

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bocaccio *Sebastes paucispinis*

au Canada



**EN VOIE DE DISPARITION
2013**

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bocaccio (*Sebastes paucispinis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 51 p.
(www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEWIC. 2002. COSEWIC assessment and status report on the Bocaccio *Sebastes paucispinis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 43 pp.

Note de production :

Le COSEPAC remercie Alexandra E. Valentin d'avoir rédigé le rapport de situation sur le bocaccio (*Sebastes paucispinis*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision du rapport a été assurée par Alan Sinclair, coprésident du sous-comité de spécialistes des poissons marins du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Télec. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Bocaccio *Sebastes paucispinis* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :

Bocaccio — Équipe NOAA NMFS SWFSC ROV; site Web consulté en février 2012 :
<http://www.photolib.noaa.gov/htmls/fish2749.htm>.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/315-2014F-PDF
ISBN 978-0-660-22064-2



Papier recyclé



COSEPAC

Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2013

Nom commun

Bocaccio

Nom scientifique

Sebastes paucispinis

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette espèce est un sébaste longévif dont l'âge maximal au Canada des femelles est de 52 ans et dont la durée de génération est de 20 ans. Le cycle vital de l'espèce la rend vulnérable à la surpêche. La présente évaluation a tiré profit de la disponibilité de plus d'information sur les populations portant sur l'ensemble de l'aire de répartition canadienne et sur une plus longue période du passé. La population a connu un déclin continu durant 60 ans et a diminué de 28 % durant la période de dix ans s'étant écoulée depuis la première évaluation du COSEPAC. Selon les relevés menés depuis la dernière évaluation, les déclins récents se sont produits dans les zones de biomasse maximale au large de la côte ouest de l'île de Vancouver et dans le détroit de la Reine-Charlotte. Même s'il y a eu réduction des prises accessoires, ces dernières demeurent la principale menace pour la population.

Répartition

Océan Pacifique

Historique du statut

Espèce désignée « menacée » en novembre 2002. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2013.



COSEPAC **Résumé**

Bocaccio

Sebastes paucispinis

Description et importance de l'espèce sauvage

Le bocaccio compte parmi les nombreuses espèces de sébastes (au moins 39) qui vivent dans les eaux marines de la Colombie-Britannique. Il se distingue des autres sébastes (*Sebastes* spp.) par sa longue mâchoire supérieure. L'espèce se répartit en deux groupes démographiques : le premier sur la côte ouest de la Colombie-Britannique et le second sur la côte du centre et du sud de la Californie. Les études génétiques n'ont cependant pas permis de conclure à une différenciation des populations observées le long de la côte du Pacifique. Le présent rapport considère l'ensemble des bocaccios vivant sur la côte de la Colombie-Britannique comme appartenant à une seule et même population.

Répartition

Le bocaccio fréquente les eaux côtières du nord-est de l'océan Pacifique, depuis le golfe de l'Alaska jusqu'à la Basse-Californie (Mexique). Il existe probablement un certain chevauchement de la population de la Colombie-Britannique avec celles de la côte des États-Unis, au nord et au sud. La plupart des prises réalisées en Colombie-Britannique viennent du bord du plateau continental, la majorité provenant de la côte nord-ouest de l'île de Vancouver et du bassin de la Reine-Charlotte. On a également signalé la présence de cette espèce dans certains bras de mer et dans le détroit de Georgia.

Habitat

Les jeunes de l'année restent près de la surface de l'eau pendant quelques mois et s'installent ensuite près des côtes, où ils forment des bancs dans des zones où la profondeur de l'eau varie de 30 à 120 m. Les adultes peuvent être semi-pélagiques; ils fréquentent habituellement des zones à fond rocailleux accidenté, où la profondeur de l'eau varie de 60 à 340 m. Selon des études récentes, les récifs de coraux et d'éponges pourraient servir d'habitat au bocaccio.

Biologie

Le bocaccio est ovovivipare. Dans les eaux de la Colombie-Britannique, les larves sont expulsées en hiver. Cette espèce atteint la maturité à 7 ans environ; elle peut peser jusqu'à 9 kg et mesurer plus de 90 cm. Les femelles ont tendance à être plus grosses que les mâles. Le bocaccio peut atteindre un âge maximal d'au moins 57 ans. Les adultes sont relativement sédentaires, mais ils se montrent plus nomades pendant les premières années de leur vie. Ils peuvent changer rapidement de profondeur au cours d'une même journée. Les juvéniles et les adultes se nourrissent d'une grande variété d'invertébrés et de poissons. Les poissons plus gros et les mammifères marins sont probablement les seuls prédateurs des bocaccios adultes.

Taille et tendances des populations

Selon les données sur la reconstitution des stocks, la biomasse exploitable a subi une baisse sensible depuis les années 1930, la chute la plus marquée ayant été observée de 1985 à 1995. La population a probablement poursuivi son déclin de 2000 à 2010. La biomasse de la population a subi une baisse de plus 90 % au cours des 60 dernières années, et de 28 % depuis la dernière évaluation du COSEPAC en 2002. La biomasse estimée pour 2012 est inférieure à 2 000 t et représente 3,5 % de la biomasse non exploitée estimée. On n'observe aucun signe de début de rétablissement de la population. Les estimations de la biomasse sont très faibles dans les eaux des États américains voisins, et l'on ne prévoit aucune possibilité d'immigration à partir de ces zones.

Menaces et facteurs limitatifs

On suppose que les prises (accessoires) de bocaccios effectuées par les pêcheurs commerciaux de poissons de fond constituent la principale cause actuelle de la mortalité de cette espèce attribuable aux activités humaines. Ses caractéristiques vitales (longévité, ovoviviparité et sédentarité des adultes) rendent cette espèce vulnérable à la surpêche. Le recrutement est probablement épisodique et sensible aux aléas du climat. Les données disponibles sur l'âge sont trop incomplètes pour permettre d'évaluer le recrutement dans les eaux de la Colombie-Britannique, mais certains indices donnent à conclure à un piètre recrutement au cours de la période écoulée de 2006 à 2009.

Protection, statuts et classements

On a adopté en 2013 un ensemble de mesures de gestion pilotes afin de ramener les prises totales de bocaccios à 75 t/an sur 3 ans. Diverses mesures servent à limiter les débarquements de la pêche commerciale. Depuis 2004, un programme volontaire encourage l'utilisation des recettes de la pêche au chalut du bocaccio à des fins de recherche et de gestion. Un programme pilote semblable est appuyé par les pêcheurs à la ligne et à l'hameçon depuis 2013. Les prises des pêcheurs sportifs font l'objet de limites de prises quotidiennes de « sébastes ». Des aires de conservation des sébastes

sont établies depuis 2002 dans des zones situées près du rivage sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. Depuis avril 2012, plusieurs mesures ont été mises en œuvre pour renforcer la protection des récifs de coraux et d'éponges, y compris des « protocoles d'évitement » et des règles qui limitent les activités de chalutage aux zones qui ont déjà fait l'objet de ce type de pêche de 1996 à 2011. Il est difficile de prévoir les avantages que pourront procurer ces mesures de gestion de l'habitat à la population de bocaccios.

Le bocaccio figure parmi les espèces *gravement menacées d'extinction* (1996) de la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Il a été désigné « *espèce menacée* » par le COSEPAC en 2002. Les bocaccios des segments de population distincts de Puget Sound et du bassin de Georgia (États-Unis) sont désignés « *en voie de disparition* » (« *Endangered* ») aux termes de l'*Endangered Species Act* des États-Unis. La situation de la population méridionale (Californie et nord du Mexique) est jugée « *préoccupante* » (« *Species of Concern* »).

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Sebastes paucispinis
Bocaccio

Bocaccio

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : océan Pacifique (eaux marines de la Colombie-Britannique, principalement le long de la côte du continent. On suppose avoir affaire à une seule population)

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquer si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2008] est utilisée)	20,4 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, <u>inféré</u> ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui (inféré)
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant [cinq ans ou deux générations]	Déclin de 88 % sur 2 générations
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois générations]	Réduction de 92 % sur 3 générations
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois générations].	s.o.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	s.o.
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Non, les causes sont comprises, mais elles n'ont pas cessé et ne sont pas clairement réversibles.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	> 48 000 km ² (superficie maximale de l'habitat potentiel fondée sur la profondeur préférée; différente de la définition habituelle du COSEPAC)
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté).	Au moins 29 816 km ²
La population totale est-elle gravement fragmentée?	Non
Nombre de localités ¹	Nombre de localités incertain. La mortalité due aux prises accessoires des diverses

¹ Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) et [IUCN 2010](#) (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

	activités de pêche compte parmi les principales menaces dans plusieurs régions.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non (inféré)
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non (inféré)
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Non; une seule population (inféré)
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités ¹ ?	s.o.
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Non (inféré)
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non; une seule population
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités ¹ ?	s.o.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	N ^{bre} d'individus matures
	Population de Colombie-Britannique : probablement plus de 400 000, selon les données sur la biomasse de 2012 (1 879 t divisé par un poids moyen de 4,3 kg)
Total	Probablement plus de 400 000

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	s.o.
--	------

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

La principale menace est la surpêche, causée surtout par les prises accessoires de la pêche commerciale, mais également par la pêche sportive et la pêche autochtone, peut-être aussi dans les eaux des États américains voisins.

Les menaces possibles qui pèsent sur l'habitat sont la baisse observée de la teneur en oxygène dissous dans les eaux de la Colombie-Britannique et peut-être la destruction des récifs de coraux et d'éponges par les engins de pêche.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur	En Alaska, la biomasse des bocaccios est très faible depuis 1987. La population des États américains au sud de la Colombie-Britannique est gravement appauvrie
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Probablement (larves et juvéniles)
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probablement
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probablement
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non
--	-----

Historique du statut

Espèce désignée « menacée » en novembre 2002. Statut réexaminé et espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2013

Statut et justification de la désignation:

Statut En voie de disparition	Code alphanumérique A2b
Justification de la désignation : Cette espèce est un sébaste longévif dont l'âge maximal au Canada des femelles est de 52 ans et dont la durée de génération est de 20 ans. Le cycle vital de l'espèce la rend vulnérable à la surpêche. La présente évaluation a tiré profit de la disponibilité de plus d'information sur les populations portant sur l'ensemble de l'aire de répartition canadienne et sur une plus longue période du passé. La population a connu un déclin continu durant 60 ans et a diminué de 28 % durant la période de dix ans s'étant écoulée depuis la première évaluation du COSEPAC. Selon les relevés menés depuis la dernière évaluation, les déclins récents se sont produits dans les zones de biomasse maximale au large de la côte ouest de l'île de Vancouver et dans le détroit de la Reine-Charlotte. Même s'il y a eu réduction des prises accessoires, ces dernières demeurent la principale menace pour la population.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition », A2b, puisque la population a subi un déclin de 92 % au cours des 3 dernières générations, que cette tendance se poursuit, que les causes du déclin sont comprises, mais qu'elles n'ont pas cessé, et qu'elles pourraient ne pas être réversibles.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : ne s'applique pas puisque la zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation sont supérieurs aux seuils prescrits.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : ne s'applique pas puisque le nombre d'individus matures est supérieur au seuil prescrit.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : ne s'applique pas puisque la taille de la population mature et l'indice de zone d'occupation sont supérieurs aux seuils prescrits.
Critère E (analyse quantitative) : aucune effectuée.

PRÉFACE

À l'époque de la dernière évaluation du bocaccio par le COSEPAC, en 2002, l'abondance de cette espèce dans les eaux de la Colombie-Britannique était mal connue et les données disponibles provenaient pour l'essentiel de la portion méridionale de l'aire de répartition de l'espèce au Canada. Sa faible importance commerciale avait découragé les recherches directes, et le faible volume des prises avait limité l'utilité des données issues de la pêche pour le suivi de l'abondance. Depuis 2002, de nouveaux relevés de poissons de fond englobant l'ensemble de la zone côtière de la Colombie-Britannique ont été réalisés, des recherches ont été entreprises afin d'estimer le volume des prises réalisées depuis 1935, et le suivi des prises de bocaccios s'est amélioré. En 2009, le MPO a effectué une évaluation des stocks de bocaccios fondée sur des données nouvelles et améliorées qui lui a permis d'établir des séries chronologiques d'estimations de l'abondance de la population portant sur plusieurs générations. Par ailleurs, des projections de l'évolution des stocks ont été établies dans le cadre de scénarios portant sur des périodes de 5, 20 et 40 ans et prévoyant l'application de diverses politiques concernant le total autorisé des captures (Stanley *et al.*, 2009). L'évaluation a fait l'objet en 2012 d'une mise à jour, qui a permis d'ajouter 4 années d'observations supplémentaires (2007-2008 à 2010-2011) et de procéder pour la première fois à une modélisation des prises de bocaccios effectuées par les pêcheurs sportifs (Stanley *et al.*, 2012). Malgré l'incertitude et les biais susceptibles de nuire à la qualité de certaines des estimations, les évaluations de 2009 et de 2012 laissent clairement constater un grave appauvrissement des stocks. Le MPO s'est appuyé sur les nouvelles données issues de l'évaluation des stocks de 2009 pour établir le potentiel de rétablissement de la population de bocaccios. Le présent rapport du COSEPAC intègre les nouvelles informations générées par ces évaluations récentes.



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2013)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement
Canada

Service canadien
de la faune

Environment
Canada

Canadian Wildlife
Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bocaccio

Sebastes paucispinis

au Canada

2013

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE.....	7
Nom et classification.....	7
Description morphologique	7
Structure spatiale et variabilité de la population	9
Unités désignables	13
RÉPARTITION	13
Aire de répartition mondiale.....	13
Aire de répartition canadienne.....	13
Activités de recherche	15
HABITAT	16
Besoins en matière d'habitat	16
Tendances en matière d'habitat	17
BIOLOGIE	17
Croissance.....	18
Durée d'une génération	19
Cycle vital et reproduction	19
Physiologie et adaptabilité	20
Déplacements et dispersion	20
Relations interspécifiques.....	21
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	21
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	22
Abondance	26
Fluctuations et tendances.....	28
Immigration de source externe	29
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	29
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS	31
Statuts et protection juridiques	31
Statuts et classements non juridiques	33
Protection et propriété de l'habitat.....	33
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS	35
SOURCES D'INFORMATION	36
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT	40
COLLECTIONS EXAMINÉES	40

Liste des figures

Figure 1. Bocaccio adulte. Noter les mélanomes dans la photographie du haut.	8
Figure 2. Répartition mondiale du bocaccio le long de la côte du Pacifique en Amérique du Nord (site Web consulté en février 2013 : http://www.aquamaps.org).	9

- Figure 3. (a) Carte des eaux côtières de la Colombie-Britannique indiquant la répartition spatiale de l'ensemble des traits de chalut qui ont conduit à la capture d'un ou de plusieurs bocaccios (janvier 1996 à juin 2001); la carte indique également les limites des zones principales utilisées par la Gestion des pêches du MPO (source : COSEPAC 2002). (b) Répartition du bocaccio d'après les relevés scientifiques et les observations des pêcheurs commerciaux de 1996 à 2011 (source : Norm Olsen, comm. pers., 2012). La figure b indique l'ensemble des cellules de 2 km de côté où l'on a capturé au moins un bocaccio. 10
- Figure 4. Superficie maximale de l'habitat potentiel des bocaccios adultes fondée sur la zone de profondeur privilégiée de 77-309 m. La zone ombragée atteint 48 346 km²; noter qu'elle exclut les eaux fermées et les bras de mer, qui peuvent parfois servir d'habitat aux adultes et aux jeunes, ainsi que les eaux côtières moins profondes, qui peuvent servir d'habitat aux juvéniles (source : COSEPAC 2002) 14
- Figure 5. Valeurs estimées de la longueur en fonction de l'âge des bocaccios mâles (—) et femelles (---) dans les eaux de la Colombie-Britannique, selon le modèle de croissance de von Bertalanffy. $Lt = L_{\infty} (1 - e^{(-k(t-t_0)})$ (valeurs des paramètres de croissance tirées de Stanley *et al.*, 2012). 18
- Figure 6. Évolution comparée des indices CPUE normalisés lognormal et binomial pour le bocaccio. Les barres verticales indiquent les intervalles de confiance à $\pm 95\%$. On pense que la baisse observée après la saison de pêche 2003-2004 traduirait un changement du comportement des pêcheurs, et les données recueillies après cette date ne sont donc pas incluses dans le modèle bayésien de production excédentaire de Schaeffer (source : Stanley *et al.*, 2012). 23
- Figure 7. Estimations de la biomasse des bocaccios établies à partir : a) des relevés au chalut de la crevette de la côte ouest de l'île de Vancouver; b) des relevés au chalut de la crevette du bassin de la Reine-Charlotte; c) des relevés triennaux des États-Unis; d) des relevés à la palangre de la CIFP. Les traits verticaux indiquent les intervalles de confiance à 95 % avec correction de biais pour 1 000 répliquats bootstrap; (graphiques a, b et d) ou 5 000 répliquats bootstrap (graphique c) (source : Stanley *et al.*, 2012). 24
- Figure 8. Estimations de la biomasse des bocaccios provenant : a) de la côte ouest de l'archipel Haida Gwaii; b) du détroit d'Hécate; c) du bassin de la Reine-Charlotte; d) des relevés synoptiques au chalut du poisson de fond de la côte ouest de l'île de Vancouver de 2003 à 2011. Les traits verticaux indiquent les intervalles de confiance à 95 % avec correction de biais pour 1 000 répliquats bootstrap (source : Stanley *et al.*, 2012). 25

