



## ÉVALUATION DU STOCK DE SÉBASTES AUX YEUX JAUNES (*SEBASTES REBERRIMUS*) DES EAUX INTÉRIEURES DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE, AU CANADA, EN 2010

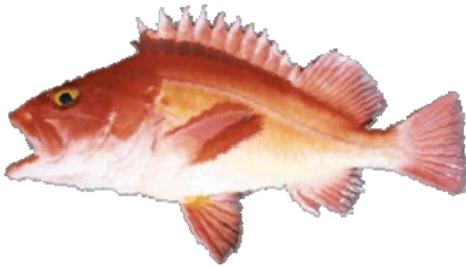


Figure 1 : Sébaste aux yeux jaunes (*Sebastes ruberrimus*) Mention de la source des photos : K. Lynne Yamanaka

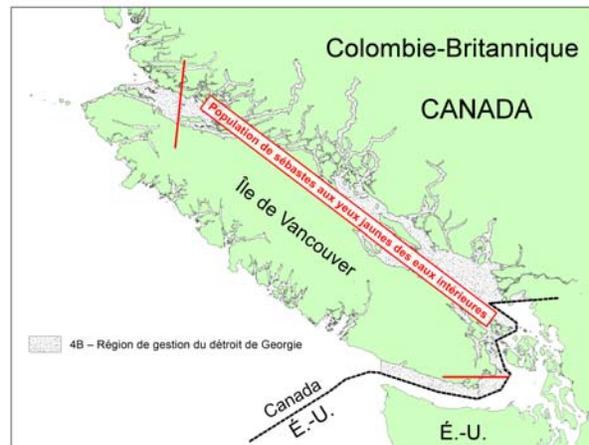


Figure 2 : Limites de la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures de la Colombie-Britannique, Canada

### Contexte

Les sébastes aux yeux jaunes sont répartis dans le nord-est du Pacifique, de l'Alaska à la Basse-Californie, et ont été observés en Colombie-Britannique à des profondeurs allant de 20 à 250 mètres. Les sébastes aux yeux jaunes adoptent un mode d'existence démersal et vivent dans des endroits où le fond offre des substrats complexes et durs comme des récifs et des champs de blocs.

Les sébastes aux yeux jaunes sont pêchés avec tous les types d'engins (turlutte, ligneur, ligne fixe, chalut) dans le cadre des pêches autochtones, commerciales et récréatives. Depuis que l'on a commencé à pêcher les sébastes à la ligne et à l'hameçon avec un permis de catégorie ZN en 1986, deux zones de gestion des pêches ont été établies (eaux intérieures et eaux extérieures).

Les sébastes aux yeux jaunes sont évalués avec d'autres espèces de sébastes des eaux intérieures depuis 1986. En 2006, un rapport sur l'état des stocks a été préparé à l'intention du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Le COSEPAC a reconnu deux unités désignables (ou populations) de sébastes aux yeux jaunes en Colombie-Britannique; une dans les eaux intérieures et l'autre dans les eaux extérieures. En 2008, le COSEPAC a désigné les deux populations comme étant préoccupantes.

Le présent avis scientifique découle des réunions tenues entre Pêches et Océans Canada et le Secrétariat canadien de consultation scientifique les 22 septembre 2010 et 8 avril 2011 dans le cadre du processus de consultation régional du Pacifique sur l'évaluation du stock de sébastes aux yeux jaunes (*Sebastes ruberrimus*) des eaux intérieures de la Colombie-Britannique, au Canada, en 2010. Ce processus de consultation donnera lieu à d'autres publications qui seront affichées, dès qu'elles seront disponibles, dans le calendrier des avis scientifiques à l'adresse suivante : <http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm>.

## SOMMAIRE

- En 2008, le COSEPAC a reconnu deux unités désignables (ou populations) de sébastes aux yeux jaunes dans les eaux intérieures et extérieures de la Colombie-Britannique (C.-B.), et ces deux unités ont été désignées comme étant préoccupantes.
- Le présent document contient un résumé de l'état du stock ainsi que des prévisions concernant la population de sébastes aux yeux jaunes vivant dans les eaux intérieures de la C.-B. L'état du stock et les prévisions sont présentés par rapport à des points de référence qui sont conformes au cadre décisionnel des pêches du MPO intégrant une approche de précaution.
- Les sébastes aux yeux jaunes sont répartis dans l'ensemble de la C.-B. et sont observés à des profondeurs allant de 20 à 250 mètres. Ils adoptent un mode d'existence démersal et vivent dans des endroits où le fond offre des substrats complexes et durs comme des récifs et des champs de blocs.
- En 2009, environ 15,2 t de sébastes aux yeux jaunes ont été capturés dans la zone de gestion des eaux intérieures, 2,8 t dans le cadre des pêches autochtones, 8,1 t dans le cadre des pêches commerciales de sébastes et 4,3 t dans le cadre des pêches récréatives.
- Nous avons utilisé un modèle bayésien de production excédentaire (modèle BPE) pour évaluer la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures de la C.-B. Nous avons donc utilisé des données qui provenaient d'anciens relevés des prises à partir de 1918, des données sur le cycle de vie afin d'estimer le taux intrinsèque d'accroissement ( $r$ ) et les tendances relatives à l'abondance découlant des relevés des prises commerciales à la ligne et à l'hameçon et de deux relevés à la palangre.
- Ce modèle BPE correspond assez bien aux données sur les tendances affichées par le stock et révèle une diminution du stock dans les années 1980 et 1990, en période de prises élevées. En application de ce modèle, pour tenir compte de la baisse continue du stock depuis les années 1990, en période de prises moins élevées, nous avons mis à jour les données *a priori* du paramètre  $r$  en vue d'obtenir une moyenne *a posteriori* considérablement moins élevée que la moyenne *a priori*.
- Nous avons effectué des analyses de sensibilité afin de vérifier si les résultats obtenus grâce au modèle sont influencés par les diverses données d'entrée et les divers paramètres du modèle.
- Nous avons évalué l'état de la population de sébastes aux yeux jaunes au moyen d'un passage de référence du modèle BPE. Selon ce passage, la biomasse du stock en 2009 était de 780 tonnes (coefficient de variation [CV] 0,46), ce qui représente 12 % (CV 0,43) de la biomasse initiale de 6 466 tonnes (CV 0,40) en 1918.
- La probabilité est de 5 % que la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures en 2009 soit plus nombreuse que le point de référence limite (PRL), ce qui est conforme au cadre décisionnel des pêches du MPO intégrant une approche de précaution. Il est probable que la population se trouve dans la zone critique.
- Le rendement de remplacement en 2009 ( $RepY_{2009}$ ) est estimé à 19 t (CV 0,49), et les prises de 15 t en 2009 représentent 78 % (CV 0,66) du rendement de remplacement. Nous évaluons que le taux de mortalité par pêche en 2009 ( $F_{2009}$ ) représente 1,38 (CV 0,70) du taux de mortalité par pêche au rendement maximal soutenu (RMS) ( $F_{RMS}$ ).
- Les prévisions relatives au stock indiquent que la population augmentera avec le temps. La probabilité que la biomasse actuelle en 2009 ( $B_{2009}$ ) soit supérieure à  $0,4 B_{RMS}$  à la fin d'une période de cinq ans est faible (< 14 %) pour toutes les politiques concernant les prises. Si l'on prend une politique de prises fixes (taux de mortalité par pêche total) de 15 t, la

