



MISE À JOUR SUR L'ÉTAT DU STOCK D'OURSINS VERTS (*STRONGYLOCENTROTUS DROEBACHIENSIS*) EN COLOMBIE-BRITANNIQUE ET OPTIONS DE PRÉLÈVEMENT POUR LA PÊCHE DE 2018 À 2021

Contexte

Les stocks d'oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) de la Colombie-Britannique sont évalués tous les deux à trois ans à l'aide du modèle d'évaluation élaboré par Perry *et al.* (2003). La dernière évaluation a été menée en 2016 (MPO 2016b) et a documenté l'élaboration du Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) pour la pêche à l'oursin vert dans la région du Pacifique pour 2016-2018 (MPO 2016a). La présente évaluation fournit un avis à jour, fondé sur l'ajout de nouvelles données. Elle vise à orienter le prochain Plan de gestion intégrée des pêches en 2018.

Gestion des pêches de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé qu'un avis soit formulé sur la pêche à l'oursin vert en Colombie-Britannique d'ici le printemps 2018, sur les points suivants :

1. Points de référence candidats pour les oursins verts conformes à l'approche de précaution du MPO
2. État actuel des oursins verts selon les points de référence proposés
3. Options de prélèvement durable et risques connexes pour les zones de pêche commerciale soumises à quotas
4. Tendances récentes au sein des populations locales et structure des populations d'oursins verts
5. Incertitudes dans les données et les méthodes
6. Recherche supplémentaire ou programmes d'évaluation des stocks

La présente évaluation met à jour les données des séries chronologiques publiées précédemment et fournit de nouvelles options de prélèvement pour les saisons de pêche aux oursins verts de 2018-2019 et 2020-2021. Les méthodes employées restent les mêmes et s'appuient sur un modèle bayésien dynamique de biomasse utilisé pour évaluer les stocks d'oursins verts en Colombie-Britannique depuis 2003 (Perry *et al.* 2003, Zhang et Perry 2005, Perry *et al.* 2006, Waddell *et al.* 2010, MPO 2014, MPO 2016b). La présente évaluation constitue une mise à jour des résultats du modèle découlant des données de relevé (indépendantes de la pêche) et de prises commerciales (dépendantes de la pêche) les plus récentes.

Bien qu'ils soient établis avec précaution, les points de référence utilisés pour l'oursin vert de la Colombie-Britannique depuis 2003 ne permettent pas d'estimer l'état du stock par rapport aux zones de stock. Par conséquent, on considère qu'ils ne sont pas conformes à l'approche de précaution (AP) du MPO (MPO 2009). La présente évaluation fournit des points de référence candidats fondés sur la densité plutôt que sur une mesure du rendement maximal soutenu

(RMS). Ils permettent donc l'évaluation de l'état du stock par rapport à trois zones déterminées dans l'AP du MPO : une zone saine, une zone de prudence et une zone critique.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences of April 2018 on Mise à jour sur l'état du stock et options de prélèvement pour la pêche aux oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2018-2021.

Renseignements de base

L'oursin vert (figure 1) est un invertébré benthique marin avec une aire de répartition très étendue, qui fréquente les eaux tempérées circumpolaires fraîches des océans Pacifique et Arctique. Dans le Pacifique, il est présent du nord de l'État de Washington jusqu'aux îles Aléoutiennes et à l'Alaska au nord, jusqu'au Kamtchatka, à la Russie et à l'île d'Hokkaido (Japon) au sud, et jusqu'à la péninsule coréenne à l'ouest. L'oursin vert est présent dans la zone intertidale et jusqu'à des profondeurs de plus de 140 m. Les substrats composés de roches, de gravier et de coquilles constituent son habitat préféré. L'oursin vert se nourrit principalement de varech et d'autres algues marines, et il représente une importante source de nourriture pour les étoiles de mer, les crabes, les gros poissons et la loutre de mer (*Enhydra lutris*).