- Figure 9. Reconstitution des prises de bocaccios pour (a) la période 1935-2012, et (b) aperçu détaillé de la période 2000-2012 pour la pêche au chalut (États-Unis, Canada et étranger), la pêche à la ligne et à l'hameçon (LH) des sébastes (ZN), la pêche du flétan, la pêche à la traîne du saumon et la pêche sportive. Les prises de la pêche au chalut et de la pêche LH des sébastes ZN sont fixes; celles des trois autres pêches sont estimées. Ces prises reconstituées ont servi de données d'entrée dans le scénario de référence du modèle de production excédentaire de Schaefer (voir annexe 7). 26
- Figure 10. Graphiques de la médiane et des intervalles de confiance à 80 % de la biomasse estimée des stocks et des 9 indices de la biomasse (1 issu de la pêche commerciale au chalut, et 8 issus des relevés scientifiques) établis pour 3 périodes différentes : a. 1935-2012; b. 1975-2012; c. 2000-2012. Noter que certaines des très grandes valeurs de certains des indices ne figurent pas dans les graphiques b. et c. pour permettre un examen plus détaillé des tendances plus récentes. L'historique des prises reconstituées des 7 types de pêche est également illustré à l'échelle de l'axe y de droite) (source : Stanley *et al.*, 2012). WCVI GF = Côte ouest de l'île de Vancouver – poissons de fond; QCS GF = Bassin de la Reine-Charlotte – poissons de fond; HS GF = Détroit d'Hécate – poissons de fond; WCQCI GF = Côte ouest de l'île de la Reine-Charlotte – poissons de fond; WCVI shrimp trawl survey = Côte ouest de l'île de Vancouver – relevé au chalut de la crevette; QSC ST = Bassin de la Reine-Charlotte – relevé de la crevette; US triennial = relevé triennal des États-Unis; C CPUE = CPUE – Canada; IPHC = CIFP 27
- Figure 11. Proportion des femelles matures par âge (ligne rouge) et histogramme de la répartition de la fréquence des âges des femelles dans les prises commerciales (source : Stanley *et al.*, 2012). 30
- Figure 12. Carte indiquant les zones interdites à la pêche au chalut de fond (depuis le 2 avril 2012), conformément aux nouvelles mesures de conservation de l'habitat des récifs de coraux et d'éponges (source : MPO, 2013). En médaillon : superficie maximale de l'habitat possible des bocaccios adultes (voir figure 4). 34

Liste des annexes

- Annexe 1. Indices CPUE arithmétiques et normalisés de la pêche commerciale au chalut de fond; limites de l'intervalle de confiance à 95 % des indices normalisés et valeur correspondante de l'écart-type. La moyenne géométrique de la série normalisée a été mise à l'échelle afin de correspondre à la moyenne géométrique de la série arithmétique. Les trois dernières années de pêche ont été exclues de l'évaluation parce qu'elles ne sont pas comparables aux années antérieures (source : Stanley *et al.*, 2012). 41

Annexe 2.	Estimations de la biomasse des bocaccios capturés dans le cadre du relevé de la crevette de la côte ouest de l'île de Vancouver, pour les années 1975 à 2011. Les données sont le résultat d'une post-stratification du relevé en deux strates. On suppose également que les traits de chalut ont été choisis au hasard à l'intérieur des zones. Les intervalles de confiance bootstrap à 95 % avec correction de biais et les coefficients de variation (CV) reposent sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement. Le CV analytique est fondé sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits de chalut à l'intérieur d'une strate; le symbole « – » signifie « sans objet » (source : Stanley <i>et al.</i> , 2012).	42
Annexe 3.	Estimations de la biomasse des bocaccios capturés dans le cadre du relevé de la crevette du bassin de la Reine-Charlotte, pour les années 1999 à 2011. Les intervalles de confiance bootstrap à 95 % avec correction de biais et les coefficients de variation (CV) reposent sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement. Le CV analytique est fondé sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits de chalut à l'intérieur d'une strate; le symbole « – » signifie « sans objet » (source : Stanley <i>et al.</i> , 2012).....	44
Annexe 4.	Estimations de la biomasse des bocaccios capturés dans le cadre du relevé triennal des États-Unis (eaux canadiennes seulement). Les intervalles de confiance à 95 % sont fondés sur la répartition bootstrap de la biomasse. Les estimations de la biomasse sont le résultat d'une post-stratification du relevé en deux strates. On suppose également que les traits de chalut ont été choisis au hasard à l'intérieur des zones. Les intervalles de confiance bootstrap avec correction de biais reposent sur 5 000 tirages aléatoires avec remplacement (source : Stanley <i>et al.</i> 2012).	45
Annexe 5.	Estimations et limites de l'intervalle de confiance à 95 % du taux de capture relatif (appâts/longueur de ligne) des bocaccios capturés dans le cadre des relevés de la pêche à la palangre de la CIFP (source : Stanley <i>et al.</i> , 2012).	46
Annexe 6.	Estimations de la biomasse des bocaccios capturés dans le cadre des 4 relevés synoptiques au chalut du poisson de fond de la côte ouest de l'archipel Haida Gwaii (2006 à 2010), du détroit d'Hécate (2005 à 2011), du bassin de la Reine-Charlotte (2003 à 2011) et de la côte ouest de l'île de Vancouver (2004 à 2010). Les estimations de la biomasse sont le résultat d'une post-stratification du relevé en deux strates. On suppose également que les traits de chalut ont été choisis au hasard à l'intérieur des zones. Les intervalles de confiance bootstrap à 95 % avec correction de biais et les coefficients de variation (CV) reposent sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement. Les CV analytiques sont fondés sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits de chalut à l'intérieur d'une strate (source : Stanley <i>et al.</i> , 2012).	47

Annexe 7. Valeurs d'entrée des prises (1935-2012) du scénario de référence du modèle bayésien de production excédentaire. Les prises de la pêche au chalut et de la pêche LH des sébastes ZN sont fixes; celles des autres pêches (pêche du flétan, pêche à la traîne du saumon, pêche sportive) sont estimées. Les valeurs des prises sont arrondies à la tonne entière la plus proche (source : Stanley <i>et al.</i> , 2012).	48
Annexe 8. Estimations de la médiane postérieure de la biomasse des stocks (t) — 10 ^e , 50 ^e et 90 ^e percentiles — pour la période 1935-2012, fondées sur le scénario de référence du modèle (source : Stanley <i>et al.</i> , 2012).	50

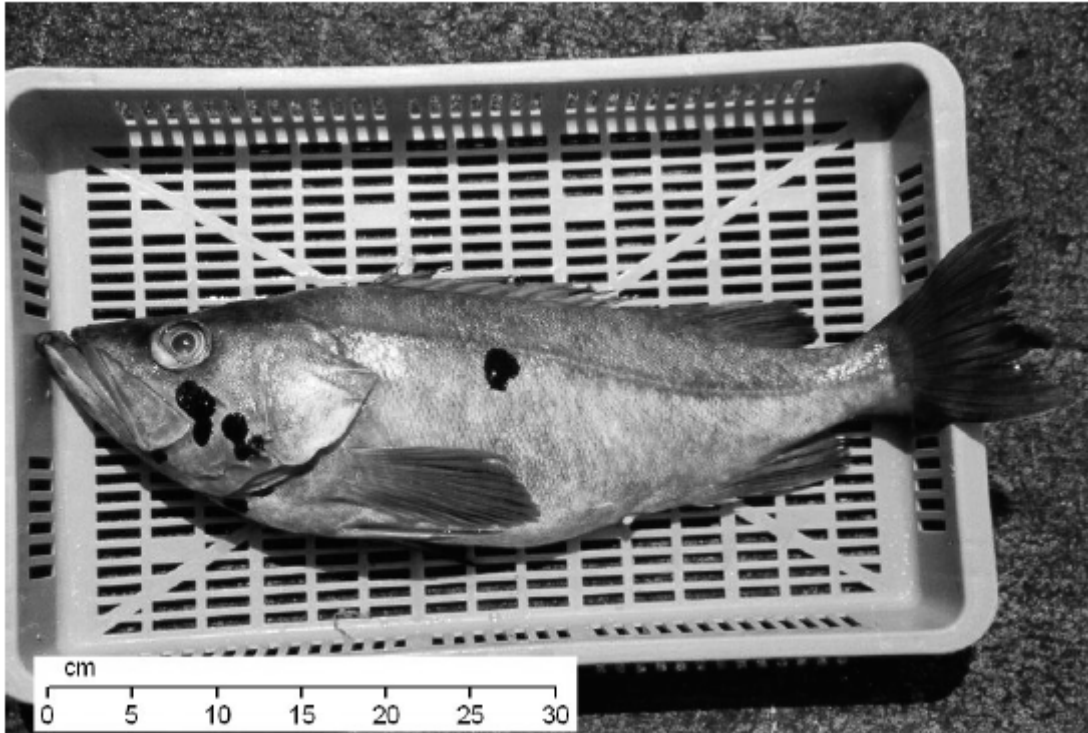
DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Le bocaccio (*Sebastes paucispinis* Ayres, 1854) fait partie de l'ordre des Scorpéniformes et de la famille des Scorpénidés. Il compte parmi les quelque 69 espèces de sébastes (*Sebastes* spp.) dont la présence est connue le long de la côte du Pacifique en Amérique du Nord (Eschmeyer *et al.*, 1983; Love *et al.*, 2002; Hyde et Vetter, 2007). Il est l'un des 39 espèces (au moins) qui fréquentent les eaux marines de la Colombie-Britannique. Il est connu en anglais sous d'autres noms communs ou commerciaux, notamment rock salmon, salmon rockfish, Pacific red snapper, Pacific snapper, Oregon red snapper et Oregon snapper, certains de ces noms pouvant aussi désigner d'autres espèces. Les pêcheurs commerciaux de la Colombie-Britannique l'appellent souvent « Longjaws »; ceux de la génération précédente l'appelaient « Andy-Gumps » (Love *et al.*, 2002). On l'appelle également bocaccio en anglais.

Description morphologique

Le bocaccio est l'un des plus gros sébastes (figure 1). On le reconnaît principalement à la longueur de sa mâchoire supérieure, laquelle atteint ou dépasse l'œil. Les larves se reconnaissent à leur pigmentation. Les juvéniles de moins de 25 cm de longueur sont de couleur bronze pâle, et leurs flancs portent de petites taches brunes (Moser, 1967; Moser *et al.*, 1977; Moser, 1996). À mesure qu'ils avancent vers la maturité, ils deviennent plus foncés, et leurs taches disparaissent. La couleur des adultes va de l'orange olive à l'orange brûlé ou au brun sur le dos, pâlisant pour devenir rose à rouge sur le ventre. Il arrive souvent que des taches mélaniques noires se forment chez les bocaccios adultes et d'autres sébastes (figure 1); il pourrait s'agir d'une mélanose précancéreuse (Love *et al.*, 2002).



(Steve Sviatko, Pêches et Océans Canada; photo d'archives, Section des poissons de fond, Direction des sciences, Région du Pacifique)



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

(Équipe NOAA NMFS SWFSC ROV; site Web consulté en février 2012 : <http://www.photolib.noaa.gov/htmls/fish2749.htm>).

Figure 1. Bocaccio adulte. Noter les mélanomes dans la photographie du haut.

Structure spatiale et variabilité de la population

Le bocaccio est surtout présent dans les eaux du large, le long de la côte du Pacifique, depuis l'Alaska jusqu'au centre de la Basse-Californie (figure 2). On connaît mal sa répartition dans les bras de mer et dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique, mais on a signalé sa présence dans le détroit de Georgia, le détroit Juan de Fuca, le détroit de la Reine-Charlotte et d'autres bras de mer et zones marines fermées (figure 3a). Rien n'indique l'existence d'une population structurée dans les eaux du large au Canada.



Figure 2. Répartition mondiale du bocaccio le long de la côte du Pacifique en Amérique du Nord (site Web consulté en février 2013 : <http://www.aquamaps.org>).

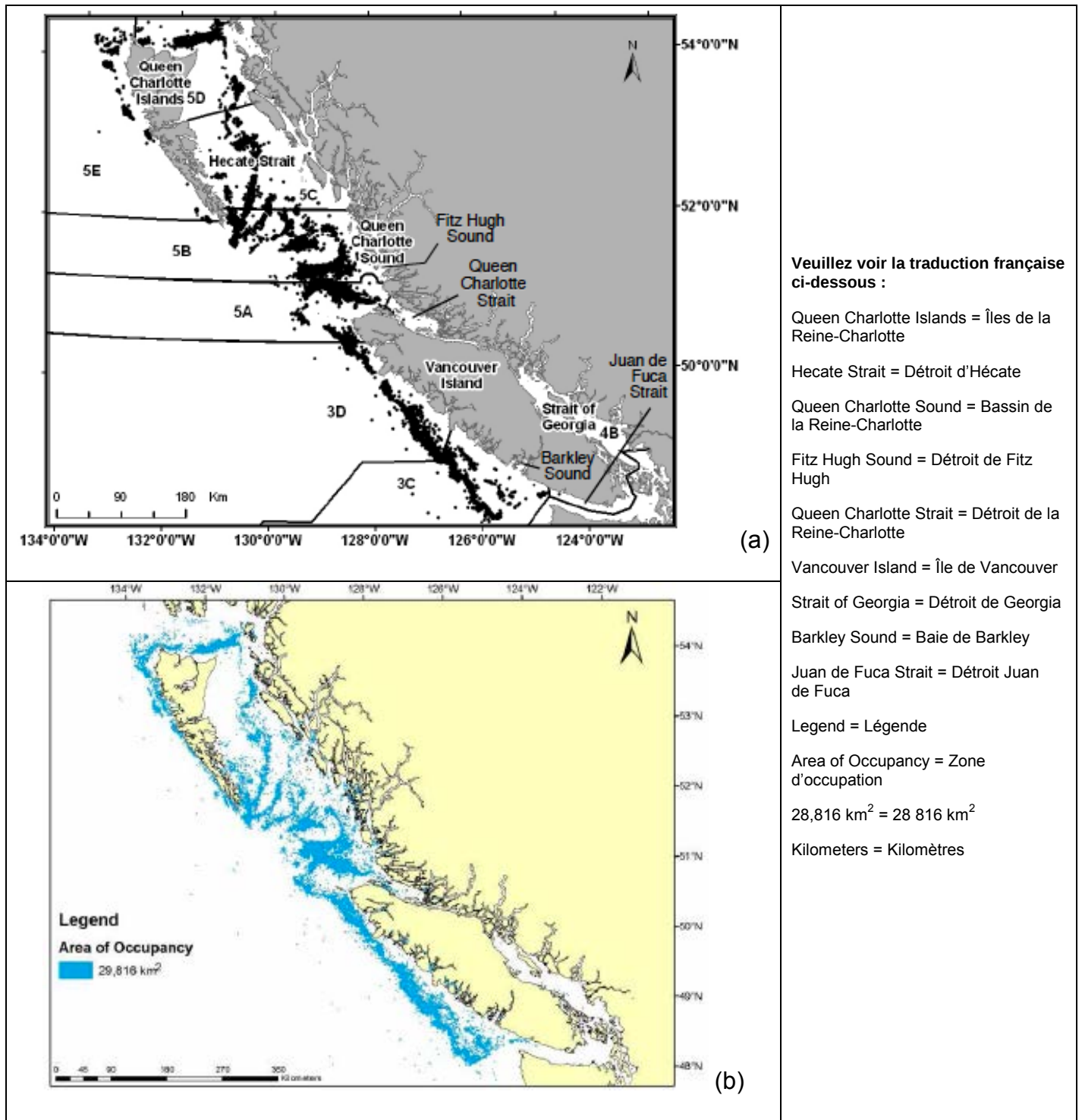


Figure 3. (a) Carte des eaux côtières de la Colombie-Britannique indiquant la répartition spatiale de l'ensemble des traits de chalut qui ont conduit à la capture d'un ou de plusieurs bocaccios (janvier 1996 à juin 2001); la carte indique également les limites des zones principales utilisées par la Gestion des pêches du MPO (source : COSEPAC 2002). (b) Répartition du bocaccio d'après les relevés scientifiques et les observations des pêcheurs commerciaux de 1996 à 2011 (source : Norm Olsen, comm. pers., 2012). La figure b indique l'ensemble des cellules de 2 km de côté où l'on a capturé au moins un bocaccio.

Les statistiques sur les prises et les relevés scientifiques donnent à penser qu'il existe deux groupes démographiques distincts de bocaccios au large de la côte ouest de l'Amérique du Nord : le premier sur la côte ouest de la Colombie-Britannique et le second sur la côte du centre et du sud de la Californie (Field *et al.*, 2009). Le golfe d'Alaska marque la limite nord de l'aire de répartition de la population britanno-colombienne. Les différences du taux de croissance, de la maturité et de la longévité observées entre les deux zones tendent à confirmer l'existence de deux populations distinctes (Field *et al.*, 2009 et documents cités dans cet article). Entre les deux, c'est-à-dire sur la côte de l'Oregon, les bocaccios — en particulier les plus petits — sont relativement rares. Cette situation pourrait découler d'une variation des conditions océanographiques qui s'observent le long du courant de la Californie (Sivasundar et Palumbi, 2010).

Le bassin du détroit de Georgia chevauche la frontière canado-américaine et est relativement isolé des eaux côtières du Pacifique du point de vue bathymétrique et hydrographique (Davenne et Masson, 2001). De plus, ce détroit est relié au Puget Sound, bassin encore plus isolé qui se trouve aux États-Unis. En avril 2009, les bocaccios de Puget Sound et du bassin de Georgia ont été désignés comme appartenant à un segment de population distinct (Distinct Population Segment – DPS) aux États-Unis (NMFS, 2009). Cette désignation est fondée sur des caractéristiques environnementales et écologiques, le cycle vital de l'espèce et les données sur la distribution de la fréquence des longueurs, ces dernières donnant à conclure à l'existence de différences dans les conditions de recrutement entre les poissons des zones côtières et ceux de Puget Sound et du bassin de Georgia (Drake *et al.*, 2010). Comme la plupart des données sur la distribution de la fréquence des longueurs sont issues de la pêche sportive pratiquée dans le Puget Sound, elles ne permettent pas de tirer des conclusions sur la situation des bocaccios présents dans la portion canadienne du détroit de Georgia. Bien que cette dernière soit reconnue comme une zone écologiquement distincte des eaux du large de la Colombie-Britannique, les données disponibles ne permettent pas de confirmer ou de réfuter l'existence dans ce détroit d'une population capable de se reproduire.