probabilité augmente jusqu'à environ 44 % sur une période de 40 ans et à 56 % sur une période de 80 ans.

- Une analyse méthodologique exploratoire dans le cadre de laquelle le modèle BPE est élargi afin d'englober la prédation par les pinnipèdes pour un stock de poisson donné est présentée à titre indicatif seulement.

## INTRODUCTION

Les sébastes aux yeux jaunes sont répartis dans le nord-est du Pacifique, du sud de l'île Umnak, dans l'archipel des îles Aléoutiennes (Mecklenburg et coll. 2002), jusqu'à Ensenada, en Basse-Californie (Phillips 1957) (Figure 1). En C.-B., ils sont habituellement observés à des profondeurs allant de 20 à 250 mètres et adoptent un mode d'existence démersal dans des endroits où le fond offre des substrats complexes et durs comme des récifs et des champs de blocs (Yamanaka et coll. 2006).

Les sébastes aux yeux jaunes sont capturés, par inadvertance ou de manière voulue, par tous les types d'engins de pêche (turlutte, ligneur, ligne fixe, chalut) dans le cadre des pêches autochtone, commerciale et récréative des poissons de fond et du saumon. Depuis que l'on a commencé à pêcher les sébastes à la ligne et à l'hameçon avec un permis de catégorie ZN en 1986, deux zones de gestion des pêches ont été établies : les eaux intérieures et les eaux extérieures. La zone de gestion des pêches des eaux intérieures s'aligne sur la zone principale 4B de la Commission des pêches maritimes du Pacifique et englobe entièrement la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures en plus d'inclure, à ses deux extrémités, une petite partie de la population des eaux extérieures (Figure 2).

Depuis 1986, les sébastes aux yeux jaunes sont évalués avec d'autres espèces de sébastes des eaux intérieures (*Sebastes spp*). Lors de la dernière évaluation, il a été conseillé aux gestionnaires de présumer un taux de récolte optimal (F) inférieur ou égal à la moitié du taux de mortalité naturelle (M) (Yamanaka et Lacko 2001). À l'époque, il a été déterminé que F était supérieur à M selon les estimations de la mortalité totale (Z) découlant des analyses de la courbe des captures fondées sur les tranches d'âge utilisées dans les relevés de recherche de 1997-1998 et de 2001 effectués le long de la côte de la C.-B. À la fin de 2001, une stratégie de conservation des sébastes a été mise en œuvre, dont l'objectif était de consigner toutes les prises de sébastes, de réduire le taux de mortalité par pêche, de fermer certaines zones de pêche et d'améliorer les mesures de surveillance et d'évaluation des stocks. (Koolman et coll. 2007, Yamanaka et Logan 2010). Les gestionnaires ont fixé un taux de récolte inférieur à 2 % ( $F < M$ ) et ont mis en place un plan de gestion spatiale dans le cadre duquel des zones ont été fermées à tous les pêcheurs.

En 2006, un rapport sur l'état des stocks a été commandé et préparé pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) (Yamanaka et coll. 2006). Le COSEPAC a reconnu deux unités désignables de sébastes aux yeux jaunes dans les eaux intérieures et extérieures de la Colombie-Britannique (COSEPAC 2008) et a désigné ces deux unités comme étant préoccupantes. La Gestion des pêches et de l'aquaculture du MPO a présenté une demande d'information et d'avis scientifique visant à déterminer l'état actuel de la population des sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures en fonction des points de référence par défaut qui sont établis dans l'approche de précaution et à fournir des tables de décision qui prévoient les répercussions des différents niveaux de capture. Cette évaluation du stock ne vise que l'unité désignable ou la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures (Figure 2). Le présent document a pour but de fournir une évaluation à jour en vue de l'élaboration d'un plan de gestion.

## ÉVALUATION

### Méthode

Un modèle BPE de type état-espace semblable à celui utilisé pour l'évaluation du stock de bocaccio (*Sebastes paucispinis*) de la C.-B. en 2008 a été appliqué pour la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures (Prager 1994, McAllister et coll. 2001, Stanley et coll. 2009). Le modèle BPE repose sur l'hypothèse selon laquelle les sources principales de variation du taux de mortalité d'une année à l'autre sont les pêches et les changements survenus dans les efforts de pêche et selon laquelle le taux de mortalité non liée à la pêche demeure constant. Il s'agit d'un modèle de production excédentaire de type état-espace hors équilibre dont l'estimation des paramètres repose sur une méthodologie statistique bayésienne. Ce modèle nécessite l'établissement d'une série chronologique de la biomasse des prises annuelles antérieures dans le cadre de toutes les pêcheries et convient bien aux données sur les tendances affichées par le stock tirées des relevés des prises commerciales à la ligne et à l'hameçon et des relevés à la palangre. Il permet également d'établir des prévisions, à partir des conditions initiales de 1918 (la première année de reconstitution des prises commerciales) jusqu'en 2009, et de tenir compte des prises annuelles et de la production excédentaire.