Les sexes sont séparés et les éléments reproducteurs sont libérés directement dans le milieu extérieur. Le frai est saisonnier et varie en fonction du lieu; en Colombie-Britannique, il a lieu en février et en mars. La durée de la période larvaire varie entre 7 à 22 semaines (Strathmann 1978). Dans le sud de la Colombie-Britannique, les oursins verts atteignent la maturité à un diamètre du test (DT) d'au moins 25 mm (Waddell et Perry 2005) et la taille minimale réglementaire est un diamètre du test de 55 mm. En Alaska, ces diamètres du test correspondent à des spécimens de 2 à 3 ans et de 4 ans, respectivement (Munk 1992). La croissance est variable et dépend de la disponibilité de la nourriture et des conditions environnementales.

Les oursins verts sont la cible de la pêche commerciale, récréative et traditionnelle à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR). Les prises par les pêcheurs récréatifs et les pêcheurs à des fins ASR sont inconnues, mais elles semblent minimales. La pêche commerciale est réalisée à la main par des plongeurs en scaphandre qui se rendent sur les sites en petit navire. Aussi bien les oursins mâles que femelles sont pêchés pour leurs gonades ou œufs. La pêche commerciale a généralement lieu du début de l'automne jusqu'au printemps de l'année suivante, juste avant le frai. La gestion de la pêche commerciale prévoit un DT minimum de 55 mm, des limites de permis, des ouvertures limitées par zone, des quotas par zone et des quotas individuels. Des détails sur la gestion de la pêche sont fournis dans le PGIP (MPO 2016a).

En Colombie-Britannique, on pratique la pêche commerciale aux oursins verts dans deux régions de la côte : le nord-est de l'île de Vancouver, qui comprend les secteurs de gestion des pêches du Pacifique (SGPP) 11, 12 et 13, et le sud-est de l'île de Vancouver, qui comporte les SGPP 18, 19 et 20 (figure 2). Les deux régions sont évaluées séparément. Les évaluations précédentes comprenaient les SGPP 12, 13, 18 et 19 uniquement. Les SGPP 11 et 20 ont été rouverts à la pêche commerciale en 2016 après leur fermeture en 2006 en raison de la faible demande du marché.



Figure 1. Oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*). Photo gracieusement offerte par Pauline Ridings.

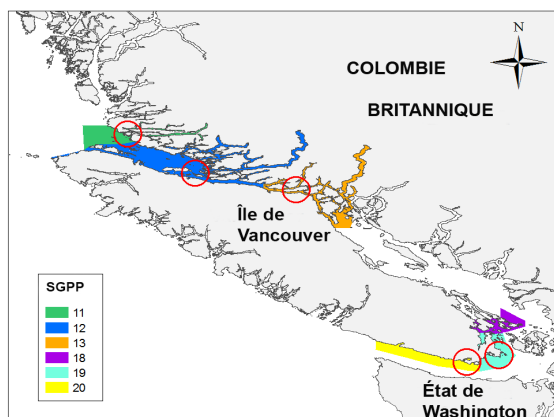


Figure 2. Carte du sud de la Colombie-Britannique montrant les six secteurs de gestion des pêches (SGPP 11, 12, 13, 18, 19 et 20) où la pêche aux oursins verts est autorisée. Les cercles rouges indiquent les emplacements des relevés récents.