Les données génétiques permettant de décrire la structure de la population des eaux marines de la Colombie-Britannique sont limitées. Deux études génétiques ont examiné la structure de la population du bocaccio dans l'ensemble de l'aire de répartition de la côte du Pacifique. Elles ont toutes deux porté sur 2 échantillons recueillis dans les eaux de la Colombie-Britannique, en ignorant les zones de Puget Sound et du détroit de Georgia et les eaux de l'Alaska. Matala *et al.* (2004) ont examiné la variation génétique entre 7 loci microsatellites dans 8 échantillons ($n = 30-67$) recueillis de la Colombie-Britannique à la Basse-Californie. La réalisation d'un test G sur tableaux de contingence pour l'ensemble des échantillons et des loci a permis de fournir une preuve significative ($P = 0,037$) de l'absence de panmixie globale, laissant conclure que les bocaccios des eaux côtières ne forment pas une population unique se reproduisant au hasard. Les données n'ont pas permis de définir une tendance à l'isolement géographique à grande échelle, et les niveaux de différenciation sont restés extrêmement faibles (les valeurs moyennes de F_{ST} établies sur l'ensemble des loci et des populations étaient négatives). Cependant, les résultats d'une méthode spéciale

conçue pour distinguer les échantillons sur la base de leur homogénéité génétique et géographique n'ont pas permis de réfuter la possibilité d'une certaine structure de population liée à la localité géographique et aux caractéristiques océanographiques; ils ont soulevé la possibilité d'un flux génétique limité entre les populations de la Colombie-Britannique et de la Californie ainsi qu'entre celles d'autres régions (p. ex. Point Conception, en Californie). Une nouvelle analyse portant sur les mêmes données présentée dans Field *et al.* (2009) et utilisant le programme de partitionnement bayésien STRUCTURE 2.0 (Pritchard *et al.*, 2000) n'a fourni aucune indication de la présence d'une structure génétique de population au sein des échantillons de bocaccios examinés par Matala *et al.* (2004).

Buonaccorsi *et al.* (2012) ont récemment caractérisé la structure de population à l'aide de répliquats temporels le long de la côte du Pacifique. L'étude portait sur 6 échantillons ($n = 47-49$) représentant 3 régions (Colombie-Britannique, centre de la Californie, Southern California Bight). Les chercheurs ont utilisé 31 loci microsatellites, dont 13 étaient associés à un gène. Contrairement aux microsatellites « anonymes » classiques, qui sont censés être neutres, les microsatellites associés à un gène participent à des polymorphismes qui pourraient refléter une adaptation locale obéissant à des gradients environnementaux. Les résultats ont fourni peu de preuves de l'existence d'une structure de population. Une ANOVA hiérarchique n'a laissé constater aucune différence significative entre les groupes géographiques ($F_{ST} = -0,001$, $P = 0,871$) ou entre les cohortes ($F_{ST} = < 0,0001$, $P = 0,547$), sans égard à la combinaison de marqueurs testés. Si les valeurs de F_{ST} sont restées négatives, des tests G exacts ont laissé constater une hétérogénéité de la fréquence des allèles parmi les échantillons sur l'ensemble des 31 loci ($F_{ST} = -0,0002$; $P = 0,045$). Aucune des comparaisons par paire n'était significative après correction pour tenir compte de la multiplicité des tests (toutes les valeurs de $P > 0,014$). Les chercheurs ont conclu que les résultats ne permettent pas de réfuter l'hypothèse de l'existence d'un patrimoine génétique unique et homogène (c'est-à-dire la panmixie) dans le cas du bocaccio. Ils ont également fait valoir que les résultats de Matala *et al.* (2004) pourraient être le fait d'une erreur de type I.

Il est possible d'obtenir des valeurs de F_{ST} faibles — possiblement indicatrices d'une panmixie — avec quelques migrants seulement par génération. L'échec des tentatives de détection d'une différenciation génétique claire entre les deux groupes démographiques définis (région du Canada et du nord des États-Unis par rapport à région du centre et du sud de la Californie) donne à conclure que le flux génique est suffisant, à l'échelle temporelle de l'évolution, pour maintenir l'homogénéité génétique sur une vaste zone géographique entre les deux populations, ce qui traduit une dépendance démographique limitée à une échelle temporelle écologique beaucoup plus courte (Waples *et al.*, 2008; Berntson et Moran, 2009).

Unités désignables

Dans le présent rapport, on considère que les bocaccios de Colombie-Britannique forment une seule et même unité désignable (UD). Cette hypothèse s'appuie sur les informations disponibles concernant la répartition géographique des adultes dans les eaux du large ainsi que sur l'absence d'obstacles évidents à la dispersion des poissons de tous les stades vitaux dans l'ensemble de la région. Les informations génétiques limitées disponibles (voir ci-dessus) corroborent cette désignation. Il est possible que le détroit de Georgia abrite une population capable de se reproduire puisque cette zone se distingue des eaux du large, mais rien ne permet à l'heure actuelle de confirmer ou de réfuter cette hypothèse.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Le bocaccio fréquente la portion orientale de l'océan Pacifique, de la baie Stepovak (Alaska), à l'ouest de l'île Kodiak, jusqu'à Punta Blanca (Basse-Californie) et au Mexique (Eschmeyer *et al.*, 1983; figure 2).

Aire de répartition canadienne

Le bocaccio est présent dans les eaux du large sur l'ensemble de la côte canadienne du Pacifique (figure 3). Les prises commerciales les plus importantes signalées ont été réalisées au nord-ouest de l'île de Vancouver et dans le bassin de la Reine-Charlotte. La plupart des prises de la pêche au chalut proviennent de traits effectués près de la rupture de pente du plateau continental ainsi qu'en bordure des cuvettes du bassin de la Reine-Charlotte. Les plus fortes densités de prises sont enregistrées sur les fonds à relief rocheux marqué, près du rebord du plateau continental. Comme la pêche commerciale du poisson de fond s'effectue la plupart du temps dans les eaux du large, près du rebord du plateau continental, on dispose de peu de données sur la répartition de l'espèce dans les eaux côtières et dans les bras de mer de la Colombie-Britannique. On a cependant signalé la présence du bocaccio dans le détroit de Georgia, le détroit Juan de Fuca et le détroit de la Reine-Charlotte ainsi que dans divers bras de mer de l'île de Vancouver et de la partie continentale de la Colombie-Britannique (p. ex. baie Barkley et détroit de Fitz Hugh; figure 3a; COSEPAC, 2002).

L'évaluation réalisée en 2002 par le COSEPAC a permis d'établir que la superficie maximale de l'habitat disponible pour les bocaccios adultes dépassait 48 000 km² (zone de profondeur privilégiée; figure 4). Cette estimation est toujours valide puisque la répartition globale du bocaccio est restée à peu près la même entre 2002 et 2011 (figure 3; Rick Stanley, MPO, Région du Pacifique, comm. pers., 2012). On suppose que l'espèce est présente dans l'ensemble de cette zone depuis le début des activités de pêche commerciale, mais les données disponibles ne permettent pas

de pousser plus loin l'examen des tendances temporelles. Les comparaisons à plus long terme de la répartition sont problématiques étant donné l'insuffisance des données géospatiales recueillies avant 1991 (Rutherford, 1999) et l'absence de données sur la composition des espèces de sébastes avant 1967 (Tagart et Kimura, 1982). Les séries chronologiques établies dans le cadre des études scientifiques sont trop récentes et trop variables pour permettre une comparaison de la répartition des bocaccios. Les données commerciales ne sont pas, elles non plus, comparables dans le temps. Les données de la pêche à la ligne et à l'hameçon ne sont utilisables qu'à partir de 2006. On recueille depuis 1996 des données fiables sur la pêche au chalut, mais les pratiques de cette pêche commerciale ont probablement changé après la saison de pêche 2003-2004. À partir de cette date, les chalutiers ont commencé à prendre des mesures concrètes pour éviter la capture des bocaccios suite à la mise en œuvre d'un programme volontaire encourageant l'utilisation des recettes de la pêche au chalut du bocaccio à des fins de recherche et de gestion (MPO, 2013). L'indice de zone d'occupation (IZO) fondé sur une grille à carrés de 2 km de côté a été estimé à au moins 29 816 km² pour la période 1996-2011 (figure 3b).

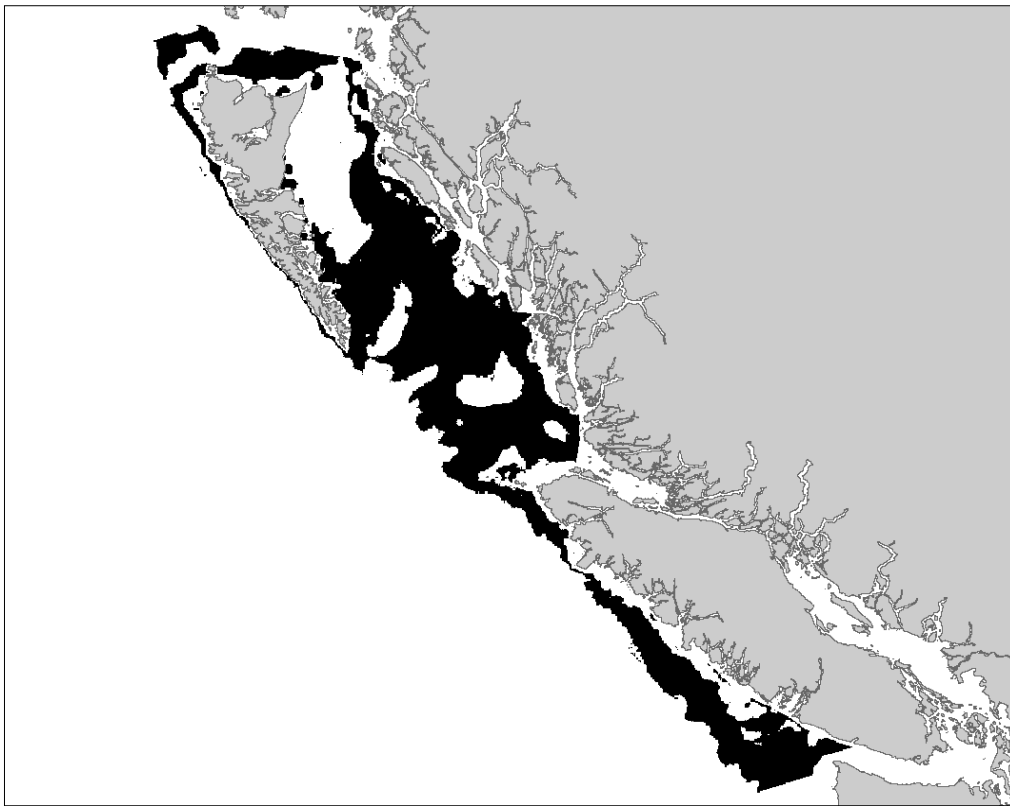


Figure 4. Superficie maximale de l'habitat potentiel des bocaccios adultes fondée sur la zone de profondeur privilégiée de 77-309 m. La zone ombragée atteint 48 346 km²; noter qu'elle exclut les eaux fermées et les bras de mer, qui peuvent parfois servir d'habitat aux adultes et aux jeunes, ainsi que les eaux côtières moins profondes, qui peuvent servir d'habitat aux juvéniles (source : COSEPAC 2002)

On ne possède pas de données détaillées sur les prises de sébastes par les Premières Nations. Cependant, le bocaccio a toujours été pêché par les Autochtones de la côte ouest de l'île de Vancouver. Jim Lane, biologiste régional des pêches au Conseil tribal Nuu-chah-nulth, explique :

« Il existe sur la côte ouest de l'île de Vancouver 15 nations Nuu-chah-nulth, dont 14 font partie du Conseil tribal Nuu-chah-nulth. Toutes pratiquent la pêche du poisson de fond, y compris des sébastes. Les pêcheurs autochtones ont une prédilection pour les sébastes, mais les bocaccios ne font pas, à ma connaissance, l'objet d'un intérêt particulier; ils font simplement partie de l'ensemble des prises de sébastes et autres poissons de fond réalisées. Certaines nations préfèrent le bocaccio, d'autres non. La Cour suprême et la cour d'appel de la Colombie-Britannique ont reconnu aux Nuu-chah-nulth le droit de pêcher et de vendre le produit de leur pêche. Ces décisions font du bocaccio une ressource alimentaire et économique importante. Le volume des prises de bocaccios effectuées par les Nuu-chah-nulth dans le cadre de leurs activités de pêche de subsistance est inconnu à l'heure actuelle, mais il est raisonnable de supposer qu'il dépend de l'abondance globale de la ressource et qu'il est semblable au volume des prises de la pêche sportive à la ligne et à l'hameçon. »

Il existe très peu de données sur les prises, et l'on ne dispose d'aucune série chronologique de données sur l'abondance relative et les indices de répartition correspondant à la portion canadienne du détroit de Georgia. Les sources de données sont pour la plupart éparées, isolées et souvent anecdotiques, ce qui donne à penser que le bocaccio pourrait être rare dans le détroit de Georgia, quoiqu'il puisse être plus commun dans le détroit Juan de Fuca (COSEPAC, 2002). Des informations qualitatives donnent par ailleurs à penser que le bocaccio pourrait avoir été plus commun avant les années 1980, même s'il n'a jamais été très abondant. Les données disponibles pour la portion américaine du détroit de Georgia corroborent ces observations (Palsson *et al.*, 2009; Drake *et al.*, 2010).

Activités de recherche

La description de la répartition du bocaccio dans les eaux canadiennes s'appuie principalement sur les rapports de prises des pêches commerciales au chalut et à la ligne et à l'hameçon (LH) ainsi que sur des relevés scientifiques synoptiques effectués au chalut. Bien que le bocaccio ait fait l'objet d'une pêche plus ou moins dirigée au cours des premières décennies de la pêche au chalut du poisson de fond, les captures de cette espèce sont désormais purement accidentelles.

La répartition du bocaccio a été estimée à partir de l'ensemble des prises accessoires signalées par les pêcheurs de poissons de fond (p. ex. pêche au chalut du poisson de fond et pêche des sébastes à la ligne (catégorie ZN)², y compris la pêche à la ligne fixe ou non et à la traîne — *Règlement de pêche du Pacifique*, annexe II, enregistrements et permis, flétan du Pacifique et morue charbonnière). Les prises de la pêche commerciale au chalut (hormis celles provenant des eaux intérieures de l'île de Vancouver) font l'objet d'un suivi depuis 1991, les prises débarquées font toutes l'objet

² Voir : <http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/licence-permis/index-fra.html>.

d'une vérification indépendante à quai depuis 1996, et les prises en mer font toutes l'objet d'une couverture par des observateurs. Le calcul du total des prises de cette pêche est jugé exact depuis 1996. Les prises de la pêche LH commerciale du poisson de fond font l'objet d'un suivi, et d'une vérification indépendante à quai pour l'ensemble des sous-secteurs depuis 1996 (sébastes, catégorie ZN, en 1995) ainsi que d'une surveillance électronique de la totalité des prises en mer depuis 2006. Les données sur les prises sont considérées comme exactes depuis 2006 (Stanley *et al.*, 2009). La figure 3b ne fait état que des données de prises exactes.

La répartition du bocaccio a également été estimée à partir des nouveaux relevés de la pêche au chalut du poisson de fond effectués depuis 2003 et qui couvrent l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique, de deux relevés annuels de la pêche à la crevette (depuis 1996 et 1999), et du relevé annuel de la pêche du flétan à la palangre effectué par la Commission internationale du flétan du Pacifique (CIFP) (depuis 2003). Ces relevés couvrent la côte ouest de l'île de la Reine-Charlotte, le détroit d'Hécate, le bassin de la Reine-Charlotte et la côte ouest de l'île de Vancouver.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

De jeunes bocaccios ont été capturés au filet maillant dans les eaux infratidales côtières du littoral ouest de l'île de Vancouver (Gillespie *et al.*, 1993). En Colombie-Britannique, la plupart des juvéniles plus âgés et des adultes sont capturés par les chaluts de fond (à des profondeurs de 60 à 340 m) et les chaluts pélagiques (dans des zones de profondeur variant de 60 à 200 m). Les principaux sites de pêche se trouvent près de la rupture de pente du plateau continental ainsi qu'en bordure des cuvettes et des canyons sous-marins. Ces zones se caractérisent principalement par leur fond rocaillieux (Sinclair *et al.*, 2005; Bryan *et al.*, 2010). La présence de bocaccios parmi les prises des pêches au chalut pélagique et de la pêche du saumon à la traîne indique que l'espèce peut avoir un comportement semi-pélagique.

Finney (2010) a démontré l'existence, dans les eaux de la Colombie-Britannique, d'une interférence importante des activités de pêche de fond sur l'habitat corallien prévisible (entre 30 et 47 %, selon le type de corail), cet habitat faisant l'objet d'un effort de pêche disproportionné. Du Preez et Tunnicliffe (2011) ont montré que les sébastes (y compris les bocaccios, selon des informations parcellaires) préfèrent les récifs de coraux et d'éponges aux fonds à substrats inertes, et que leur abondance est réduite dans les zones qui ont fait l'objet par le passé d'une pêche au chalut de fond. Le rôle de l'habitat biogénique dans les premiers stades de vie des bocaccios n'a pas été décrit à ce jour. On a récemment montré que les coraux d'eaux froides — par exemple, les plumes de mer (Octocorallia : Pennatulacea) — sont fréquentés par les larves de diverses espèces de sébastes le long du talus continental de l'est du Canada (Baillon *et al.*, 2012).

Tendances en matière d'habitat

Étant donné l'absence de données sur la répartition des bocaccios à leurs premiers stades vitaux, il est difficile de spéculer sur les tendances en matière d'habitat dans le cas des larves et des juvéniles. Les données manquent également en ce qui a trait aux superficies d'habitat propice aux bocaccios adultes. Les humains exploitent actuellement au moins 83 % du plateau et du talus continentaux de la Colombie-Britannique, et la pêche au chalut de fond constitue la principale source de stress pour l'habitat (Ban et Alder, 2008). Une stratégie de conservation a récemment été élaborée (2010-2015) pour protéger les récifs de coraux et d'éponges d'eau froide de la Colombie-Britannique (MPO, 2010). D'autres mesures visant le secteur de la pêche au chalut du poisson de fond sont par ailleurs entrées en vigueur en avril 2012 (MPO, 2013) — notamment l'imposition de limites visant les prises accessoires, des protocoles d'évitement et l'interdiction de la pêche au chalut de fond sur une vaste superficie des zones marines de la Colombie-Britannique (voir la section intitulée **PROTECTION ET PROPRIÉTÉ**). Il est difficile d'anticiper les avantages que procureront ces mesures au bocaccio.

Comme l'a signalé le MPO (2009), on a récemment constaté une baisse de la concentration d'oxygène dissous dans les eaux de la côte du Pacifique Nord. Il pourrait exister une corrélation entre cette baisse et une migration apparente des populations de nombreuses espèces de poissons de fond vers des eaux moins profondes (Whitney *et al.*, 2009). On a estimé le taux de déplacement des poissons de fond de la côte de la Colombie-Britannique vers un habitat moins profond à 2 à 3 m par année au cours de la dernière décennie. La cause de ce phénomène n'a pas encore été établie d'une manière définitive; ces observations sont préliminaires, et l'on ignore toujours l'incidence qu'elles pourraient avoir à long terme sur la qualité et la superficie de l'habitat dont dispose le bocaccio.