Une valeur *a priori* est spécifiée pour le taux intrinsèque maximum d'accroissement ( $r$ ), le rapport de la taille initiale du stock en 1918 ( $B_{1918}$ ) comparé à la taille du stock d'équilibre non exploité ou à la capacité de charge ( $K$ ) (ou  $B_{1918}/K$ ), les constantes de proportionnalité des indices d'abondance ( $q$ ) et le coefficient du potentiel de capture pour la pêche récréative qui a été utilisé pour imputer un taux de mortalité liée à la pêche récréative jusqu'en 1981 ( $g$ ). Les prises capturées dans le cadre des pêcheries commerciale et autochtone sont traitées comme des variables fixes et connues, et le modèle prend en considération les taux de mortalité par pêche qui sont conformes aux prises annuelles fixes totales déclarées (Prager 1994).

Le logiciel BPE qui a été élaboré pour cette évaluation du stock applique l'algorithme d'échantillonnage avec rééchantillonnage par importance (SIR) en vue d'intégrer la fonction de densité de probabilité *a posteriori* conjointe des paramètres du modèle et d'obtenir un échantillon des données *a posteriori* concernant les prévisions relatives au stock (Rubin 1987, McAllister et coll. 1994, McAllister et Ianelli 1997).

Les distributions marginales *a posteriori* ont été calculées pour tous les paramètres du modèle et toutes les quantités d'intérêt, y compris  $K$ ,  $r$ ,  $q$ ,  $g$ ,  $B_{1918}/K$ , le rendement maximal soutenu (RMS), la biomasse au RMS ( $B_{RMS}$ ), la biomasse par année ( $B_y$ ), la biomasse la plus récente ( $B_{2009}$ ), le rapport de  $B_{2009}/B_{RMS}$ , le taux de mortalité par pêche au RMS ( $F_{RMS}$ ), le rendement de remplacement, le rapport du taux de mortalité par pêche le plus récent au RMS ( $F_{2009}/F_{RMS}$ ) et le rapport du taux de capture le plus récent au rendement de remplacement ( $C_{2009}/RepY_{2009}$ ).

Pour construire un modèle BPE de référence, nous avons utilisé les données d'entrée « les plus plausibles » et nous avons effectué des analyses de sensibilité afin de déterminer l'influence de la variation de chacune de ces données d'entrée sur les résultats obtenus à l'aide du modèle. Les avis en matière de gestion sont fondés sur ce passage du modèle « de référence ».

Les points de référence en matière de pêche qui sont conformes au cadre décisionnel pour les pêches du MPO intégrant l'approche de précaution sont présentés dans cette évaluation (MPO 2009). Habituellement, dans les modèles de production excédentaire,  $B_{RMS}$  est établi à  $0,5 B_0$ , ou à la moitié de la biomasse non exploitée. Dans le modèle d'évaluation BPE,  $B_0$  est défini comme étant la capacité de charge  $K$ . Par conséquent, pour le modèle BPE de référence :

$$\text{Point de référence limite (PRL)} = 0,4B_{RMS} = 0,2 B_0$$

Point de référence supérieur (PRS) =  $0,8B_{RMS} = 0,4 B_0$

Point de référence cible (PRC) =  $B_{RMS} = 0,5 B_0$

## **Sources des données**

### **Données antérieures concernant les prises**

Nous avons effectué des reconstitutions des débarquements et des rejets commerciaux, des prises récréatives conservées et relâchées et de la biomasse des pêches autochtones afin d'établir une série chronologique des prises allant de 1918 à 2009.

Nous avons estimé les débarquements commerciaux de sébastes aux yeux jaunes à partir de statistiques globales sur les débarquements provenant de diverses sources sur différentes périodes. Les données sont tirées des volumes du Bureau fédéral des statistiques datant de 1918 à 1951 et des registres de factures de la C.-B. datant de 1952 à 1981. Ces registres de factures ont été transformés en format électronique en 1982 et ont existé jusqu'en 1994. À partir de 1995, on a commencé à déclarer les débarquements de poissons de fond, par espèce, dans le cadre des programmes de vérification à quai et dans les journaux de bord. En 2006, un système d'exploitation des pêches a été mis en place afin de consigner les prises par espèce (débarquements et rejets) pour toutes les pêches de poissons de fond, à l'exception de la pêche au chalut. Les prises sont consignées par les observateurs en mer et au moyen de la surveillance électronique (vidéo), des vérifications à quai et des journaux de bord. On a commencé à utiliser le système d'exploitation des pêches pour déclarer les prises au chalut en 2007.

Nous avons estimé les rejets commerciaux à partir des données recueillies par les observateurs en mer entre 2000 et 2004 à bord des bateaux de pêche à la ligne et à l'hameçon. Ces données visent les débarquements de sébastes (permis de catégorie ZN), d'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) et de morue-lingue (*Ophiodon elongatus*) (Annexe II, permis de catégorie C) pêchés à la ligne et à l'hameçon entre 1986 et 2005, et les débarquements de flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*) (permis de catégorie L) entre 1979 et 2005. Les rejets ont été jugés négligeables jusqu'à la mise en place des régimes de délivrance de permis pour des espèces particulières. Depuis la mise en place de ces régimes de permis en 2006, le total des rejets et des débarquements est déclaré. Les prises capturées au moyen d'appâts dans des cabanes de pêche sont incluses dans cette estimation des rejets. Les pratiques d'appâtage sont appliquées dans cette pêcherie et d'autres, et ont culminé au milieu des années 1980 (1985-1986).

L'industrie évalue que les prises non déclarées depuis l'arrivée de la pêche avec permis de catégorie ZN (1986) jusqu'à la mise en place du programme de surveillance complète en 2006 sont équivalentes aux prises commerciales estimées. C'est la raison pour laquelle le modèle de référence est fondé sur le double des prises commerciales déclarées entre 1986 et 2005.

Les données sur les prises récréatives conservées et relâchées sont tirées de l'enquête par interrogation des pêcheurs dans le détroit de Georgie de 1982 à 2008 (Hardie et coll. 2001). Nous avons reconstitué les prises récréatives datant d'avant l'enquête par interrogation des pêcheurs à l'aide d'une série chronologique des efforts de pêche récréative en nous basant sur les renseignements non confirmés fournis par des experts locaux et sur la moyenne des prises par unité d'effort.

