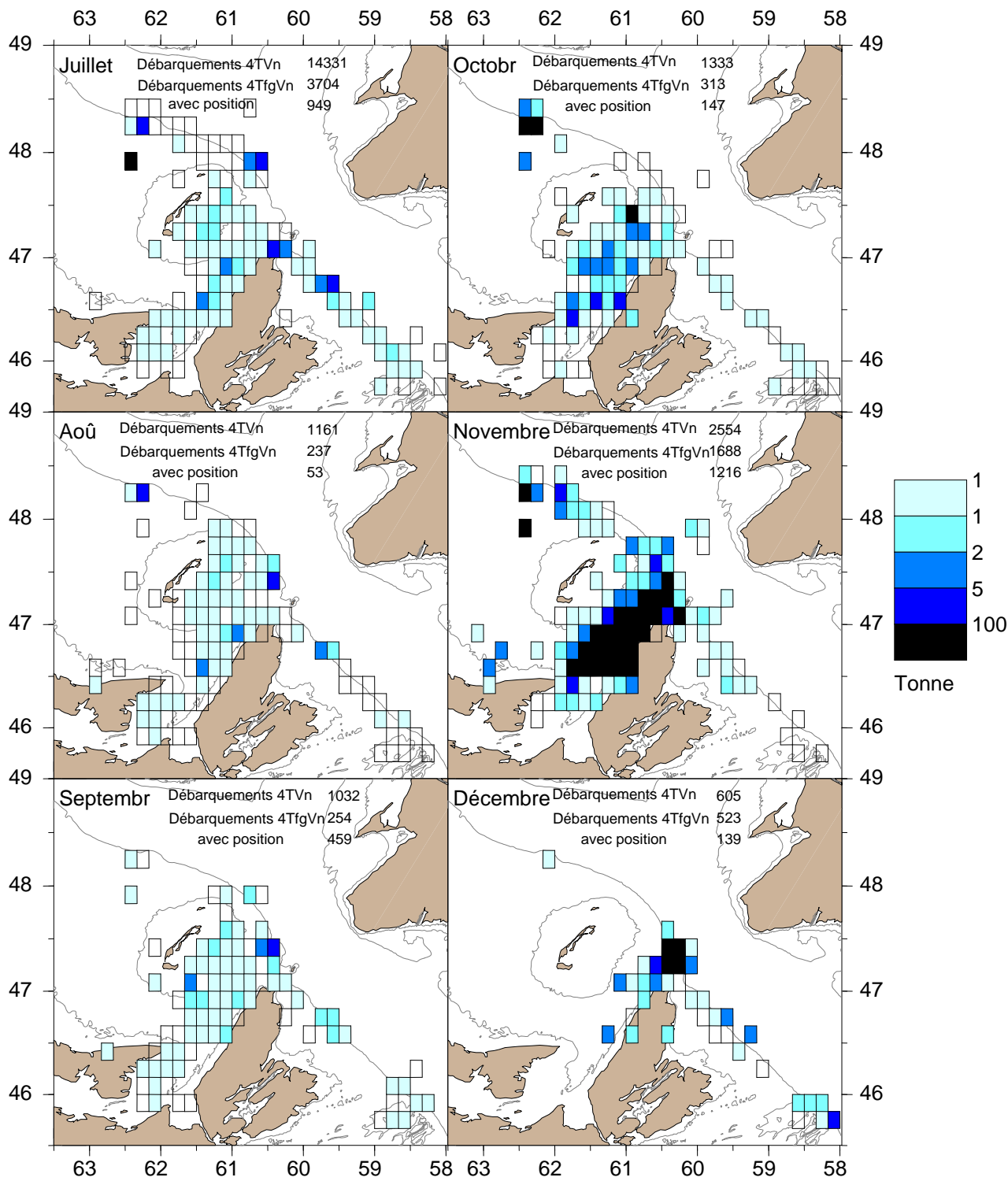


Figure 32 (suite).