BIOLOGIE

La plupart des recherches sur la biologie du bocaccio ont été réalisées en Californie. Les recherches visant directement cette espèce dans les eaux de la Colombie-Britannique sont restées très limitées. Stanley *et al.* (2012) jugent que les données disponibles suffisent pour estimer les paramètres du cycle vital tels que la taille selon l'âge ou l'âge à la maturité, mais qu'il n'est pas possible, dans l'état actuel des choses, de mesurer les effets de la localité, de la profondeur ou du temps sur ces estimations.

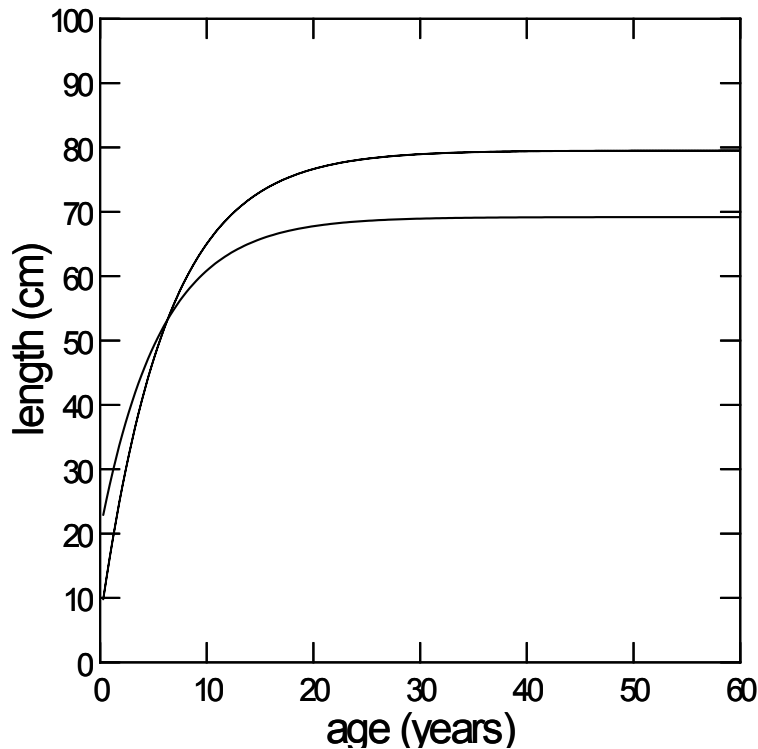
Croissance

Les juvéniles peuvent atteindre une longueur de 24 cm à la fin de leur première année (MacCall *et al.*, 1999). La longueur et le poids maximaux des bocaccios mesurés dans les eaux de la Colombie-Britannique s'établissent à 97 cm et 8,9 kg pour les femelles, et à 85 cm et 9,0 kg pour les mâles. L'âge maximal enregistré en Colombie-Britannique s'établit à 52 ans pour les femelles et à 57 ans pour les mâles (MPO, 2009). Le graphique de la figure 5 illustre l'évolution de la longueur en fonction de l'âge. Les paramètres des courbes de croissance de von Bertalanffy sont les suivants :

$$L_t = 79,52 (1 - e^{(-0,162 (t - (-0,51)))}) \text{ pour les femelles;}$$

$$L_t = 69,18 (1 - e^{(-0,177 (t - (-1,97)))}) \text{ pour les mâles (Stanley et al., 2012).}$$

Le graphique de la figure 5 indique que l'âge auquel 50 % des femelles sont censées être matures est de 7,1 ans (Stanley *et al.*, 2012). Cette valeur dépasse celle estimée par le COSEPAC en 2002 (4,0 ans). La plupart des femelles faisant partie des prises commerciales sont proches de la taille adulte (figure 5).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

length (cm) = Longueur (cm)
age (years) = Âge (années)

Figure 5. Valeurs estimées de la longueur en fonction de l'âge des bocaccios mâles (—) et femelles (---) dans les eaux de la Colombie-Britannique, selon le modèle de croissance de von Bertalanffy. $L_t = L_\infty (1 - e^{(-k(t-t_0)})$ (valeurs des paramètres de croissance tirées de Stanley *et al.*, 2012).

Durée d'une génération

Dans son évaluation du bocaccio de 2002, le COSEPAC a utilisé le taux instantané de mortalité naturelle (M) de 0,2/a estimé par MacCall *et al.* (1999) dans leur évaluation du bocaccio aux États-Unis. Cette valeur donne à conclure que la durée d'une génération s'établit à 9 ans (IUCN, 2013) et que la période d'évaluation de 3 générations servant à déterminer les risques d'extinction serait de 27 ans. La valeur de M a récemment été révisée à la baisse à 0,075/a pour les poissons des eaux de la Colombie-Britannique (Stanley *et al.*, 2009) afin de tenir compte, entre autres, des résultats d'une analyse incorporant des données plus récentes sur l'âge des bocaccios. La valeur de M a également été révisée à la baisse pour les bocaccios des eaux américaines pour tenir compte des résultats de méthodes améliorées de détermination de l'âge, ce qui a conduit à une augmentation des âges maximaux observés. Si l'on suppose que l'âge à 50 % de maturité (A) est de 7,1 ans et que le taux de mortalité naturelle (M) est de 0,075/a, on obtient une valeur de la durée d'une génération (G) de 20,4 ans ($G = A + 1/M$) pour les bocaccios de la Colombie-Britannique. Cette estimation a été arrondie à 20 ans dans la dernière évaluation du MPO (Stanley *et al.*, 2012). Ainsi, la période d'évaluation de 3 générations servant à déterminer les risques d'extinction serait d'environ 60 ans.

Cycle vital et reproduction

Comme tous les membres du genre *Sebastes*, le bocaccio est ovovivipare. L'accouplement a lieu au début de l'automne (Moser, 1967), mais la fécondation est retardée (Wyllie-Echeverria, 1987). La femelle porte les œufs fécondés dans son abdomen, où les larves connaissent une bonne partie de leur développement avant d'être libérées. La femelle peut produire de 20 000 à 2 300 000 œufs selon sa taille (Phillips, 1964). Le développement embryonnaire dure environ 1 mois (Moser, 1967). La parturition survient en hiver dans les eaux de la Colombie-Britannique (Westrheim, 1975). La période de parturition des populations les plus méridionales semble être plus longue, et les femelles peuvent produire plusieurs générations par année (Moser, 1967). La phase larvaire/juvénile pélagique dure d'ordinaire environ 150 jours. La dispersion des larves et des juvéniles peut donc contribuer à lier les populations sur des régions passablement étendues.

On observe communément chez les espèces de sébastes des variations extrêmes du taux de recrutement des juvéniles d'une année à l'autre (Love *et al.*, 2002 et documents cités dans cet article). Dans le centre et le sud de la Californie, les fortes classes d'âge peuvent persister sur plusieurs décennies (Tolimieri et Levin, 2005). Zabel *et al.* (2011) ont montré que ce type de recrutement épisodique est tributaire d'un ensemble d'interactions complexes entre le climat, tel que mesuré par les valeurs mensuelles de l'indice d'oscillation nord-pacifique, et la densité de population. Leurs résultats donnent à penser que les années de fort recrutement ne surviennent que lorsque les conditions climatiques influent favorablement sur plusieurs stades du cycle vital. L'étude a également laissé deviner l'existence d'un effet climatique résiduel en vertu duquel le succès ultime du recrutement des jeunes dépendrait des conditions

climatiques existant au cours de la période précédant l'expulsion des larves, ce qui donne à conclure que le comportement des femelles pourrait influencer sur la survie de leur progéniture.

Physiologie et adaptabilité

Comme toutes les espèces appartenant au genre *Sebastes*, le bocaccio possède une vessie natatoire physocliste qui ne peut s'adapter rapidement au changement brusque de pression qui survient lorsqu'on le remonte à la surface. Le barotraumatisme ainsi causé entraîne la mort de presque tous les poissons qui sont capturés à des profondeurs dépassant les 20 à 30 mètres (Starr *et al.*, 2002). On connaît mal l'adaptabilité du bocaccio à d'autres types de changements environnementaux.

Déplacements et dispersion

La sensibilité du bocaccio aux changements brutaux de pression complique les études de marquage. Les résultats préliminaires d'une telle étude réalisée au large de la Californie donnent à conclure que les déplacements des bocaccios adultes peuvent varier de moins de 1 à 50 km (Hanan et Curry, 2012). Dans le cadre d'une étude antérieure effectuée de 1977 à 1981 en Californie (Hartmann, 1987), on a marqué 1 149 bocaccios jeunes et adultes, dont 66 ont été recapturés. Dix-neuf d'entre eux avaient parcouru de 0,9 à 148 km. Sept de ces derniers, tous des juvéniles, avaient parcouru de 13 à 148 km. Les adultes marqués dans le cadre de cette étude se sont très peu déplacés; ils ont tous été recapturés sur les lieux où ils avaient été marqués, au bout d'une période pouvant atteindre jusqu'à 2,3 ans.

En 1998, Starr *et al.* (2002) ont marqué 16 bocaccios, dont la taille variait de 35 à 58 cm, à l'aide d'étiquettes acoustiques. Ces poissons ont été capturés à des profondeurs variant de 100 à 200 m, et remontés à une profondeur d'environ 20 m pour l'implantation chirurgicale des étiquettes. Huit des 16 étiquettes acoustiques transmettaient des données sur la profondeur. Les poissons ainsi marqués ont été relâchés sur le fond, à l'endroit où ils avaient été capturés, et suivis pendant 3,5 mois. Les poissons marqués se déplaçaient fréquemment de 10 à 20 m dans le sens vertical, et ces déplacements pouvaient à l'occasion atteindre 100 m ou plus. Certains des poissons marqués ont manifesté une fidélité au site en restant dans la zone visée par l'étude ou en y retournant après l'avoir quittée, tandis que d'autres ont parcouru de grandes distances au cours de la période de surveillance de 3,5 mois.

Globalement, les études de marquage disponibles donnent à conclure que les bocaccios sont nomades au cours des premières années de leur vie, mais qu'ils deviennent plus sédentaires à mesure qu'ils vieillissent.

Relations interspécifiques

Les bocaccios partagent leur habitat avec une grande variété d'espèces de poissons de fond, y compris d'autres sébastes. Leurs larves, planctonophages, se nourrissent de larves d'euphausiacés, de diatomées et de dinoflagellés. Les juvéniles se nourrissent de larves d'autres sébastes, d'euphausiacés et d'une variété de jeunes poissons. Les adultes se nourrissent surtout de poissons. Le niveau trophique du bocaccio est estimé à 3,51 (é.-t. = 0,46), selon la nature de ses proies (<http://www.fishbase.org>).

Les principaux prédateurs des bocaccios plus petits sont le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*), les sternes et le phoque commun (*Phoca vitulina*) (Love *et al.*, 2002, et documents cités dans cet article). Les prédateurs des adultes de plus grande taille se limitent probablement aux poissons piscivores plus gros et aux mammifères marins (p. ex. phoque commun et éléphant de mer boréal (*Mirounga angustirostris*)). Rares sont les études qui identifient les proies des sébastes à l'espèce (Field *et al.*, 2009).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Depuis la dernière évaluation réalisée par le COSEPAC en 2002, le MPO a effectué des évaluations du bocaccio des eaux de la Colombie-Britannique en 2004, 2009 et 2012. Stanley et Starr (2004) ont conclu à l'impossibilité d'estimer l'état des stocks d'une manière fiable étant donné l'incertitude qui entoure l'interprétation des indices d'abondance disponibles ainsi que leur manque de précision. Les séries chronologiques de données sur la structure d'âge étaient insuffisantes, tout comme les informations concernant la vulnérabilité de l'espèce en fonction de la taille ou de l'âge. En 2009, le MPO a procédé à une évaluation plus complète des stocks de bocaccios en s'appuyant sur le modèle bayésien de production excédentaire de Schaefer ajusté à un indice de la tendance affichée par la biomasse des stocks dépendant des pêches, et à 6 indices de cette tendance indépendants des pêches, et aux résultats d'une reconstitution de l'historique des prises. Cette méthode ne s'appuie pas sur les données de la structure d'âge (Stanley *et al.*, 2009). Des projections de l'évolution de la biomasse à long terme ont été effectuées pour des scénarios de 5, 20 ou 40 ans intégrant l'application de diverses politiques TAC (total autorisé des captures). L'évaluation a été actualisée en 2012 par l'ajout de 4 années d'observations (2008-2011) et la modélisation des prises effectuées par les pêcheurs sportifs (une première pour l'évaluation du bocaccio). Les sections qui suivent présentent une description et un résumé de l'évaluation des stocks réalisée par le MPO en 2012 (Stanley *et al.*, 2012).

Activités et méthodes d'échantillonnage

Le modèle bayésien de production excédentaire de Schaefer a utilisé diverses sources de données sur les prises. On n'a pas distingué les prises directes des prises indirectes puisque les prises de bocaccios sont essentiellement accessoires dans tous les types de pêche pratiqués en Colombie-Britannique. Aucune distinction n'a été faite non plus entre les prises débarquées et celles rejetées puisque les bocaccios capturés ne survivent pas au barotraumatisme. En d'autres mots, les données sur le volume des prises englobent la totalité des poissons retirés de leur milieu par tous les engins de pêche, qu'ils soient débarqués ou rejetés.

En bref, le modèle de production excédentaire a été ajusté à un indice de la biomasse des stocks dépendant des pêches (pêche commerciale au chalut pratiquée au Canada) et à huit indices de la biomasse des stocks indépendants des pêches (relevés scientifiques réalisés au chalut et à la palangre), et aux résultats d'une reconstitution de l'historique des prises de sept types de pêches dont la plus ancienne est pratiquée depuis 1935, époque où on avait supposément affaire à une population non pêchée proche de l'équilibre. La méthode utilisée pour produire ces indices et les données reconstituées des prises est décrite en détail par Stanley *et al.* (2009, 2012).

Indice CPUE de la pêche commerciale au chalut de fond

On a intégré dans le modèle d'évaluation un indice des captures par unité d'effort (CPUE) de la pêche commerciale au chalut de fond couvrant la période 1996-1997 à 2003-2004. Cet indice, assimilé à un indice de l'abondance, était fondé sur les données sur les prises et l'effort de la pêche commerciale recueillies par des observateurs embarqués sur les chalutiers de fond entre 1996 et 2004. Les données de CPUE ont été normalisées au moyen des méthodes de modélisation linéaire généralisée. Les indices normalisés et nominaux donnent à conclure que l'indice CPUE a peu varié de 1996-1997 à 2003-2004 (figure 6; annexe 1).