Pour estimer la consommation de sébastes aux yeux jaunes par les peuples autochtones, nous avons appliqué un taux de consommation de sébastes aux yeux jaunes par personne par année aux estimations de la population obtenues dans le recensement du Canada et celui effectué par Affaires autochtones et Développement du Nord Canada visant les Autochtones

qui demeurent près de la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures, ou qui y ont accès.

### Paramètres du cycle biologique

Nous avons utilisé les échantillons obtenus dans la zone où vit le stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures au moyen des relevés à la palangre ciblant les sébastes des eaux intérieures pour estimer les paramètres du cycle biologique. Nous avons élaboré et appliqué un modèle bayésien d'évaluation afin de calculer la moyenne *a posteriori* et la covariance des paramètres de croissance de von Bertalanffy, des paramètres de conversion de la longueur à la fourche en poids humide et des paramètres relatifs à la fonction de proportion de femelles adultes en fonction de l'âge.

Les estimations du taux de mortalité ( $Z$ ) sont fondées sur deux applications des courbes des prises de Ricker et sur les données relatives à l'âge de la population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures. Les estimations du taux de mortalité naturelle ( $M$ ), elles, sont obtenues au moyen de l'équation d'Hoenig et sont fondées sur un âge maximal de 110 ans, observé chez la population des eaux intérieures. Une méta-analyse hiérarchique récente des données relatives au recrutement concernant les stocks de sébastes effectuée par Forest et coll. (2010) a servi de source de répartition des données d'entrée pour le paramètre du taux de variation de la pente ( $h$ ). Nous avons présumé une fonction Ricker pour le modèle de référence *a priori*, puis nous avons appliqué une fonction Beverton – Holt dans le cadre d'une analyse de sensibilité. La méthodologie élaborée dans l'évaluation du stock de bocaccio de la C.-B. en 2008 (Stanley et coll. 2009) pour calculer la fonction de densité *a priori* du taux intrinsèque maximal d'accroissement ( $r$ ) a été élargie afin d'inclure un facteur d'incertitude à tous les paramètres d'entrée pour cet algorithme de Monte Carlo.

### Tendances affichées par le stock

Les données sur les tendances affichées par le stock sont fondées sur les données relatives aux prises et à l'effort visant les sébastes aux yeux jaunes dans le cadre de la pêche commerciale à la ligne et à l'hameçon dans les eaux intérieures de 1986 à 2009 ainsi que sur deux relevés à la palangre effectués dans les eaux intérieures : le relevé des aiguillats communs dans le détroit de Georgie (1986, 1989, 2004, 2005 et 2008) et le relevé à la palangre ciblant les sébastes des eaux intérieures (2003-2005 et 2007-2009).

Les séries chronologiques des captures par unité d'effort (CPUE) sont normalisées et utilisent des modèles linéaires généralisés (MLG) où il semble que les effets annuels suivent étroitement les tendances relatives à l'abondance. Nous avons utilisé les méthodes de Babcock et McAllister (2002) et avons appliqué un modèle bayésien delta-lognormal dont les variables exploratoires (facteurs) sont les années, les zones et les types d'engins de pêche.

Les nouveaux indices d'abondance pour les données tirées des relevés à la palangre ciblant l'aiguillat commun et les sébastes sont fondés sur les taux instantanés de capture afin de tenir compte de la concurrence dans le monde de la pêche avec hameçon appâté, mais aussi afin de tenir compte du retour de la pêche avec hameçon non appâté (Etienne, communication personnelle).

## Résultats

### Modèle BPE de référence

Le modèle BPE de référence convient plutôt bien aux trois ensembles d'indices d'abondance. Il présente deux périodes de déclin abrupte en lien avec les deux périodes où les prises étaient les plus élevées, c.-à-d. pendant la guerre et du milieu des années 1980 au milieu des années 1990. L'abondance estimée de la population démontre que peu de changements sont survenus

depuis le milieu des années 1990, période où le nombre de prises a beaucoup diminué. La biomasse médiane du stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures est illustrée ci-dessous à la figure 3.