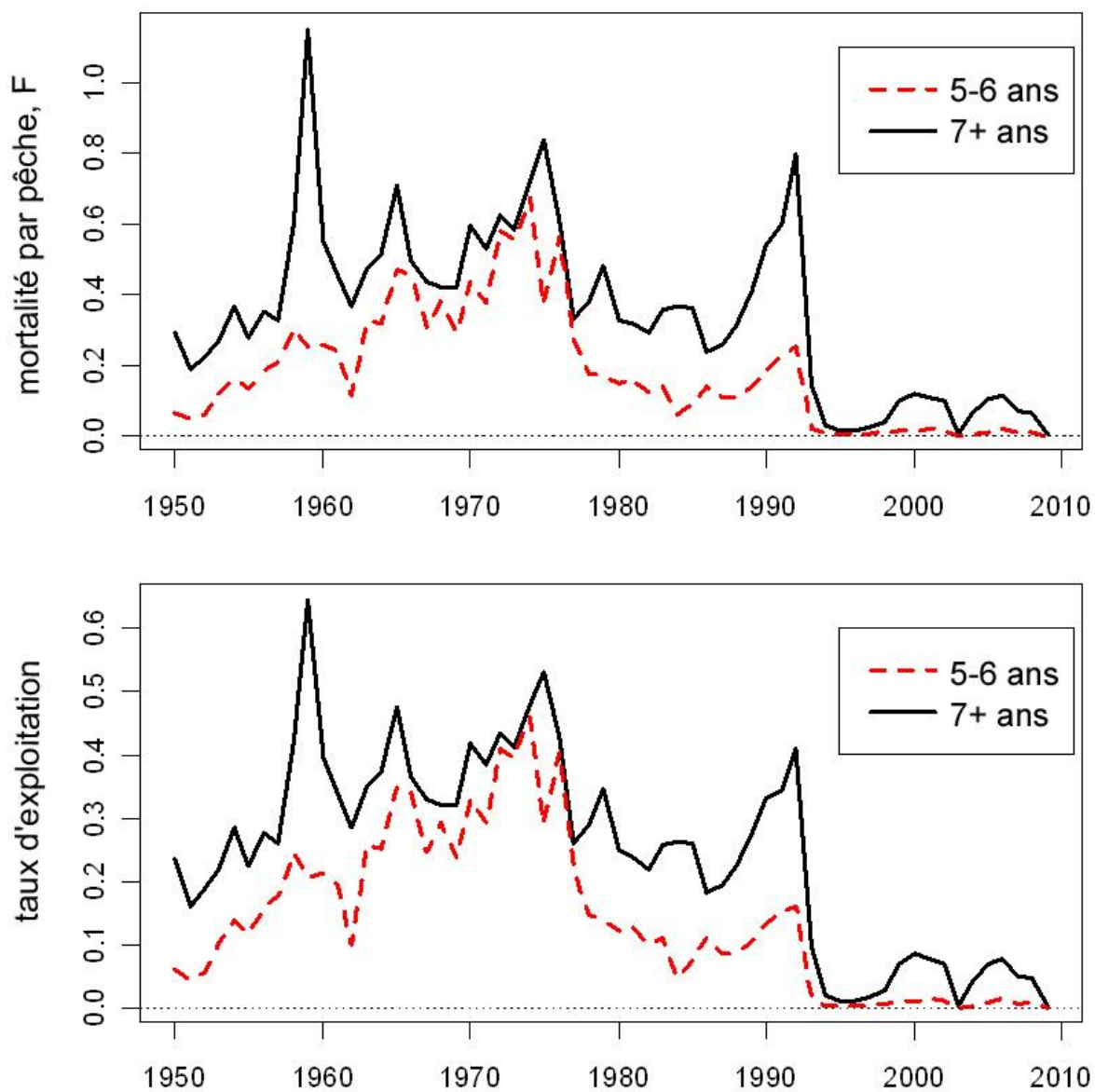


Figure 33. Estimation de la mortalité par pêche et du taux d'exploitation de la morue du sud du golfe.

Annexe I. Comparaison des estimations de la biomasse dérivées des modèles utilisant la méthode de marche aléatoire et la méthode des blocs d'années pour M. Les lignes fortes représentent les estimations des médianes, et les lignes fines correspondent aux 2,5^e et 97,5^e percentiles.