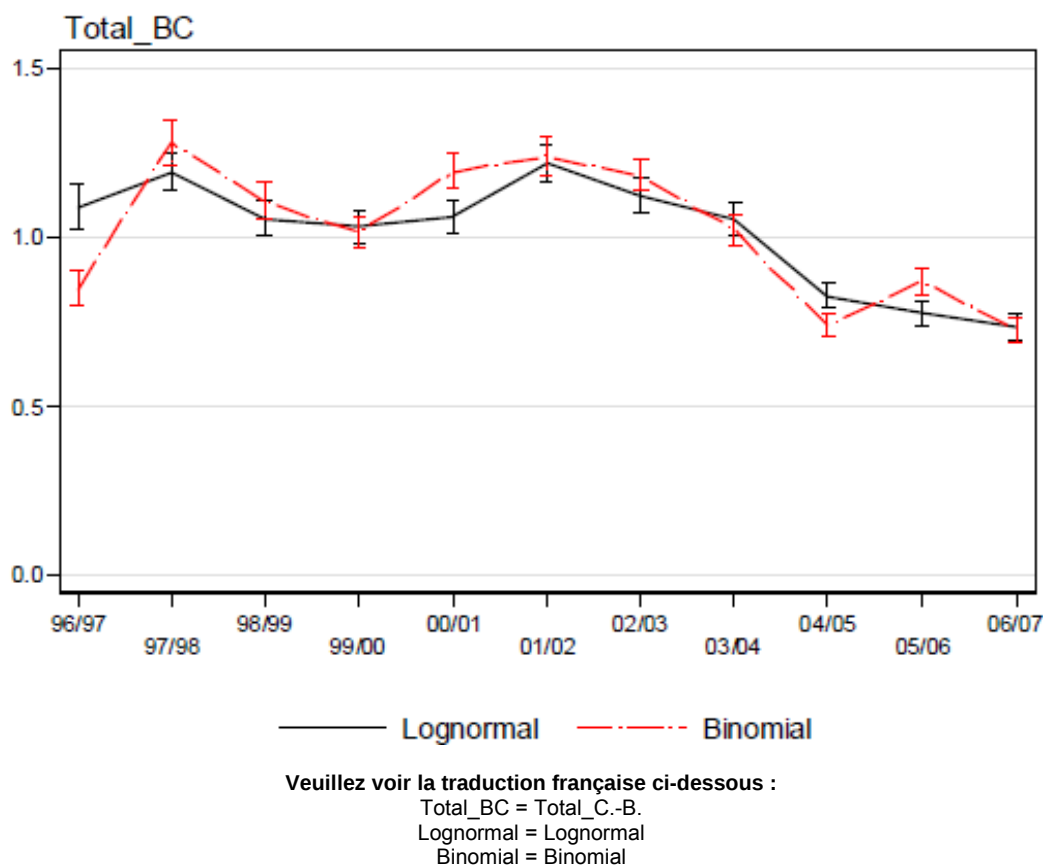


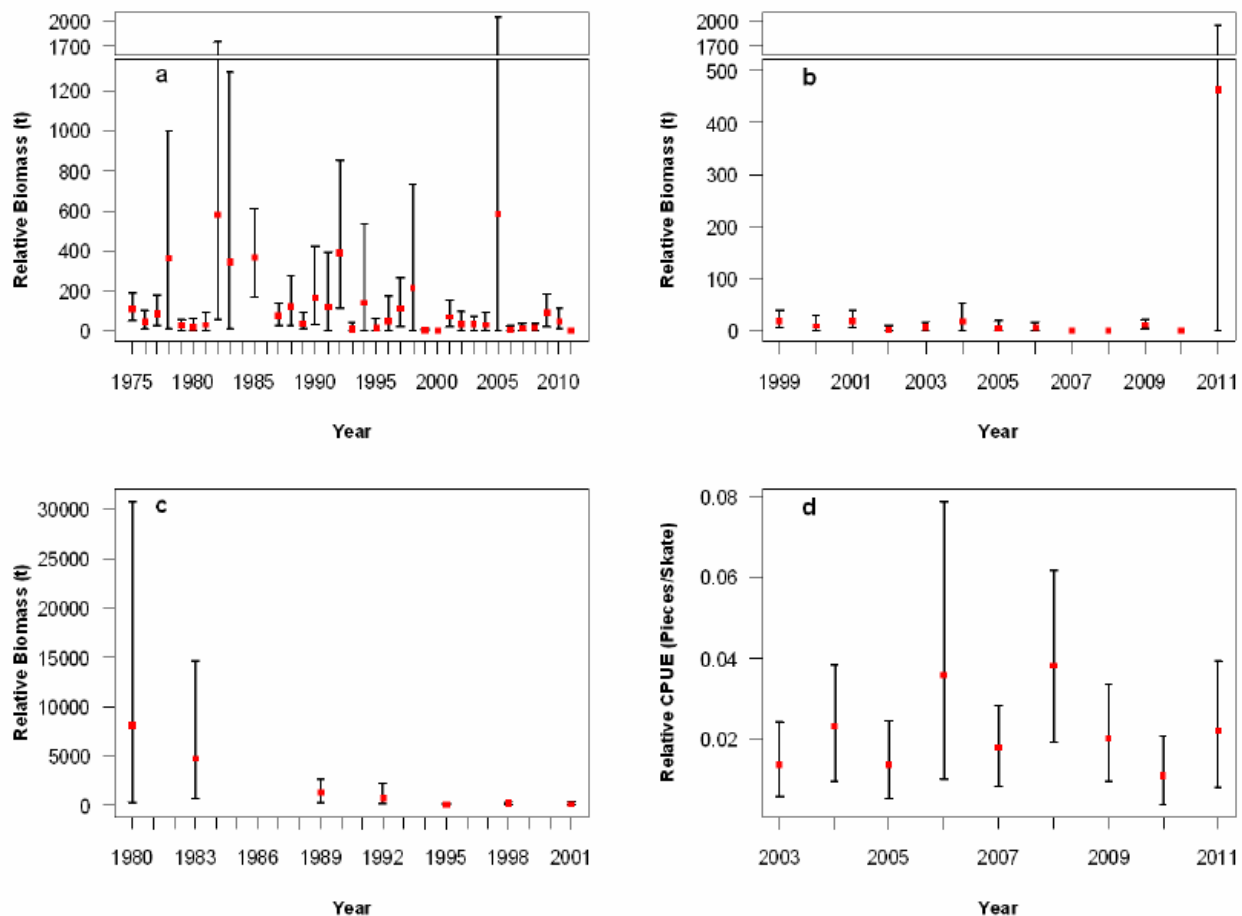
Figure 6. Évolution comparée des indices CPUE normalisés lognormal et binomial pour le bocaccio. Les barres verticales indiquent les intervalles de confiance à $\pm 95\%$. On pense que la baisse observée après la saison de pêche 2003-2004 traduirait un changement du comportement des pêcheurs, et les données recueillies après cette date ne sont donc pas incluses dans le modèle bayésien de production excédentaire de Schaeffer (source : Stanley *et al.*, 2012).

Les données antérieures à 1996 ont été exclues puisqu'elles sont jugées non fiables et non comparables. Celles recueillies après la saison de pêche 2003-2004 ont également été exclues. Cette date correspond à la mise en œuvre du programme volontaire aux termes duquel les recettes tirées de l'ensemble des prises de bocaccios sont consacrées à la recherche et à la gestion (MPO, 2013). La mise en œuvre de ce programme a poussé les pêcheurs à éviter le bocaccio, et les taux de capture mesurés après la saison 2003-2004 — qui reflètent ce changement de comportement — ne sont donc pas comparables à ceux obtenus antérieurement.

Indices fondés sur les relevés

Les indices d'abondance (biomasse) tirés de 8 relevés scientifiques ont été calculés à partir des données de CPUE en utilisant 1 000 (relevés canadiens et relevé de la CIFP) ou 5 000 (relevé triennal des États-Unis) réplicats bootstrap avec remplacement pour estimer les intervalles de confiance à 95 %. Les méthodes de relevés et la procédure bootstrap sont décrites en détail par Stanley *et al.* (2009 et 2012). Depuis la dernière évaluation du bocaccio réalisée par le COSEPAC en 2002,

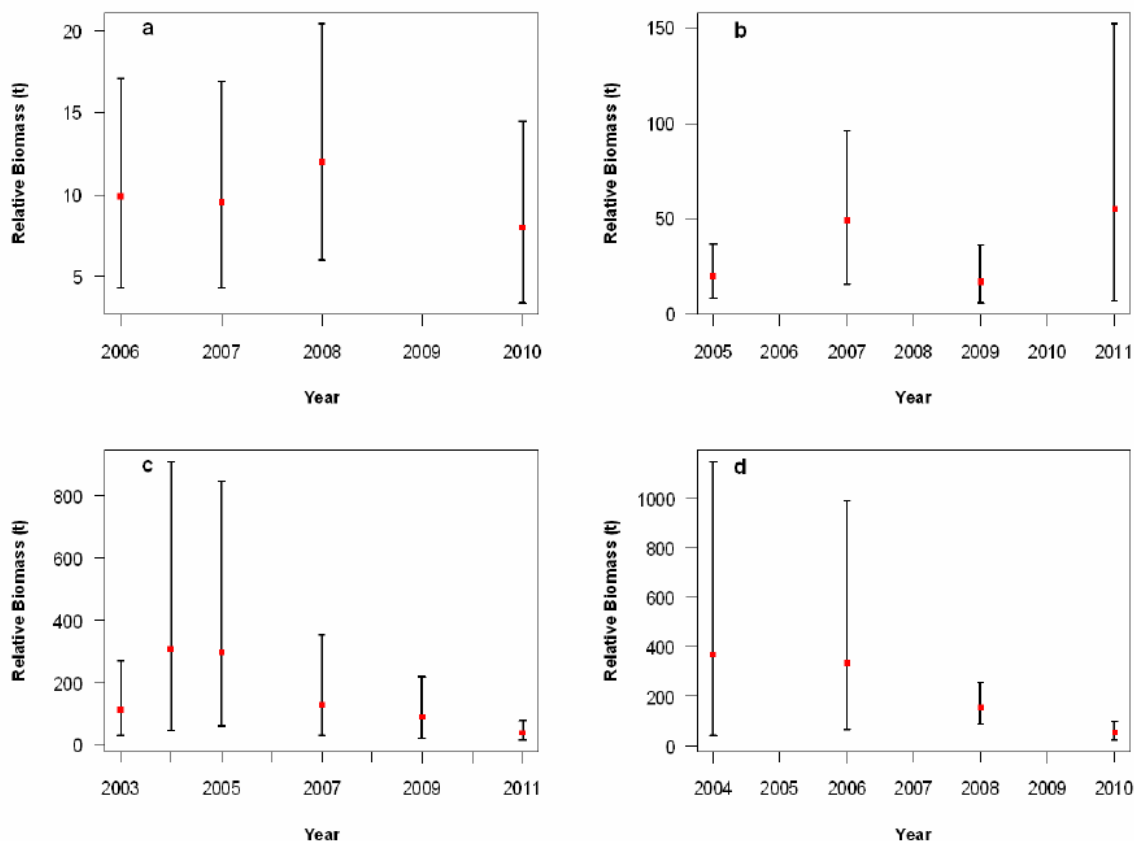
les estimations de la biomasse (excluant les valeurs élevées aberrantes) établies dans le cadre des relevés de la crevette et de ceux de la CIFP sur la pêche à la palangre sont demeurées faibles et stables (figure 7; annexes 2 à 5). Les estimations de la biomasse issues des nouveaux relevés de poissons de fond effectués à l'aide d'un chalut de fond donnent à conclure que la plupart des captures ont été réalisées dans le bassin de la Reine-Charlotte et à l'ouest de l'île de Vancouver. Ces séries laissent constater une tendance à la baisse (figure 8; annexe 6). Les estimations de la biomasse montrent que le bocaccio n'est pas très abondant à l'ouest de l'archipel Haida Gwaii et dans le détroit d'Hécate.



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Relative Biomass (t) = Biomasse relative (t)
 Relative CPUE (Pieces/Skate) = CPUE relatives (appâts/longueur de ligne)
 Year = Année

Figure 7. Estimations de la biomasse des bocaccios établies à partir : a) des relevés au chalut de la crevette de la côte ouest de l'île de Vancouver; b) des relevés au chalut de la crevette du bassin de la Reine-Charlotte; c) des relevés triennaux des États-Unis; d) des relevés à la palangre de la CIFP. Les traits verticaux indiquent les intervalles de confiance à 95 % avec correction de biais pour 1 000 répliquats bootstrap; (graphiques a, b et d) ou 5 000 répliquats bootstrap (graphique c) (source : Stanley et al., 2012).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
 Relative Biomass (t) = Biomasse relative (t)
 Year = Année

Figure 8. Estimations de la biomasse des bocaccios provenant : a) de la côte ouest de l'archipel Haida Gwaii; b) du détroit d'Hécate; c) du bassin de la Reine-Charlotte; d) des relevés synoptiques au chalut du poisson de fond de la côte ouest de l'île de Vancouver de 2003 à 2011. Les traits verticaux indiquent les intervalles de confiance à 95 % avec correction de biais pour 1 000 répliquats bootstrap (source : Stanley et al., 2012).

Reconstitution des prises de la pêche commerciale et sportive

Nous avons estimé les prises provenant de sept types de pêche commerciale ou sportive utilisant quatre engins de pêche différents (Stanley *et al.*, 2012). Les pêches au chalut ont été divisées en trois secteurs : États-Unis, Canada et étranger. Les pêches à la ligne et à l'hameçon (LH) et aux trappes ont été divisées en trois secteurs : sébastes ZN (ligne fixe ou non et pêche à la traîne de la morue-lingue), flétan (ligne fixe) et saumon (pêche à la traîne). Les prises de la pêche sportive ont été estimées et incluses pour la première fois en 2012. Les prises historiques de ces sept types de pêche ont été reconstituées en remontant dans le temps jusqu'à 1935, époque où on avait supposément affaire à une population non pêchée proche de l'équilibre (figure 9; annexe 7). Étant donné l'incertitude entourant cette reconstitution des prises, nous avons procédé à des tests de conformité dans le cadre desquels les séries chronologiques historiques de données sur les prises étaient modifiées. Ces tests n'ont pas influé sur les conclusions ayant trait à l'état relatif des stocks.

Abondance

Selon le scénario de référence du modèle bayésien de production excédentaire de Schaefer (figure 10; annexe 8), la biomasse exploitable médiane estimée en 2012 (B_{2012}) s'établit à 1 879 t ($IC_{90\%} = 1\ 031; 3\ 625$). Le rapport de la médiane estimée de l'abondance des stocks par rapport à la portion non pêchée (B_{2012}/K) s'établit à 3,5 % ($IC_{90\%} = 1,4; 9,1$).

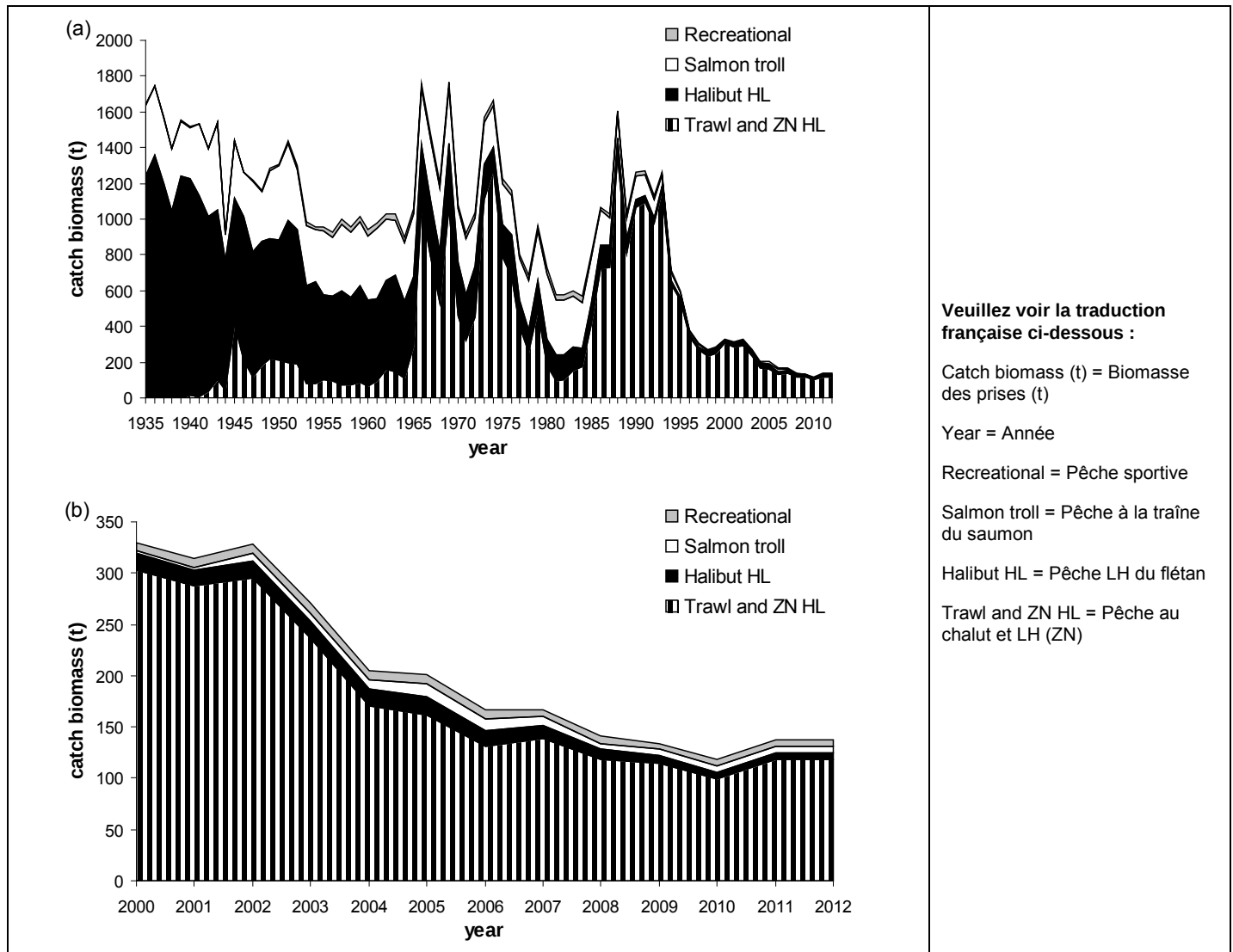


Figure 9. Reconstitution des prises de bocaccios pour (a) la période 1935-2012, et (b) aperçu détaillé de la période 2000-2012 pour la pêche au chalut (États-Unis, Canada et étranger), la pêche à la ligne et à l'hameçon (LH) des sébastes (ZN), la pêche du flétan, la pêche à la traîne du saumon et la pêche sportive. Les prises de la pêche au chalut et de la pêche LH des sébastes ZN sont fixes; celles des trois autres pêches sont estimées. Ces prises reconstituées ont servi de données d'entrée dans le scénario de référence du modèle de production excédentaire de Schaefer (voir annexe 7).

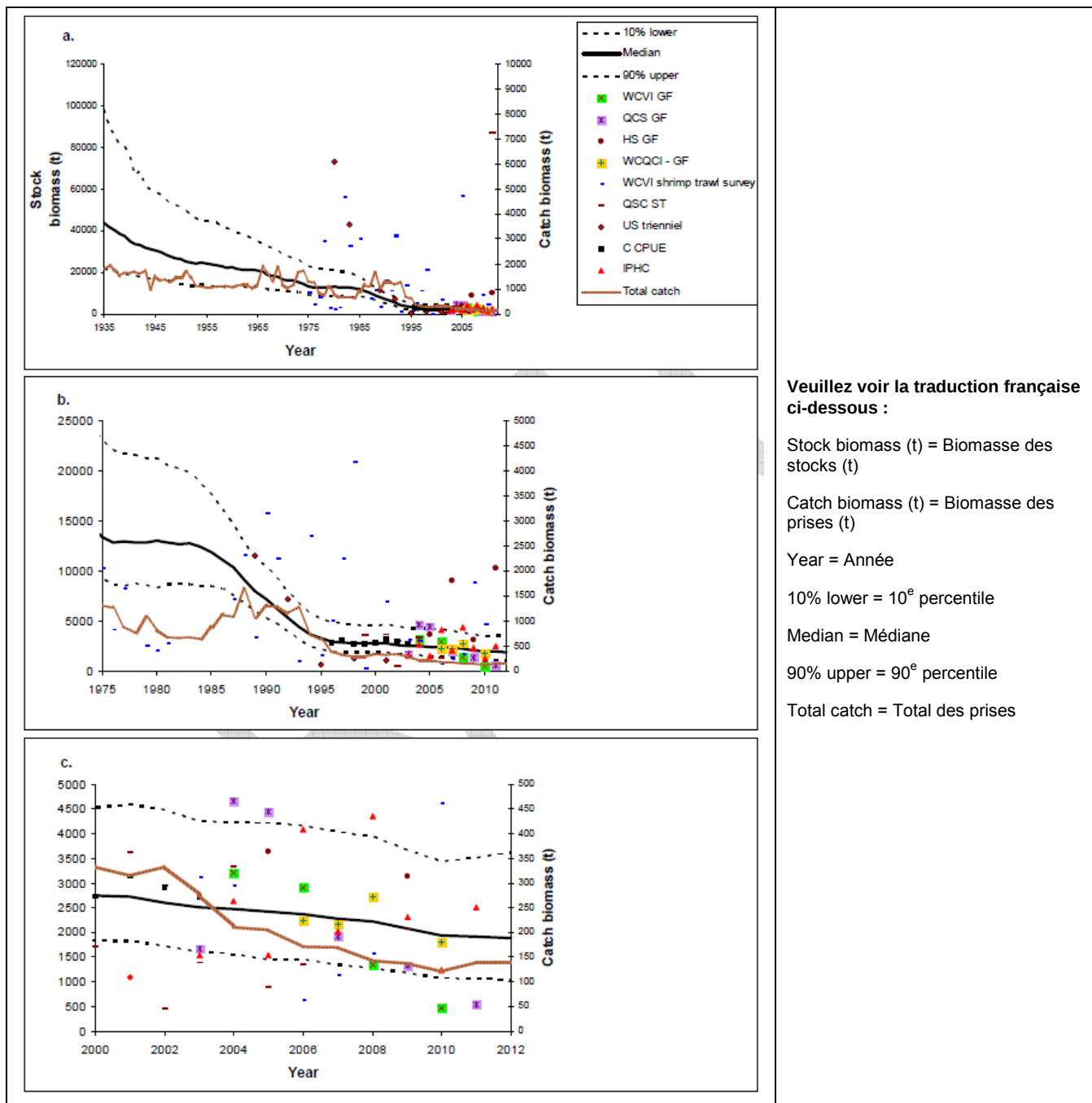


Figure 10. Graphiques de la médiane et des intervalles de confiance à 80 % de la biomasse estimée des stocks et des 9 indices de la biomasse (1 issu de la pêche commerciale au chalut, et 8 issus des relevés scientifiques) établis pour 3 périodes différentes : a. 1935-2012; b. 1975-2012; c. 2000-2012. Noter que certaines des très grandes valeurs de certains des indices ne figurent pas dans les graphiques b. et c. pour permettre un examen plus détaillé des tendances plus récentes. L'historique des prises reconstituées des 7 types de pêche est également illustré à l'échelle de l'axe y de droite) (source : Stanley *et al.*, 2012). WCVI GF = Côte ouest de l'île de Vancouver – poissons de fond; QCS GF = Bassin de la Reine-Charlotte – poissons de fond; HS GF = Détroit d'Hécate – poissons de fond; WCQCI GF = Côte ouest de l'île de la Reine-Charlotte – poissons de fond; WCVI shrimp trawl survey = Côte ouest de l'île de Vancouver – relevé au chalut de la crevette; QSC ST = Bassin de la Reine-Charlotte – relevé de la crevette; US triennial = relevé triennal des États-Unis; C CPUE = CPUE – Canada; IPHC = CIFP

Les incidences d'hypothèses de modèle autres que celles utilisées dans le scénario de référence ont fait l'objet d'un examen approfondi comportant 18 tests de conformité supplémentaires. Ces tests ont démontré que la conclusion voulant que les stocks soient considérablement appauvris est robuste, et ce, pour un large éventail d'hypothèses (Stanley *et al.*, 2012).