rps a 12

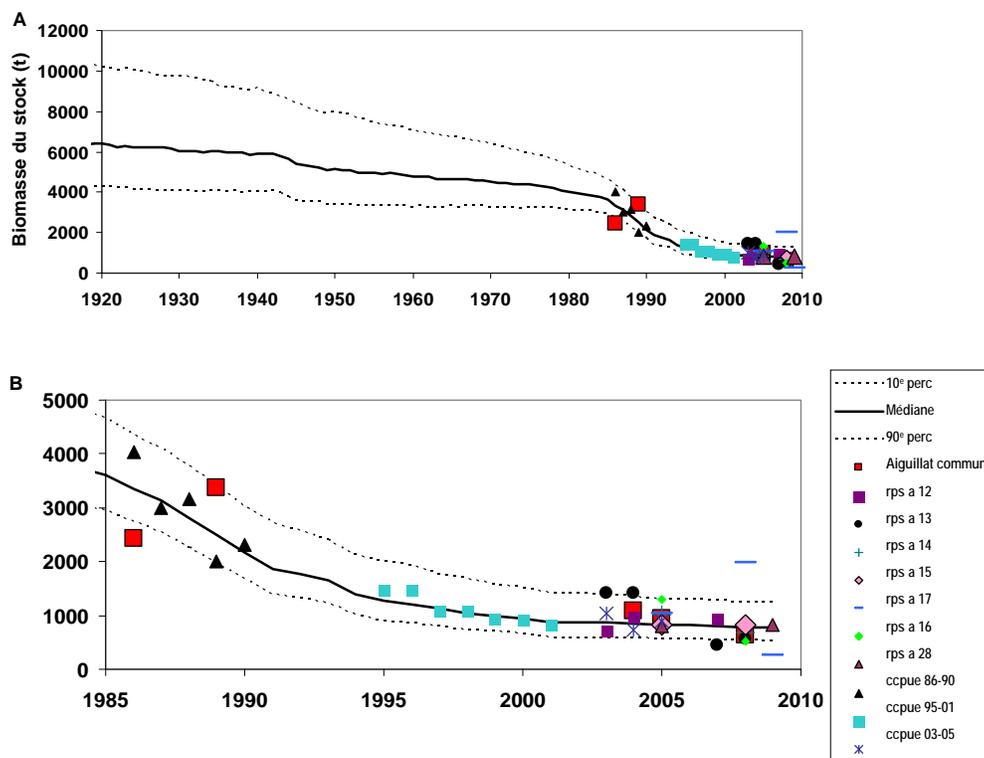


Figure 3 : Représentation graphique de la biomasse médiane a posteriori du stock de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures et des intervalles de probabilité de 90 % obtenus après avoir appliqué le modèle BPE aux indices d'abondance des sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures tirés du relevé à la palangre ciblant l'aiguillat commun dans le détroit de Georgie (aiguillat commun), du relevé à la palangre ciblant les sébastes des eaux intérieures (rps) et des données sur les captures commerciales par unité d'effort (CCPUE) dans les eaux intérieures des MLG. Les données du relevé à la palangre ciblant les sébastes des eaux intérieures sont regroupées par secteur d'exploitation des pêcheries du Pacifique, des secteurs 12 à 17, et 28 (rps a 12 à rps a 17 et rps a 28). Les données relatives aux captures commerciales par unité d'effort sont divisées en trois lignes pour les années 1986 à 1990 (ccpue 86-90), 1995 à 2001 (ccpue 95-01) et 2003 à 2005 (ccpue 03-05). A. Années 1920-2009. B. Années 1985-2009.

En ce qui a trait au passage du modèle BPE de référence, la biomasse médiane initiale du stock en 1918 ( $B_{1918}$ ) est estimée à 6 466 tonnes (CV 0,40). La biomasse du stock en 2009 est estimée à 780 tonnes, ce qui représente 12 % (CV 0,43) de la biomasse initiale. Le rendement de remplacement en 2009 est estimé à 19 t (CV 0,49), et nous évaluons que les prises de 15 t en 2009 représentent 78 % du rendement de remplacement. Le taux de mortalité par pêche en 2009 est estimé à 1,38 (CV 0,70) du taux de mortalité par pêche au RMS.

La valeur *a priori* de certains paramètres a manifestement été mise à jour grâce aux données. Il s'agit de la taille du stock non exploité ( $K$ ), des constantes de proportionnalité des indices relatifs aux tendances affichées par le stock ( $q$ ) et du potentiel de capture pour la pêche récréative ( $g$ ). Toutes ces données avaient des valeurs *a priori* non informatives et des CV (>3) très élevés ainsi que des CV *a posteriori* supérieurs à 0,4. La taille initiale du stock par rapport à

K a fait l'objet d'une mise à jour sommaire. Le  $r$  moyen *a priori* prévoyait un rétablissement de la population et une diminution marquée des prises. L'absence de rétablissement dans les indices a eu pour effet de mettre à jour la moyenne *a priori* de manière à ce que la moyenne *a posteriori* soit considérablement moins élevée.

### Évaluation de l'état du stock

Dans le passage du modèle BPE de référence, la  $B_{2009}/B_{RMS}$  médiane est de 0,215 (CV 0,4), et il est probable que  $B_{2009} > 0,4B_{RMS}$  soit de 4,8 % et que  $B_{2009} > 0,8 B_{RMS}$  soit de 0,1 %, tel que l'illustre la figure 4 ci-après. La population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures se trouve probablement dans la zone critique (90 % de probabilité).

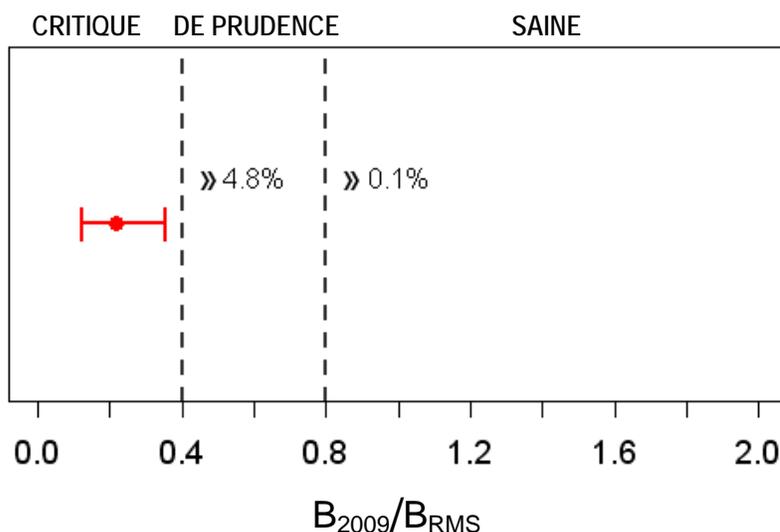


Figure 4 : Le passage du modèle bayésien de production excédentaire (BPE) de référence présente la médiane (point) et les intervalles de confiance de 90 % pour le rapport de  $B_{2009}$  comparé à  $B_{RMS}$ . Les lignes verticales pointillées indiquent le point de référence limite ( $0,4 B_{MSY}$ ) et le point de référence supérieur ( $0,8 B_{RMS}$ ). Les trois zones d'état du stock délimitées par ces points de référence (zone saine, de prudence ou critique) sont indiquées dans le haut de la figure. Les flèches et les probabilités qui y sont associées indiquent la probabilité que l'état du stock se trouve dans la zone critique et dans la zone saine.

### Tests de sensibilité

Nous avons évalué la sensibilité des résultats de l'évaluation du stock et des prévisions à l'égard des divers paramètres du modèle (tableau 1). Comme on pouvait s'y attendre, les hypothèses selon lesquelles le taux intrinsèque maximum d'accroissement ( $r$ ) est élevé et la taille initiale du stock est modeste ( $B_{1918}/K=0,7$ ) entraînent des estimations plus élevées de l'état du stock ( $B_{2009}/B_{1918}$ ). Les estimations de la biomasse du stock (en 1918 et en 2009) sont sensibles aux autres paramètres relatifs aux prises antérieures, contrairement aux estimations de l'état du stock. Les résultats ne sont pas influencés par le fait que l'on ne tient pas compte des prises commerciales et des indices du relevé ciblant les sébastes, mais on remarque que les estimations de l'état du stock sont plus élevées lorsque l'on ne tient pas compte de l'indice du relevé ciblant l'aiguillat commun en raison du déclin relativement plus marqué de celui-ci. Pour ce qui est des moyennes *a priori* faibles et élevées, les valeurs *a priori* ont été mises à jour et les écarts types (ET) *a posteriori* sont ainsi considérablement moins grands. Dans tous les cas, les probabilités des données sont trop semblables, ce qui fait que n'importe quel modèle est fortement pondéré à la baisse.