Fluctuations et tendances

Le scénario de référence du modèle bayésien de production excédentaire de Schaefer donne à conclure que la biomasse des stocks exploitables de bocaccios a sensiblement diminué depuis les années 1930 et que la baisse la plus marquée est survenue de 1985 à 1995 (figure 10). Le taux de déclin a diminué après 1995, mais la population a poursuivi sa chute au cours de la plus récente décennie. La biomasse de la population a diminué de 92 % au cours des 60 dernières années (3 générations), de 88 % au cours des 40 dernières années (2 générations) et de 28 % depuis la dernière évaluation du COSEPAC, en 2002. Stanley *et al.* (2012) ont fait valoir que malgré l'incertitude considérable qui entoure l'estimation des tendances récentes, rien ne permet de penser que la population aurait entamé un rétablissement.

Le recrutement relativement faible pourrait expliquer en partie pourquoi la population n'a pas réagi aux récentes réductions des prises (Stanley *et al.*, 2012). Des déviations annuelles négatives de la production excédentaire ont été observées en 2006-2009. Même si elles n'étaient pas significativement différentes de zéro, ces déviations donnent à penser que le recrutement des classes d'âge exploitables était faible au cours de cette période.

Tout rétablissement de cette population prendra vraisemblablement beaucoup de temps. Stanley *et al.* (2012) ont établi des projections à long terme de l'évolution de la biomasse en utilisant le modèle de production de référence. Leurs résultats donnent à penser que la probabilité d'une augmentation de la biomasse sur 3 générations sera proche de 50 % si les taux de capture actuels de 137 t/a sont maintenus. Selon le même scénario, il existe une probabilité de 50 % de rétablissement de la population à un niveau où elle pourrait ne plus répondre au critère de la catégorie « en voie de disparition », A2b, dans 40 ans. Si le taux de capture était réduit à zéro, il faudrait 20 ans à la population pour atteindre ce niveau.

Comme Stanley *et al.* (2012) le rappellent, ces projections reposent sur des hypothèses réalistes, notamment : i) les paramètres du modèle sont stationnaires; ii) le taux de capture présumé se maintient; iii) la biomasse totale des stocks (sans égard à l'âge de la population ou à la structure des tailles) détermine la production excédentaire annuelle au cours de l'année suivante sans décalage. Cependant, ces hypothèses sont celles sur lesquelles a été fondée la reconstitution du modèle. En conséquence, Stanley *et al.* (2012) recommandent d'utiliser les projections à long terme à titre indicatif, pour distinguer les diverses hypothèses de modèle, plutôt que de les assimiler à des prédictions véridiques de l'abondance des stocks.

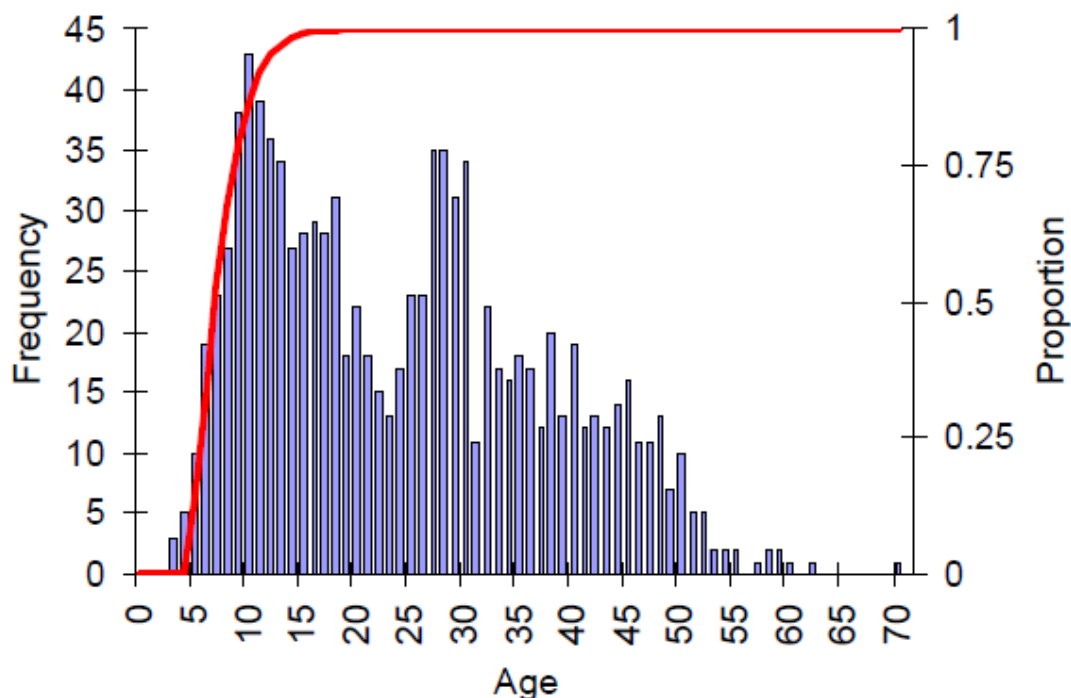
Immigration de source externe

On n'anticipe aucune immigration de bocaccios de source externe dans les eaux de la Colombie-Britannique étant donné que :

- 1) les statistiques sur les prises et les caractéristiques biologiques de l'espèce donnent à penser que les eaux de la Colombie-Britannique abritent un groupe démographique septentrional séparé d'un groupe méridional principal, centré au centre et au sud de la Californie, par une zone de faible abondance;
- 2) l'augmentation anticipée de l'abondance de l'espèce dans les eaux du centre et du sud de la Californie risque peu d'engendrer une émigration mesurable de bocaccios adultes dans les eaux de la Colombie-Britannique étant donné leur comportement plutôt sédentaire;
- 3) la dispersion des larves ou des juvéniles, malgré son effet d'homogénéisation génétique, risque peu de se traduire en un effet démographique;
- 4) les bocaccios qui fréquentent les eaux des États américains voisins (Alaska, Washington et Oregon), de Puget Sound et de la portion américaine du détroit de Georgia affichent des niveaux de biomasse inférieurs à ceux mesurés en Colombie-Britannique.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Les données disponibles donnent à penser que les juvéniles font l'objet d'une exploitation limitée (figure 11). La pêche commerciale et les relevés scientifiques effectués au chalut ne capturent en effet pratiquement pas de juvéniles de taille non commercialisable, même si ces derniers sont assez gros pour être pris au filet. Cela signifie probablement que les poissons des stades plus jeunes fréquentent des eaux moins profondes ou qui ne se prêtent pas au chalutage.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Frequency = Fréquence

Proportion = Proportion

Age = Âge

Figure 11. Proportion des femelles matures par âge (ligne rouge) et histogramme de la répartition de la fréquence des âges des femelles dans les prises commerciales (source : Stanley *et al.*, 2012).

Les prises accessoires de bocaccios adultes effectuées par les pêcheurs commerciaux de poissons de fond constituent actuellement la cause principale de mortalité due à l'homme. La longévité, l'ovoviviparité et la sédentarité des adultes rendent le bocaccio particulièrement vulnérable à la surpêche. Cette espèce compte parmi les 10 sébastes (sur un total de 69) les plus intrinsèquement vulnérables (Magnuson-Ford *et al.*, 2009). Cet indice combine 9 caractéristiques propres à la morphologie, au cycle vital et à la superficie de l'aire de répartition, et reflète l'incapacité de l'espèce à se rétablir des effets de la surpêche.

Les pêcheurs autochtones capturent un petit nombre de bocaccios (< 2 t; Stanley *et al.*, 2009). Étant donné la réduction des prises de la pêche au chalut et les faibles valeurs estimées actuelles de la biomasse, l'importance relative de cette pêche augmente graduellement. Des arguments similaires ont conduit à l'inclusion de la pêche sportive dans la dernière évaluation du bocaccio (Stanley *et al.*, 2012). On tâchera désormais d'améliorer le suivi des prises afin de mieux estimer les niveaux de mortalité dus à la pêche pratiquée par les Premières Nations (DJC, 2011).

Comme l'a signalé le MPO (2009), la baisse récemment constatée de la teneur de l'eau en oxygène dissous, qui semble être liée à une migration apparente des populations de plusieurs espèces de poissons de fond vers des eaux moins profondes, pourrait devenir préoccupante (Whitney *et al.*, 2009). Ce phénomène pourrait conduire à une détérioration de la qualité et de l'étendue de l'habitat disponible pour le bocaccio. Ces observations sont préliminaires.

Le MPO (2009) a indiqué que l'utilisation à long terme des engins de pêche (chaluts et palangres) pourrait avoir détérioré l'habitat biogénique (p. ex. récifs de coraux et d'éponges) du bocaccio. Nous disposons de peu d'informations sur l'importance de l'habitat biogénique pour les bocaccios des eaux de la Colombie-Britannique, mais une étude récente donne à penser que les sébastes — y compris les bocaccios, selon des informations parcellaires — préfèrent les récifs de coraux et d'éponges aux fonds à substrats inertes, et que leur abondance est réduite dans les zones qui ont fait l'objet par le passé d'une pêche au chalut de fond (Du Preez et Tunnicliffe, 2011).

Les activités de mise en valeur de la zone côtière autres que la pêche qui se déroulent en Colombie-Britannique (p. ex. aquaculture et transport de produits pétroliers par la voie maritime) pourraient avoir une incidence négative sur le bocaccio en perturbant son habitat (MPO, 2009). Par exemple, il est probable que d'importants déversements de produits pétroliers poseraient une menace sérieuse, possiblement à cause de leurs effets sur l'habitat des larves, près de la surface, et sur celui des juvéniles, en zones pélagiques peu profondes.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Le bocaccio a été désigné « *espèce menacée* » par le COSEPAC en novembre 2002. À la suite d'un examen approfondi, le gouverneur en conseil a décidé en 2011 de ne pas inscrire le bocaccio sur la liste des espèces en péril figurant à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (DJC, 2011). On a jugé que le coût des mesures de protection prévues aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* l'emporterait sur les avantages que ces mesures procureraient aux Canadiens, même si les avantages de l'espèce n'ont pas été déterminés. À l'heure actuelle, le MPO continue de veiller à la gestion de cette espèce dans le cadre de la *Loi sur les pêches*.

Le bocaccio est géré dans le cadre du Plan de gestion intégrée des pêches du poisson de fond de 2013 (MPO, 2013). Il ne fait pas l'objet d'une pêche ciblée, étant plutôt capturé dans le cadre de la pêche d'autres espèces. Les prises font l'objet d'un suivi intégral (pour en savoir plus, voir la section consacrée aux **ACTIVITÉS DE RECHERCHE**). S'appuyant sur l'évaluation des stocks réalisée par Stanley *et al.* (2012), le MPO a établi un plan visant à réduire graduellement les prises totales de bocaccios à 75 t/a sur 3 ans (2013-2014 à 2015-2016). Des mesures de gestion pilotes

ont été adoptées pour la saison de pêche 2013-2014; elles seront examinées et, le cas échéant, modifiées à la fin de chaque saison. Nous présentons dans les paragraphes qui suivent un résumé des mesures de gestion mises en œuvre.

Les prises de bocaccios allouées à la pêche commerciale sont réparties entre le secteur de la pêche au chalut (93 %) et celui de la pêche à la ligne et à l'hameçon (LH) et aux trappes (7 %). Les mesures de gestion pilotes visant le secteur de la pêche au chalut sont les suivantes : i) établissement pour l'ensemble de la zone côtière d'un plafond de mortalité annuel de 150 tonnes; ii) établissement d'un système d'allocation de permis de pêche pour les bateaux individuels; iii) établissement de plafonds relatifs aux prises pouvant être conservées; iv) application intégrale des règles régissant le programme de quotas individuels de bateaux (QIB) pour les chalutiers qui pêchent le bocaccio. Dans le secteur de la pêche commerciale à la ligne et à l'hameçon, le bocaccio fait partie, aux fins de gestion, du groupe « autres sébastes ». Aux termes des nouvelles mesures de gestion pilotes, la pêche LH est désormais assujettie à une limite de prises par sortie pour le bocaccio (variant entre 200 et 400 livres, selon les débarquements de sébastes visés par des quotas).

Le secteur de la pêche au chalut a par ailleurs indiqué qu'il maintenait son adhésion au programme volontaire de 2004 dans le cadre duquel les capitaines des chalutiers qui pêchent le poisson de fond remettent l'ensemble des recettes tirées des bocaccios débarqués à des programmes de recherche sur les poissons de fond. Comme ce secteur est responsable de la majorité des prises de bocaccios, l'application de ce programme volontaire a réduit par moitié environ le total des prises de bocaccios après 2004, par rapport aux débarquements enregistrés avant cette date (figure 9). Les mesures de gestion pilotes comprennent un programme volontaire semblable appuyé par le secteur de la pêche LH du poisson de fond.

Une pêche au chalut de petite envergure (appelée Option B; < 15 bateaux) est autorisée dans les eaux intérieures des zones 12 à 20 et 29 (détroit de Johnstone, détroit Juan de Fuca et détroit de Georgia, à l'exclusion de la baie Howe). On a fait varier les zones et les périodes de pêche interdite fixées par règlement pour autoriser la pêche au chalut de fond. Cependant, les pêcheurs visés ne sont pas autorisés à pêcher ou à conserver les sébastes (y compris le bocaccio).

Les pêcheurs sportifs sont assujettis à une limite quotidienne de prises de « sébastes » variant de 0 à 5 selon l'endroit (<http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/rec/species-especes/fintable-tableaupoisson-fra.htm>).

Le 28 avril 2010, le National Marine Fisheries Service (NMFS) a publié une décision finale concernant la désignation du bocaccio (*Sebastes paucispinis*) des segments de population distincts (SPD) de Puget Sound et du détroit de Georgia comme « espèce en voie de disparition » (« *Endangered* ») en vertu de l'*Endangered Species Act*. La population du sud (présente de la latitude 40°10' N, en Californie, jusqu'au nord du Mexique) est une « espèce préoccupante » (« *Species of Concern* ») (NMFS, 2004).

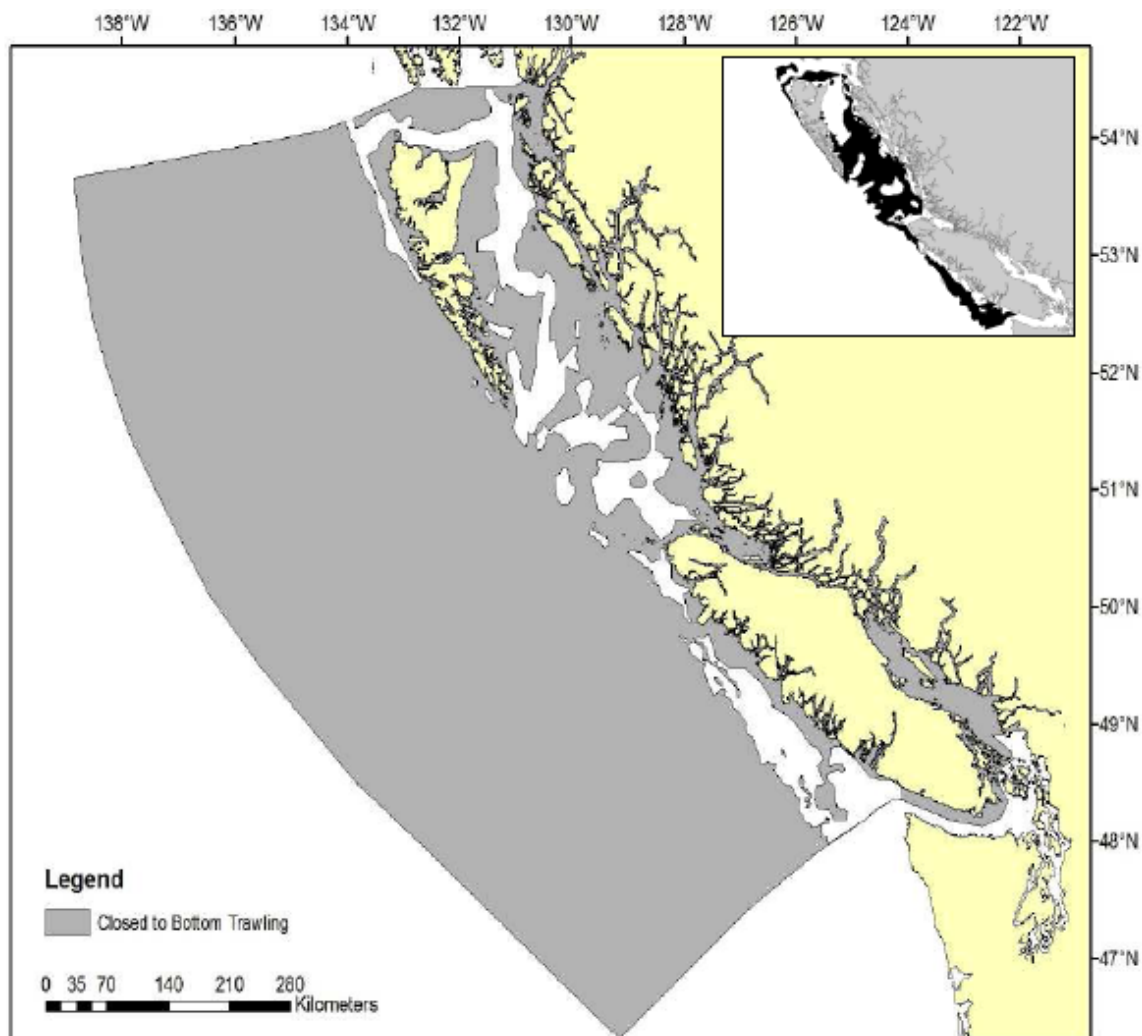
Statuts et classements non juridiques

Le bocaccio figure parmi les espèces *gravement menacées d'extinction* de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN (Sobel, 1996). La cote mondiale attribuée par NatureServe³ au bocaccio est G4 — *apparemment non en péril* (2 juillet 2003). La cote nationale aux États-Unis est N4 — *apparemment non en péril* (30 décembre 2002). Ces cotes ont été attribuées avant la publication des résultats du NMFS (2010) pour le SPD de Puget Sound et du bassin de Georgia en 2010 et pour le SPD de la population méridionale en 2004 (NMFS, 2004). Le classement national pour le Canada³ est N2 — *en péril* (3 juin 2003). La cote 2 correspond aux situations où l'espèce est rare à cause d'une aire de répartition très limitée, d'un nombre très restreint de populations, d'un déclin rapide ou d'autres facteurs qui l'exposent à un risque élevé de disparition. La cote 4 est attribuée lorsque l'espèce est peu commune sans être rare et que sa situation suscite une certaine préoccupation à long terme. Le bocaccio est classé « *en péril* » au niveau national au Canada (2005; CESSC, 2006).

Protection et propriété de l'habitat

En 2012, les écologistes et le secteur de la pêche au chalut de fond ont annoncé la mise en œuvre de mesures visant à limiter les effets du chalutage sur les récifs de coraux et d'éponges et sur les eaux profondes fragiles de la côte de la Colombie-Britannique. Ces mesures, mises en œuvre dans le cadre du plan de gestion intégrée des poissons de fond du MPO (MPO, 2013), avaient notamment pour objectif de limiter les activités de pêche au chalut du poisson de fond aux zones qui avaient déjà fait l'objet de ce type de pêche entre 1996 et 2011. La pêche au chalut de fond est donc interdite en permanence sur un vaste secteur marin de la côte de la Colombie-Britannique depuis avril 2012 (figure 12; MPO, 2013). En vertu de cette mesure, l'accès aux zones qui ont déjà fait l'objet d'une pêche au chalut est réduit de 20,6 %, l'accès à l'habitat du talus continental (200 à 800 m) est réduit de 18 %, et l'accès aux eaux profondes (800 à 1 400 m) est réduit de 65 %. Seule une fraction de la superficie maximale de l'habitat possible du bocaccio (principalement le bassin de la Reine-Charlotte) se trouve dans la zone protégée (figure 12); les avantages des mesures mises en œuvre sont difficiles à anticiper. Des quotas liés à l'habitat (p. ex. limite de 4 500 kg/a applicable à l'ensemble de la flottille de chalutiers sur les récifs de coraux et d'éponges) ainsi qu'un protocole de rencontre (pour les traits de chalut, lorsque les prises totales sur les récifs de coraux et d'éponges dépassent 20 kg), également adopté en avril 2012, devraient réduire les interactions entre les chaluts de fond et les coraux et éponges qui se trouvent dans les zones où le chalutage est toujours autorisé (MPO, 2013).

³ Voir : <http://www.natureserve.org/explorer/>



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 Legend = Légende
 Closed to Bottom Trawling = Zone interdite aux chaluts de fond
 Kilometers = Kilomètres

Figure 12. Carte indiquant les zones interdites à la pêche au chalut de fond (depuis le 2 avril 2012), conformément aux nouvelles mesures de conservation de l'habitat des récifs de coraux et d'éponges (source : MPO, 2013). En médaillon : superficie maximale de l'habitat possible des bocaccios adultes (voir figure 4).

Depuis 2002, des zones de conservation des sébastes ont été établies sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. Étant donné la vaste répartition du bocaccio sur l'ensemble du plateau continental et la rareté des observations effectuées près des côtes, il est peu probable que le bocaccio profite de ces mesures, à moins qu'il puisse être démontré que les eaux côtières jouent un rôle important dans la survie des poissons aux premiers stades de leur cycle vital.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

La rédactrice souhaite remercier M. Rick Stanley (Pêches et Océans Canada) pour l'aide précieuse qu'il lui a apportée tout au long de la préparation du présent rapport ainsi que Alan Sinclair, qui lui a fourni des observations et des conseils utiles. Elle remercie sincèrement les experts suivants, qui ont procédé à l'évaluation du document : Carrie Holt, Scott Wallace, Paul Starr, Christie Whelan, Jonathan Thar et Neil Davis (du MPO), Marie-France Noel (du Service canadien de la faune), Greg Wilson (du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique) et John Reynolds. Environnement Canada a financé et facilité la préparation du présent rapport.

Vincent Buonaccorsi, professeur adjoint de biologie, Juniata College, Huntingdon (Pennsylvanie), ÉTATS-UNIS.

John Field, Groundfish Analysis Team Leader, Southwest Fisheries Science Center, NOAA Fisheries Service, Santa Cruz (Californie), ÉTATS-UNIS.

Alain Filion, chargé de projets scientifiques et géomatiques, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Monique Goit, chargée de projets scientifiques, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Neil Jones, chargé de projets scientifiques et coordonnateur de l'intégration du savoir traditionnel autochtone, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Tameezan Karim, gestionnaire régional du poisson de fond, Pêches et Océans Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).

Jim Lane, biologiste régional de pêches, Conseil tribal Nuu-chah-nulth, Port Alberni (Colombie-Britannique).

Murdoch MacAllister, professeur adjoint et membre de la Chaire de recherche du Canada sur les statistiques et l'évaluation des ressources halieutiques, University of British Columbia Fisheries Centre, Vancouver (Colombie-Britannique).

Norm Olsen, programmeur-analyste, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Julie Perrault, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Jason Pitre, chargé de projets scientifiques, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Kate Rutherford, coordonnatrice des statistiques sur le poisson de fond, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Shirley Sheppard, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Alan Sinclair, coprésident du Sous-comité de spécialistes des poissons marins, Parksville (Colombie-Britannique).

Rick Stanley, biologiste, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).

SOURCES D'INFORMATION

Baillon, S., J.-F. Hamel, V.E. Wareham et A. Mercier. 2012. Deep cold-water corals as nurseries for fish larvae, *Frontiers in Ecology and the Environment* (disponible en version électronique).

Ban, N., et J. Alder. 2008. How wild is the ocean? Assessing the intensity of anthropogenic marine activities in British Columbia, Canada, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18:55-85.

Berntson, E.A., et P. Moran. 2009. The utility and limitations of genetic data for stock identification and management of North Pacific rockfish (*Sebastes* spp.), *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 19:233-247.

Bryan, M.G., C. Fu et G.D. Workman. 2010. Assemblages and distributions of groundfish species off the West Coast of Vancouver Island, *The Open Marine Biology Journal* 4:101-114.

Buonaccorsi, V.P., C.A. Kimbrell, E.A. Lynn et J.R. Hyde. 2012. Comparative population genetic analysis of Bocaccio rockfish *Sebastes paucispinis* using anonymous and gene-associated simple sequence repeat loci, *Journal of Heredity* 103:391-399.

Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP). 2006. *Les espèces sauvages 2005 : La situation générale des espèces au Canada*.

COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bocaccio (*Sebastes paucispinis*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, viii + 46 p.

Davenne, E., et Diane Masson. 2001. Évolution des propriétés physico-chimiques de l'eau de mer dans les détroits de Géorgie et de Juan de Fuca, Institut des sciences de la mer, Sidney (Colombie-Britannique), CANADA, disponible à l'adresse : http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/science/oceans/cotesud-southcoast/JdFG_f.pdf (consulté en novembre 2011).

DJC. 2011. Décret donnant avis des décisions de ne pas inscrire certaines espèces sur la Liste des espèces en péril, TR/2011-56, Justice Canada, disponible à l'adresse : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SI-2011-56.pdf> (consulté en octobre 2011).

Drake J.S., E.A. Berntson, J.M. Cope, R.G. Gustafson, E.E. Holmes, P.S. Levin, N. Tolimieri, R.S. Waples, S.M. Sogard et G.D. Williams. 2010. Status review of five rockfish species in Puget Sound, Washington: Bocaccio (*Sebastes paucispinis*), canary rockfish (*S. pinniger*), yelloweye rockfish (*S. ruberrimus*), greenstriped rockfish (*S. elongatus*), and redstripe rockfish (*S. proriger*), US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-108, 234 p.

- Du Preez, C., et V. Tunnicliffe. 2011. Shortspine thornyhead and rockfish (Scorpaenidae) distribution in response to substratum, biogenic structures and trawling, *Marine Ecological Progress Series* 425:217-231.
- Eschmeyer, W.N., E.S. Herald et H. Hammann. 1983. *A field guide to Pacific Coast Fishes of North America*, Houghton Mifflin, Boston, 336 p.
- Field, J.C., E.J. Dick, D. Pearson et A.D. MacCall. 2009. Status of Bocaccio, *Sebastes paucispinis*, in the Conception, Monterey and Eureka INPFC areas for 2009, in Status of the Pacific coast groundfish fishery through 2009, stock assessment and fishery evaluation: Stock assessments, STAR Panel reports, and rebuilding analyses, Pacific Fishery Management Council, Portland (Oregon), 255 p.
- Finney, J.L. 2010. Chevauchement des prédictions concernant les habitats coralliens en eaux froides et la pêche de fond en Colombie-Britannique, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2010/067, vi + 32 p.
- Gillespie, G.E., R.D. Stanley et B.M. Leaman. 1993. Cruise details and biological information from the juvenile rockfish surveys aboard the RV, W.E. Ricker, May 13 25, 1991, and the F/V Island Sun, June 3-11, 1991, Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 920.
- Hanan, D.A, et B.E. Curry. 2012. Long-term movement patterns and habitat use of nearshore groundfish: tag-recapture in Central and Southern California waters, *The Open Fish Science Journal* 5:30-43.
- Hartmann, A.R. 1987. Movement of scorpionfishes (Scorpaenidae: *Sebastes* and *Scorpaena*) in the southern California Bight, *California Fish and Game Bulletin* 73:68-79.
- Hyde, J. R., et R. D. Vetter. 2007. The origin, evolution, and diversification of rockfishes of the genus *Sebastes* (Cuvier), *Molecular Phylogenetics and Evolution* 44:790-811.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2013. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria, version 10, préparées par le Standards and Petitions Subcommittee, disponible à l'adresse : <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf> (consulté en juillet 2013).
- Love, M.S., M. Yoklavich et L. Thorsteinson. 2002. *Rockfishes of the northeast Pacific*, University of California Press, Berkeley (Californie), 404 p.
- MacCall, A.D., S. Ralston, D. Pearson et E. Williams. 1999. Status of Bocaccio off California in 1999 and outlook for the next millennium, In Appendix to Status of the Pacific Coast Groundfish fishery through 1999 and recommended acceptable biological catches for 2000, Pacific Fisheries Management Council, Oregon (ÉTATS-UNIS), disponible à l'adresse : http://www.pcouncil.org/wp-content/uploads/Bocaccio_1999_Assessment.pdf (consulté en août 2011).
- Magnuson-Ford K., T. Ingram, D.W. Redding et A.O. Mooers. 2009. Rockfish (*Sebastes*) that are evolutionarily isolated are also large, morphologically distinctive and vulnerable to overfishing, *Biological Conservation* 142:1787-1796.

- Matala, A.P., A.K. Gray, A.J. Gharrett et M.S. Love. 2004. Microsatellite variation indicates population genetic structure of Bocaccio, *North American Journal of Fisheries Management* 24:1189-1202.
- Moser, H.G. 1967. Reproduction and development of *Sebastes paucispinis* and comparison with other rockfishes off southern California, *Copeia* 1967:773-797.
- Moser, H.G. 1996. Scorpaenidae: scorpionfishes and rockfishes, p. 733-795 in H.G. Moser (éd.), *The early stages of fishes in the California Current region, California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations (CalCOFI) Atlas no 33*.
- Moser, H.G., E.H. Ahlstrom et E.M. Sandknop. 1977. Guide to the identification of scorpionfish larvae (family Scorpaenidae) in the eastern Pacific with comparative notes on species of *Sebastes* and *Helicolenus* from other oceans, US Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS Circ. 402, 71 p.
- MPO. 2009. Évaluation du potentiel de rétablissement du bocaccio dans les eaux de la Colombie-Britannique, Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis sci. 2009/040.
- MPO. 2010. Plan de conservation pour les coraux et les éponges d'eau froide de la Région du Pacifique 2010-2015, disponible à l'adresse : <http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/oceans/protection/docs/cscs-pcce-fra.pdf> (consulté en février 2013).
- MPO. 2013. Région pacifique plan de gestion intégrée des pêches du poisson de fond du 21 janvier 2011 au 20 février 2013, disponible à l'adresse : <http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/mplans/ground-fond-2011-13-fra.pdf> (consulté en février 2013).
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2004. Endangered and threatened species; Establishment of species of concern list, Addition of species to species of concern list, Description of factors for identifying species of concern, and Revision of candidate species list under the Endangered Species Act, *Federal Register* 73(69):19975-19979.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2009. Endangered and threatened wildlife and plants: Proposed Endangered, Threatened, and Not Warranted Status for Distinct Population Segments of Rockfish in Puget Sound, *Federal Register* 74(77):18516-18542.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2010. 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* 75(81):22276-22290.
- Palsson, W.A., T.-S. Tsou, G.G. Bargmann, R.M. Buckley, J.E. West, M.L. Mills, Y.W. Cheng et R.E. Pacunski. 2009. *The Biology and Assessment of Rockfishes in Puget Sound*, Fish Management Division, Fish Program, Washington Department of Fish and Wildlife.
- Phillips, J.B. 1964. Life history studies on ten species of rockfish (Genus *Sebastes*), Fish Bulletin no 126, Californie, Department of Fish and Game, 70 p.

- Pritchard, J.K., M. Stephens et P. Donnelly. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data, *Genetics* 155:945-959.
- Rutherford, K.L. 1999. A brief history of GFCATCH (1954-1995), the groundfish catch and effort database at the Pacific Biological Station, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2299:66 p.
- Sinclair, A.F., K.W. Conway et W.R. Crawford. 2005. Associations between bathymetric, geologic and oceanographic features and the distribution of the British Columbia bottom trawl fishery, ICES CM 2005/L:25, 31 p.
- Sivasundar, A., et S.R. Palumbi. 2010. Life history, ecology and the biogeography of strong genetic breaks among 15 species of Pacific rockfish, *Sebastes*, *Marine Biology* 157:1433-1452.
- Sobel, J. 1996. *Sebastes paucispinis*, in IUCN 2013, IUCN Red List of Threatened Species, version 2013.1, disponible à l'adresse : www.iucnredlist.org (consulté en juillet 2013).
- Stanley, R.D., et P. Starr. 2004. Avis scientifiques pour l'évaluation des dommages acceptables concernant le bocaccio, MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2004/098.
- Stanley, R.D., M. McAllister et P. Starr. 2012. Updated stock assessment for Bocaccio (*Sebastes paucispinis*) in British Columbia waters for 2012, Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2012/042.
- Stanley, R.D., M. McAllister, P. Starr et N. Olsen. 2009. Évaluation du stock de bocaccio (*Sebastes paucispinis*) dans les eaux de la Colombie-Britannique, MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2009/055, xiv + 200 p.
- Starr, R.M., J.N. Heine, K.A. Johnson, J.M. Felton et G.M. Cailliet. 2002. Movements of bocaccio (*Sebastes paucispinis*) and greenspotted (*Sebastes chlorostictus*) rockfishes in Monterey submarine canyon: Implications for the design of marine reserves, *Fishery Bulletin* 100:324-337.
- Tagart, J.V., et D. Kimura. 1982. Review of Washington's coastal trawl rockfish fishery, Washington Department of Fisheries Technical Report No. 68:66 p.
- Tolimieri, N., et P.S. Levin. 2005. The roles of fishing and climate in the population dynamics of bocaccio rockfish, *Ecological Applications* 15:458-468.
- Waples, R.S., A.E. Punt et J.M. Cope. 2008. Integrating genetic data into management of marine resources: how can we do it better? *Fish and Fisheries* 9:423-449.
- Westrheim, S.J. 1975. Reproduction, maturation, and identification of larvae of some *Sebastes* (Scorpaenidae) species in the Northeast Pacific Ocean, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:2399-2411.
- Whitney, F., D. Gilbert et A. Sinclair. 2009. Impacts of spreading hypoxia on coastal biota of the subarctic Pacific, Goldschmidt Conference Abstracts A1435.

Wyllie-Echeverria, T. 1987. Thirty-four species of California Rockfishes: maturity and seasonality of reproduction, *Fishery Bulletin* 85:229-250.