Tableau 1 : Résultats de l'évaluation du stock pour les autres paramètres du modèle (passage) d'évaluation BPE. Dans les rangées, le passage de modèle de référence est indiqué en gras (Réf.), suivi des tests de sensibilité effectués sur les autres valeurs a priori du paramètre  $r$  ( $r$  faible ou  $r$  élevé), de la taille initiale du stock ( $B_{1918}/K = 0,7$  et  $1,2$ ), des prises antérieures (50 % ou 150 %) et de l'effet de l'exclusion de différents ensembles de données (captures commerciales par unité d'effort [CCPUE], indice du relevé ciblant l'aiguillat commun [aiguillat commun] et indice du relevé ciblant les sébastes [sébastes]). Dans les colonnes,  $r$  signifie taux intrinsèque maximal d'accroissement,  $B_{1918}$  et  $B_{2009}$  indique la taille du stock en 1918 et en 2009 et  $B_{2009}/B_{1918}$  indique le rapport de la biomasse en 2009 comparé à la biomasse en 1918. Toutes les valeurs de biomasse sont indiquées en tonnes. La médiane a posteriori, l'écart-type (ET) et le coefficient de variation (CV) sont indiqués pour chaque quantité estimée.

Passage	r			B <sub>1918</sub>			B <sub>2009</sub>			B <sub>2009</sub> /B <sub>1918</sub>		
	Médiane	ET	CV	Médiane	ET	CV	Médiane	ET	CV	Médiane	ET	CV
<b>Passage de référence</b>												
<b>Réf.</b>	<b>0,027</b>	<b>0,014</b>	<b>0,48</b>	<b>6 466</b>	<b>2 787</b>	<b>0,40</b>	<b>780</b>	<b>391</b>	<b>0,46</b>	<b>0,123</b>	<b>0,057</b>	<b>0,43</b>
<b>r a priori</b>												
r faible	0,022	0,012	0,50	7 066	2 783	0,37	828	340	0,38	0,118	0,054	0,42
r élevé	0,034	0,014	0,38	5 889	2 006	0,32	765	296	0,36	0,131	0,056	0,40
<b>Hypothèses sur la taille initiale du stock</b>												
B <sub>init</sub> /K = 0,7	0,026	0,015	0,50	5 665	2 529	0,41	804	328	0,38	0,143	0,066	0,43
B <sub>init</sub> /K = 1,2	0,028	0,014	0,46	7 825	2 847	0,34	787	389	0,45	0,103	0,046	0,41
<b>Incertitude quant aux prises antérieures</b>												
50 % des prises	0,027	0,014	0,47	3 227	1 370	0,39	377	236	0,55	0,123	0,056	0,42
150 % des prises	0,027	0,014	0,48	9 699	4 114	0,39	1 183	537	0,42	0,123	0,057	0,42
<b>Effet de l'exclusion de certains ensembles de données</b>												
CCPUE	0,028	0,015	0,49	6 567	2 564	0,37	925	486	0,47	0,143	0,068	0,44
relevé ciblant l'aiguillat commun	0,037	0,017	0,41	6 788	6 707	0,78	1 687	7 112	1,93	0,191	0,319	1,12
relevé ciblant les sébastes	0,031	0,016	0,46	6 261	2 630	0,39	884	379	0,4	0,142	0,064	0,41

## Projections prises en compte

Nous avons établi des projections de 2010 à 2090 (approximativement deux générations) afin d'évaluer les tendances futures possibles affichées par le stock à la suite de la mise en place de diverses politiques sur le total autorisé des captures (TAC) (tableau 2). En ce qui concerne toutes les autres politiques projetées dans le modèle BPE, on remarque divers degrés d'augmentation prévue de la population. La probabilité que le stock se rétablisse et sorte de la zone critique au cours des cinq prochaines années est faible (< 14 %) pour toutes les politiques concernant les prises. Si l'on prend une politique de prises fixes (taux de mortalité par pêche total) (TAC) de 15 t, la probabilité augmente jusqu'à environ 44 % sur une période de 40 ans et à 56 % sur une période de 80 ans.

Tableau 2 : Projections du modèle BPE de référence, sur des périodes de 5, 20, 40 (une génération) et 80 ans (deux générations). La colonne Période indique la période visée par les projections. La colonne Politique indique les diverses stratégies de pêche. TAC indique le total autorisé de captures par année pendant la période visée. F indique les politiques sur l'effort de pêche constant fixées aux niveaux de capture de 2010. La colonne  $B_{fin}/B_{RMS}$  médiane indique la médiane a posteriori du rapport de la biomasse du stock à la fin de période comparé à celui de la  $B_{RMS}$ . La colonne  $P(B > 0,4 B_{RMS}$  au cours de la période) indique la probabilité que la biomasse du stock à une année donnée au cours de la période dépasse 40 % de la biomasse du stock au rendement maximal soutenu ( $B_{RMS}$ ). La colonne  $P(B > 0,8 B_{RMS}$  au cours de la période) indique la probabilité que la biomasse du stock à une année donnée au cours de la période dépasse 80 % de la biomasse du stock au rendement maximal soutenu ( $B_{RMS}$ ). La colonne  $P(B_{fin} > B_{2009})$  indique la probabilité que la biomasse du stock à la fin de la période dépasse la biomasse du stock en 2009.

Période	Politique	$(B_{fin}/B_{RMS})$ médiane	$P(B > 0,4 B_{RMS}$ au cours de la période)	$P(B > 0,8 B_{RMS}$ au cours de la période)	$P(B_{fin} > B_{2009})$
5 ans	TAC = 0	0,232	0,137	0,008	0,658
	TAC = 5 t	0,228	0,134	0,008	0,617
	TAC = 10 t	0,221	0,129	0,008	0,542
	TAC = 15 t	0,215	0,125	0,008	0,468
	F = F(5 t TAC(2010))	0,228	0,134	0,008	0,616
	F = F(10 t TAC(2010))	0,221	0,129	0,008	0,543
	F = F(15 t TAC(2010))	0,215	0,123	0,008	0,469
20 ans	TAC = 0	0,336	0,421	0,069	0,847
	TAC = 5 t	0,305	0,373	0,058	0,772
	TAC = 10 t	0,271	0,320	0,047	0,674
	TAC = 15 t	0,237	0,278	0,039	0,563
	F = F(5 t TAC(2010))	0,299	0,359	0,055	0,774
	F = F(10 t TAC(2010))	0,265	0,304	0,043	0,676
	F = F(15 t TAC(2010))	0,234	0,260	0,028	0,564
40 ans	TAC = 0	0,519	0,699	0,289	0,885
	TAC = 5 t	0,446	0,619	0,232	0,824
	TAC = 10 t	0,358	0,527	0,182	0,734
	TAC = 15 t	0,275	0,435	0,137	0,577
	F = F(5 t TAC(2010))	0,414	0,595	0,206	0,822
	F = F(10 t TAC(2010))	0,328	0,488	0,135	0,733
	F = F(15 t TAC(2010))	0,260	0,391	0,087	0,595
80 ans	TAC = 0	1,008	0,848	0,658	0,942
	TAC = 5	0,816	0,782	0,566	0,862
	TAC = 10	0,605	0,685	0,474	0,757
	TAC = 15	0,383	0,557	0,377	0,597
	F = F(TAC(icur+1)) 5	0,673	0,766	0,507	0,869
	F = F(TAC(icur+1)) 10	0,456	0,634	0,371	0,763
	F = F(TAC(icur+1)) 15	0,304	0,517	0,251	0,622

## **Sources d'incertitude**

Le déclin continu de l'abondance malgré la diminution des prises depuis le début des années 1990 est préoccupant. Le modèle BPE ne permet pas de tenir compte de ce déclin des populations dans le cadre de l'effort de pêche. Parmi les explications possibles de ce déclin continu, on compte un délai de réponse plus long que prévu de la population à l'égard de la réduction de l'effort de pêche et/ou de la diminution ou de l'absence de population dans les eaux intérieures. Une autre source possible de mortalité pourrait être la consommation de sébastes aux yeux jaunes par les populations locales de pinnipèdes, les phoques communs (*Phoca vitulina*), les otaries de Steller (*Eumetopias jubatus*) et les otaries de Californie (*Zalophus californianus*).

Dans le cadre de ce processus d'évaluation du stock, nous avons utilisé une nouvelle méthodologie pour tenter d'élargir le modèle BPE en vue de tenir compte explicitement des tendances récentes relatives aux taux de prédation par les pinnipèdes. La consommation par les pinnipèdes, fondée sur leur abondance, leurs besoins bioénergétiques, la composition de leur régime alimentaire et leur réponse fonctionnelle de type 1, a été incluse dans le modèle BPE et correspond assez bien aux données sur les tendances affichées par le stock. Elle tient compte du déclin continu du stock à la suite de la grande diminution des prises dans les années 1990. Cet avis en matière de gestion n'est toutefois pas fondé sur le modèle relatif aux pinnipèdes, et les résultats du modèle ne sont utilisés que pour illustrer les résultats possibles, qui ne font pas partie des pêches, sur le stock. Il nous faudrait davantage de données sur les taux de consommation par les pinnipèdes, la composition de leur régime alimentaire, l'abondance des otaries, le taux de consommation par animal et la taille et l'âge des sébastes aux yeux jaunes consommés pour pouvoir utiliser cette nouvelle méthodologie.

## **CONCLUSION**

La population de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures de la C.-B. est une population dont la durée de vie est longue et la croissance est lente, et qui a un faible taux de productivité. Les prises de sébastes aux yeux jaunes des eaux intérieures étaient à leur plus haut niveau à la fin des années 1980, mais ont diminué depuis. Selon le passage du modèle de référence, la population en 2009 est estimée à 12 % du stock de 1918 (figure 3). Cet avis en matière de capture est fourni sous la forme d'une table de décision présentant des prévisions sur le stock pour les 5, 20, 40 et 80 prochaines années, selon les diverses politiques de pêche appliquées, et présentant également la probabilité que l'on atteigne les divers points de référence (tableau 2). Les décisions en matière de captures dépendent de la période, de la politique et du point de référence choisis.

## **AUTRES CONSIDÉRATIONS**

### **Stocks de sébastes aux yeux jaunes des États-Unis**

L'évaluation des sébastes aux yeux jaunes de 2009 indique que dans le sous-district des eaux intérieures du sud-est (ESE) de l'Alaska, qui touche le nord de la C.-B., la biomasse exploitable en 2010 est de 14 321 t (Brylinsky et coll. 2009). Dans l'État de Washington, au sud de la C.-B., il est interdit, depuis 2003, de garder les sébastes aux yeux jaunes pêchés. Selon l'évaluation du stock la plus récente (en 2009), en Californie, en Oregon et à Washington, la ponte totale relative des sébastes aux yeux jaunes est estimée à 16,4 %, 22,5 % et 27,3 % des conditions non exploitées, respectivement. En avril 2009, la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) a proposé de désigner les sébastes aux yeux jaunes de la région du bassin de Georgie et de Puget Sound comme étant une espèce menacée selon la *Endangered Species Act* des États-Unis (NMFS 2009). De manière générale, la population de sébastes de

la région de Puget Sound a diminué de 70 % au cours des 40 dernières années, et les sébastes aux yeux jaunes ont connu un déclin encore plus important (Williams et coll. 2010).

## SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion de consultation scientifique régionale du 7 et 8 avril 2011 sur l'Examen des évaluations des stocks des eaux extérieures de morues-lingues et des stocks des eaux intérieures de sébastes aux yeux jaunes en Colombie-Britannique du Secrétariat canadien de consultation scientifique de Pêches et Océans Canada. Toute autre publication découlant de ce processus sera publiée lorsqu'elle sera disponible sur le calendrier des avis scientifiques du secteur des Sciences du MPO à l'adresse suivante : <http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm>.