Zabel, R.W., P.S. Levin, N. Tolimieri et N. Mantua. 2011. Interactions between climate and population density in the episodic recruitment of Bocaccio, *Sebastes paucispinis*, a Pacific rockfish, *Fisheries Oceanography* 20:294-304.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DE LA RÉDACTRICE DU RAPPORT

Alexandra E. Valentin (Ph.D.) occupe depuis 2010 un poste contractuel temporaire de chercheuse ou de biologiste à Pêches et Océans Canada (MPO), à Mont-Joli (Québec). Elle a obtenu son baccalauréat en biologie de l'Université de Genève en 1996. Elle a poursuivi ses études de maîtrise (1999) et de doctorat (2006) en océanographie à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), au Canada. De 2006 à 2010, elle a participé à deux programmes consécutifs d'études postdoctorales au MPO, à Mont-Joli. M^{me} Valentin a acquis de solides connaissances sur les espèces de sébastes de l'Atlantique (*Sebastes* spp.) et en particulier sur l'identification des espèces et des populations dans le contexte de la gestion des pêches. Elle a choisi pour son travail d'appliquer une démarche multidisciplinaire, en utilisant divers outils d'identification des stocks appartenant aux domaines de la génétique et de la morphométrie géométrique. Ses travaux actuels portent sur l'identification et l'étude de la structure des stocks des sébastes (*Sebastes* spp.) fondées sur l'analyse génétique des otolithes archivés.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée pendant la préparation du présent rapport.

Annexe 1. Indices CPUE arithmétiques et normalisés de la pêche commerciale au chalut de fond; limites de l'intervalle de confiance à 95 % des indices normalisés et valeur correspondante de l'écart-type. La moyenne géométrique de la série normalisée a été mise à l'échelle afin de correspondre à la moyenne géométrique de la série arithmétique. Les trois dernières années de pêche ont été exclues de l'évaluation parce qu'elles ne sont pas comparables aux années antérieures (source : Stanley *et al.*, 2012).

Saison de pêche	CPUE arithmétique	CPUE Normalisé	Limite inférieure	Limite supérieure	Écart-type
96/97	29,8	28,9	27,1	30,8	0,032
97/98	29,4	31,5	30,0	33,1	0,025
98/99	27,4	27,9	26,6	29,3	0,025
99/00	25,2	27,4	26,2	28,7	0,024
00/01	32,1	28,1	26,9	29,3	0,022
01/02	33,5	32,3	30,9	33,8	0,022
02/03	29,4	29,9	28,6	31,2	0,022
03/04	27,1	27,9	26,7	29,2	0,023
04/05	26,0	21,9	20,9	23,0	0,025
05/06	18,9	20,5	19,5	21,5	0,024
06/07	18,2	19,5	18,4	20,6	0,028

Annexe 2. Estimations de la biomasse des bocaccios capturés dans le cadre du relevé de la crevette de la côte ouest de l'île de Vancouver, pour les années 1975 à 2011. Les données sont le résultat d'une post-stratification du relevé en deux strates. On suppose également que les traits de chalut ont été choisis au hasard à l'intérieur des zones. Les intervalles de confiance bootstrap à 95 % avec correction de biais et les coefficients de variation (CV) reposent sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement. Le CV analytique est fondé sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits de chalut à l'intérieur d'une strate; le symbole « – » signifie « sans objet » (source : Stanley *et al.*, 2012).

Année du relevé	Biomasse (t)	Biomasse	Biomasse	Biomasse	CV bootstrap	CV analytique
		moyenne bootstrap (t)	à la limite inférieure (t)	à la limite supérieure (t)		
1975	106,1	107,0	48,7	190,9	0,340	0,350
1976	42,3	42,3	11,5	99,4	0,508	0,521
1977	84,7	84,6	28,4	177,1	0,449	0,467
1978	362,1	357,3	8,5	1 000,2	0,715	0,713
1979	25,6	25,6	5,1	52,9	0,456	0,494
1980	21,2	20,8	0,0	58,2	0,735	0,768
1981	28,6	28,6	0,7	89,5	0,752	0,781
1982	577,0	581,6	54,0	1 741,1	0,821	0,823
1983	339,6	352,4	7,3	1 293,4	0,920	0,926
1985	366,9	368,2	168,6	606,0	0,301	0,302
1987	73,7	73,5	26,6	138,9	0,379	0,380
1988	117,9	115,0	25,7	275,7	0,537	0,525
1989	33,6	33,3	7,0	89,8	0,558	0,531
1990	162,6	163,5	30,0	421,3	0,612	0,591
1991	115,3	115,3	5,4	395,0	0,826	0,903
1992	387,0	379,6	111,6	854,0	0,449	0,426
1993	10,0	10,1	0,0	40,9	1,001	1,000
1994	139,6	138,5	0,0	535,3	0,958	0,945
1995	15,4	15,1	0,0	59,2	0,991	1,000
1996	50,5	50,2	0,0	174,2	0,870	0,902
1997	110,9	111,0	21,4	267,0	0,575	0,576
1998	214,3	212,2	0,0	729,4	0,909	0,940

Année du	Biomasse	Biomasse	Biomasse		CV	CV
relevé	(t)	moyenne	à la limite	à la limite	bootstrap	analytique
		bootstrap (t)	inférieure (t)	supérieure (t)		
1999	2,0	2,0	0,0	7,0	0,951	1,000
2000	0,0	0,0	–	–	–	0,000
2001	70,2	69,5	19,4	156,3	0,468	0,460
2002	30,6	30,7	1,0	93,5	0,758	0,765
2003	32,1	32,3	0,0	72,5	0,530	0,552
2004	30,2	29,7	0,0	88,9	0,731	0,726
2005	583,2	570,8	0,0	2 050,1	0,976	0,971
2006	6,4	6,5	0,0	26,8	0,977	1,000
2007	11,6	11,3	0,3	37,5	0,732	0,693
2008	16,1	16,0	0,0	36,6	0,569	0,586
2009	91,1	92,5	19,7	181,4	0,452	0,461
2010	47,3	46,6	8,4	112,1	0,561	0,563
2011	0,0	0,0	–	–	–	0,000

Annexe 3. Estimations de la biomasse des bocaccios capturés dans le cadre du relevé de la crevette du bassin de la Reine-Charlotte, pour les années 1999 à 2011. Les intervalles de confiance bootstrap à 95 % avec correction de biais et les coefficients de variation (CV) reposent sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement. Le CV analytique est fondé sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits de chalut à l'intérieur d'une strate; le symbole « – » signifie « sans objet » (source : Stanley *et al.*, 2012).

Année du relevé	Biomasse (t)	Biomasse moyenne bootstrap (t)	Biomasse à la limite inférieure (t)	Biomasse à la limite supérieure (t)	CV bootstrap	CV analytique
1999	18,8	19,0	5,3	38,4	0,432	0,445
2000	9,2	9,3	0,0	29,1	0,796	0,761
2001	19,4	19,5	5,7	39,7	0,432	0,420
2002	2,5	2,6	0,0	10,3	0,980	1,000
2003	7,2	7,5	0,0	17,0	0,557	0,571
2004	17,7	17,5	0,0	51,8	0,840	0,865
2005	4,7	4,4	0,0	19,1	1,014	1,000
2006	7,1	7,0	1,6	16,2	0,522	0,532
2007	0,0	0,0	–	–	–	0,000
2008	0,0	0,0	–	–	–	0,000
2009	10,9	10,8	3,6	21,1	0,417	0,413
2010	0,0	0,0	–	–	–	0,000
2011	462,6	467,8	0,0	1 946,0	0,988	1,000

Annexe 4. Estimations de la biomasse des bocaccios capturés dans le cadre du relevé triennal des États-Unis (eaux canadiennes seulement). Les intervalles de confiance à 95 % sont fondés sur la répartition bootstrap de la biomasse. Les estimations de la biomasse sont le résultat d'une post-stratification du relevé en deux strates. On suppose également que les traits de chalut ont été choisis au hasard à l'intérieur des zones. Les intervalles de confiance bootstrap avec correction de biais reposent sur 5 000 tirages aléatoires avec remplacement (source : Stanley *et al.* 2012).

Année du relevé	Biomasse (t)	Biomasse moyenne bootstrap (t)	Biomasse à la limite inférieure (t)	Biomasse à la limite supérieure (t)	CV bootstrap	CV analytique
1980	8 103	8 261	296	30 812	0,923	0,937
1983	4 731	4 611	681	14 566	0,697	0,688
1989	1 279	1 302	338	2 657	0,454	0,456
1992	792	797	135	2 149	0,633	0,654
1995	65	64	16	135	0,448	0,467
1998	141	140	49	279	0,409	0,408
2001	120	123	0	365	0,768	0,798

Annexe 5. Estimations et limites de l'intervalle de confiance à 95 % du taux de capture relatif (appâts/longueur de ligne) des bocaccios capturés dans le cadre des relevés de la pêche à la palangre de la CIFP (source : Stanley *et al.*, 2012).

Année du relevé	Moyenne bootstrap des CPUE	CPUE à la limite inférieure	CPUE à la limite supérieure
2003	0,013	0,006	0,024
2004	0,023	0,009	0,038
2005	0,013	0,005	0,024
2006	0,036	0,010	0,079
2007	0,018	0,008	0,028
2008	0,038	0,019	0,062
2009	0,020	0,009	0,034
2010	0,011	0,004	0,021
2011	0,022	0,008	0,039

Annexe 6. Estimations de la biomasse des bocaccios capturés dans le cadre des 4 relevés synoptiques au chalut du poisson de fond de la côte ouest de l'archipel Haida Gwaii (2006 à 2010), du détroit d'Hécate (2005 à 2011), du bassin de la Reine-Charlotte (2003 à 2011) et de la côte ouest de l'île de Vancouver (2004 à 2010). Les estimations de la biomasse sont le résultat d'une post-stratification du relevé en deux strates. On suppose également que les traits de chalut ont été choisis au hasard à l'intérieur des zones. Les intervalles de confiance bootstrap à 95 % avec correction de biais et les coefficients de variation (CV) reposent sur 1 000 tirages aléatoires avec remplacement. Les CV analytiques sont fondés sur l'hypothèse d'une sélection aléatoire des traits de chalut à l'intérieur d'une strate (source : Stanley *et al.*, 2012).

Année du relevé	Biomasse (t)	Biomasse moyenne bootstrap (t)	Biomasse à la limite inférieure (t)	Biomasse à la limite supérieure (t)	CV bootstrap	CV analytique
Côte ouest de l'archipel Haida Gwaii						
2006	9,9	10,0	4,3	17,1	0,329	0,345
2007	9,6	9,6	4,3	16,9	0,328	0,329
2008	12,0	12,0	6,0	20,4	0,309	0,301
2010	8,0	8,2	3,4	14,5	0,352	0,359
Détroit d'Hécate						
2005	19,5	19,4	8,3	36,4	0,376	0,369
2007	48,6	48,7	15,6	95,7	0,403	0,389
2009	16,8	16,7	5,5	35,7	0,450	0,445
2011	55,1	55,3	6,8	152,1	0,633	0,621
Bassin de la Reine-Charlotte						
2003	110,1	109,5	26,4	271,0	0,591	0,606
2004	308,9	303,6	46,5	912,2	0,788	0,776
2005	295,0	302,9	57,8	849,7	0,692	0,704
2007	127,8	126,3	28,7	351,1	0,640	0,647
2009	88,5	92,9	20,1	218,0	0,585	0,613
2011	36,0	36,6	12,7	75,6	0,439	0,436
Côte ouest de l'île de Vancouver						
2004	370,8	390,0	40,4	1 149,2	0,760	0,783
2006	336,1	337,1	69,2	989,0	0,715	0,705
2008	155,1	155,9	88,3	255,4	0,270	0,278
2010	53,2	53,6	22,1	97,7	0,371	0,385

Annexe 7. Valeurs d'entrée des prises (1935-2012) du scénario de référence du modèle bayésien de production excédentaire. Les prises de la pêche au chalut et de la pêche LH des sébastes ZN sont fixes; celles des autres pêches (pêche du flétan, pêche à la traîne du saumon, pêche sportive) sont estimées. Les valeurs des prises sont arrondies à la tonne entière la plus proche (source : Stanley et al., 2012).

Année	Fixes	Estimées (médianes)			Total	Année	Fixes	Estimées (médianes)			Total
	Chalut et LH (ZN)	Flétan	Saumon (traîne)	Sport.			Chalut et LH (ZN)	Flétan	Saumon (traîne)	Sport.	
1935	1	1 242	393	3	1 639	1974	1 274	131	233	27	1 665
1936	1	1 360	381	3	1 745	1975	790	184	224	26	1 224
1937	1	1 199	365	3	1 568	1976	677	233	220	27	1 157
1938	2	1 043	347	3	1 396	1977	399	151	228	28	807
1939	2	1 237	312	3	1 554	1978	255	127	273	30	684
1940	11	1 212	290	3	1 516	1979	486	173	274	30	962
1941	8	1 121	401	3	1 532	1980	183	149	364	31	726
1942	36	981	377	3	1 397	1981	95	144	310	31	580
1943	100	948	489	2	1 540	1982	105	138	304	32	580
1944	45	723	145	2	915	1983	154	131	282	32	599
1945	418	701	317	2	1 438	1984	176	98	260	33	566
1946	213	804	246	3	1 265	1985	418	115	252	28	814
1947	116	700	396	5	1 218	1986	720	134	196	15	1 065
1948	183	690	277	8	1 158	1987	732	120	155	25	1 032
1949	221	666	385	10	1 282	1988	1 348	102	141	16	1 607
1950	209	677	411	12	1 309	1989	808	79	123	22	1 033
1951	200	795	430	14	1 439	1990	1 063	43	136	21	1 263
1952	187	754	339	16	1 296	1991	1 093	37	116	22	1 268
1953	78	550	336	18	982	1992	976	28	106	24	1 134
1954	81	566	291	20	959	1993	1 160	25	66	14	1 266
1955	104	472	356	22	954	1994	635	20	44	15	714
1956	98	469	334	23	923	1995	545	16	31	9	601
1957	74	525	372	26	997	1996	343	15	17	4	378

Année	Fixes	Estimées (médianes)			Total	Année	Fixes	Estimées (médianes)			Total
	Chalut et LH (ZN)	Flétan	Saumon (traîne)	Sport.			Chalut et LH (ZN)	Flétan	Saumon (traîne)	Sport.	
1958	70	494	364	28	955	1997	267	18	12	9	306
1959	91	538	354	29	1 013	1998	236	19	7	10	273
1960	66	484	358	30	938	1999	251	20	4	11	286
1961	92	463	393	33	980	2000	303	16	3	8	330
1962	164	491	344	31	1 030	2001	288	15	3	8	313
1963	144	541	311	31	1 028	2002	295	17	7	9	328
1964	110	427	330	31	898	2003	237	16	8	10	270
1965	290	389	347	32	1 058	2004	170	17	9	9	205
1966	1 073	343	312	29	1 757	2005	162	18	12	9	201
1967	785	315	344	28	1 472	2006	131	16	11	9	167
1968	533	284	359	27	1 204	2007	139	13	8	7	166
1969	1 064	359	315	26	1 765	2008	118	11	5	7	140
1970	457	304	294	26	1 081	2009	114	8	6	6	134
1971	324	255	311	27	917	2010	99	7	6	6	118
1972	452	283	274	28	1 038	2011	119	6	6	6	137
1973	1 112	196	234	28	1 569	2012	119	6	6	6	137

Annexe 8. Estimations de la médiane postérieure de la biomasse des stocks (t) — 10^e, 50^e et 90^e percentiles — pour la période 1935-2012, fondées sur le scénario de référence du modèle (source : Stanley *et al.*, 2012).

Année	10 ^e	Médiane	90 ^e	Année	10 ^e	Médiane	90 ^e
	percent.		percent.		percent.		percent.
1935	21 907	43 752	98 206	1974	9 813	14 442	24 362
1936	21 226	41 662	89 542	1975	9 223	13 394	23 080
1937	20 514	40 226	86 141	1976	8 556	12 812	22 068
1938	19 873	38 530	81 513	1977	8 514	12 939	21 815
1939	19 151	37 378	80 921	1978	8 816	12 815	21 613
1940	18 697	34 925	75 919	1979	8 586	12 868	21 257
1941	18 386	33 731	66 959	1980	8 369	13 031	21 236
1942	17 717	33 074	68 540	1981	8 650	12 822	20 570
1943	17 250	31 801	61 479	1982	8 810	12 708	20 311
1944	16 862	31 125	59 523	1983	8 695	12 730	19 853
1945	16 925	30 524	58 881	1984	8 489	12 407	18 751
1946	16 222	29 843	57 254	1985	8 512	11 886	17 679
1947	15 891	28 407	54 899	1986	8 278	11 095	16 151
1948	15 565	27 689	53 313	1987	7 540	10 351	14 590
1949	15 046	26 894	52 294	1988	6 706	9 123	12 871
1950	14 438	26 449	51 442	1989	5 957	8 023	11 385
1951	13 948	25 297	49 527	1990	5 275	7 153	10 404
1952	13 618	24 702	47 783	1991	4 672	6 202	9 207
1953	13 809	24 445	45 886	1992	3 914	5 327	7 900
1954	13 992	24 667	44 708	1993	3 090	4 401	6 705
1955	14 039	24 184	44 839	1994	2 498	3 638	5 773
1956	13 587	23 946	44 413	1995	2 149	3 240	5 203
1957	13 314	23 410	43 870	1996	1 917	2 930	4 864
1958	13 290	23 189	41 641	1997	1 843	2 829	4 810
1959	12 828	22 328	41 258	1998	1 843	2 709	4 650
1960	12 873	22 438	40 503	1999	1 832	2 728	4 537
1961	13 014	21 777	39 103	2000	1 842	2 749	4 526
1962	13 193	21 277	38 402	2001	1 825	2 718	4 596
1963	12 938	21 363	37 243	2002	1 726	2 599	4 484
1964	12 805	21 415	36 138	2003	1 609	2 502	4 253
1965	13 015	20 672	35 076	2004	1 558	2 475	4 236
1966	12 561	20 286	33 724	2005	1 458	2 428	4 233

Année	10^e	Médiane	90^e	Année	10^e	Médiane	90^e
	percent.		percent.		percent.		percent.
1967	12 024	18 819	32 355	2006	1 443	2 365	4 157
1968	11 845	18 224	31 859	2007	1 339	2 278	4 030
1969	11 307	17 697	30 050	2008	1 270	2 230	3 941
1970	11 103	16 759	28 693	2009	1 178	2 071	3 676
1971	11 026	16 194	27 682	2010	1 082	1 935	3 435
1972	10 971	16 118	26 671	2011	1 052	1 911	3 506
1973	10 463	15 279	26 040	2012	1 031	1 879	3 625