Babcock, E.A. et McAllister M.K. 2002. *Bayesian methods for accounting for data contradictions in stock assessment of Atlantic white marlin*. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 55(2): 541-558 (SCRS/02/067).

Brylinsky, C., Stahl, J., Carlile, D., et Jaenicke, M. 2009. *Chapter 14: Assessment of the Demersal Shelf Rockfish stock for 2010 in the Southeast outside district of the Gulf of Alaska*. North Pacific Fishery Management Council (NPFMC). Gulf of Alaska Stock Assessment Fishery Evaluation report (SAFE). p.1067 à 1110.

COSEPAC. 2008. *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le sébaste aux yeux jaunes (Sebastes ruberrimus), population des eaux intérieures de l'océan Pacifique et population des eaux extérieures de l'océan Pacifique, au Canada*. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 75 p.

Pêches et Océans Canada (MPO). 2009. *Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution*, (dernière modification le 23 mai 2009). <http://www.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/peches-fisheries/fish-ren-peche/sff-cpd/precaution-fra.htm>

Forrest, E., McAllister, M.K., Dorn, M., Martell, S., et Stanley, R., D., 2010. *Hierarchical Bayesian estimation of recruitment parameters and reference points for Pacific rockfishes (Sebastes spp.) under alternative assumptions about the stock-recruit function*. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 67:1611-1634.

Hardie, D.C. Nagtegaal, D.A., et Nagy, L. 2001. *Strait of Georgia and Northern Vancouver Island sport fishery creel survey statistics for salmon and groundfish, 1999*. Rapports manuscrits canadiens des sciences halieutiques et aquatiques 2553: 111 p.

Koolman, J., Mose, B., Stanley, R.D., et Trager, D. 2007. *Developing an integrated commercial groundfish strategy for British Columbia: Insights gained about participatory management*. Dans J. Heifetz, J. DiCosimo, A.J. Garrett, M.S. Love, V.M. O'Connell, et R.D. Stanley (eds.), *Biology, assessment, and management of North Pacific rockfishes*. Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks.

McAllister, M.K., Pikitch, E.K., Punt, A.E., et Hilborn, R. 1994. *A Bayesian approach to stock assessment and harvest decisions using the sampling/importance resampling algorithm*. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 51: 2673-2687.

McAllister, M.K. et Ianelli, J.N. 1997. *Bayesian stock assessment using catch-age data and the Sampling/Importance Resampling Algorithm*. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 54: 284-300.

- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., et Babcock, E.A. 2001. *Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding*. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 58(9) 1871-1890.
- Mecklenburg, C., Mecklenburg, T., and Thorsteinson, L. 2002. *Fishes of Alaska*. Bethesda: American Fisheries Society. Bethesda, Maryland.
- National Marine Fisheries Service (NMFS) National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2009 *Final Rule to List. Endangered and threatened wildlife and plants: threatened status for the Puget Sound/Georgia Basin distinct population segments of yelloweye and canary rockfish and endangered status for the Puget Sound/Georgia Basin distinct population segment of bocaccio rockfish*. Federal Register / Vol. 75, N° 81. 28 avril 2010, p. 22276 – 22289.
- Phillips, J.B. 1957. *A review of the rockfishes of California*. Calif. Dept. Fish and Game, Fish Bull. 104. Sacramento, California.
- Prager, M.H. 1994. *A suite of extensions to a nonequilibrium surplus production model*. Fish. Bull. 92: 374-389.
- Rubin, D.B. 1987. *Comment on "The calculation of posterior distributions by data augmentation*. J. Am. Stat. Assoc. 82: 543–546.
- Stanley, R.D., McAllister, M., Starr, P., et Olsen, N. 2009. *Évaluation du stock de bocassio (Sebastes paucispinis) dans les eaux de la Colombie-Britannique*. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2008/ 055.
- Williams, G.D., Levin, P.S. et Palsson, W.A. 2010. *Rockfish in Puget Sound: An ecological history of exploitation*. Marine Policy (2010), doi:10.1016/j.marpol.2010.02.008
- Yamanaka, K.L., Lacko, L.C., Withler, R., Grandin, C., Lochead, J.K., Martin, J.C., Olsen, N., et Wallace, S.S. 2006. *Examen du sébaste aux yeux jaunes (Sebastes ruberrimus) dans les eaux baignant la côte canadienne du Pacifique : biologie, répartition et tendances en matière d'abondance*. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2006/076: 54 p
- Yamanaka, K.L., et Lacko, L.C. 2001. *Évaluation des stocks de sébastes côtiers (Sebastes ruberrimus, S. malliger, S. caurinus, S. melanops, S. nigrocinctus, et S. nebulosus) de la côte ouest du Canada et recommandations de gestion*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/139: 102 p
- Yamanaka, K.L., et Logan, G. 2010. *Developing British Columbia's Inshore Rockfish Conservation Strategy*. Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management and Ecosystem Science 2:28–46.

**POUR DE PLUS AMPLES RENSEIGNEMENTS**

Communiquez Kae Lynne Yamanaka  
avec : Pêches et Océans Canada  
Station biologique du Pacifique  
3190 Hammond Bay Road  
Nanaimo (C.-B.)  
V9P 9E7  
Téléphone : (250) 756-7211  
Télécopieur : (250) 756-7053  
Courriel : Lynne.Yamanaka@dfo-mpo.gc.ca

Ce rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques  
Région du Pacifique  
Pêches et Océans Canada  
3190 Hammond Bay Road  
Nanaimo (C.-B.)  
Canada V9T 6N7

Téléphone : 250-756-7208  
Courriel : csap@dfo-mpo.gc.ca  
Adresse Internet : [www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs)

ISSN 1919-5109 (Imprimé)  
ISSN 1919-5117 (En ligne)  
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2012

*An English version is available upon request at the above address.*

**LA PRÉSENTE PUBLICATION DOIT ÊTRE CITÉE COMME SUIT :**

MPO. 2011. Évaluation du stock de sébastes aux yeux jaunes (*sebastes reberrimus*) des eaux intérieures de la Colombie-Britannique, au Canada, 2010. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/084 13p.