Analyse et réponse

Indicateurs de l'état du stock

Données dépendantes de la pêche

La tendance des captures par unité d'effort (CPUE) (kilogrammes d'oursins pêchés par heure de plongée) dépendantes de la pêche est utilisée comme l'un des deux indicateurs de l'état du stock dans cette évaluation. Les indices d'abondance dérivés des relevés sont également utilisés. Il a été démontré que la CPUE et que la biomasse tirée des relevés d'après les journaux de bord avaient une relation plus ou moins linéaire, ce qui indique que la CPUE traduit l'état du stock (Zhang et Perry 2005). Les données sur les prises et l'effort sont tirées des registres de captures et de validation, et de bordereaux de vente pour les données datant d'avant 1995. Les données les prises et l'effort des premières années de pêche (1987-1995) sont incertaines en raison de la nature soudaine de la pêche, de la diligence de consignation variable et des différentes stratégies de pêche employées (Perry *et al.* 2003). Afin de gérer les incertitudes liées aux données de CPUE, le modèle bayésien utilisé pour produire des options de prélèvement pour cette pêche intègre des incertitudes plus importantes en matière de données sur les prises et l'effort des années de pêche à venir, ainsi qu'une variabilité aléatoire de la CPUE. Les valeurs médianes des CPUE avec erreurs standard ont été choisies pour représenter les tendances des CPUE, car elles sont moins sensibles aux valeurs aberrantes des données sur l'effort que la moyenne (Perry et Waddell 1998).

Perry *et al.* (2002) ont décrit trois périodes dans l'histoire de la pêche : la période de croissance (de 1987 à 1990), la période de crise (de 1991 à 1993) et la période de rétablissement (de 1994 à 2002) (figures 3, 4 et 5) (MPO 2016b). Les débarquements inférieurs au total autorisé des captures (TAC) pour les saisons de pêche 2004-2005 à 2011-2012 (figure 5) sont attribuables à la faible demande et ne semblent pas représentatifs de l'état du stock. Les marchés se sont améliorés récemment, et le TAC pour 2016-2017 a été atteint. Bien qu'il y ait eu une légère diminution de la médiane des CPUE depuis la saison 2012-2013, dans l'ensemble, la médiane

Région du Pacifique

des CPUE des dernières années était élevée par rapport au début de la pêche. Les tendances de la médiane des CPUE étaient similaires dans les deux régions de pêche (figure 4).

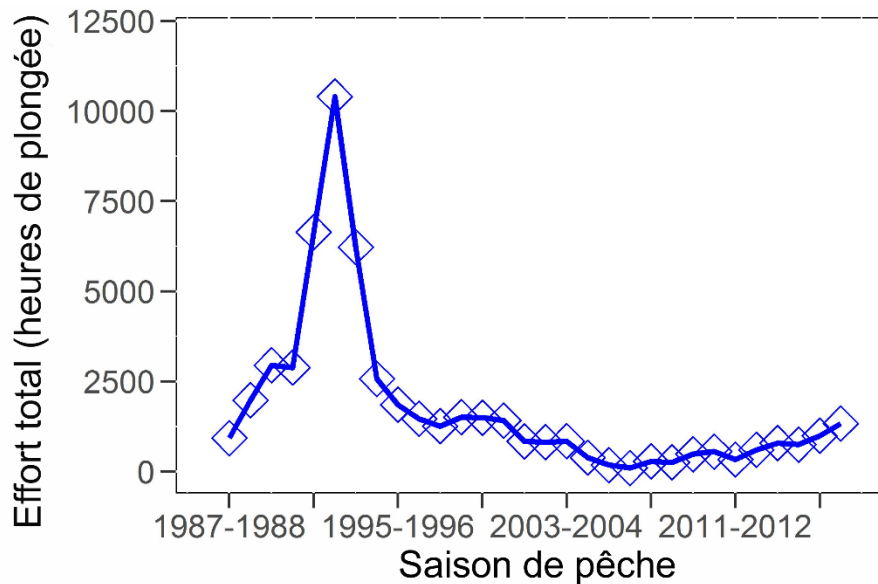


Figure 3. Effort total (heures de plongée) relatif aux oursins verts pêchés pour l'ensemble des SGPP 11, 12, 13, 18, 19 et 20 pour les saisons de pêche commerciale 1987-1988 à 2016-2017. Les données sont tirées des registres de captures et de validation, et de bordereaux de vente pour les données datant d'avant 1995.

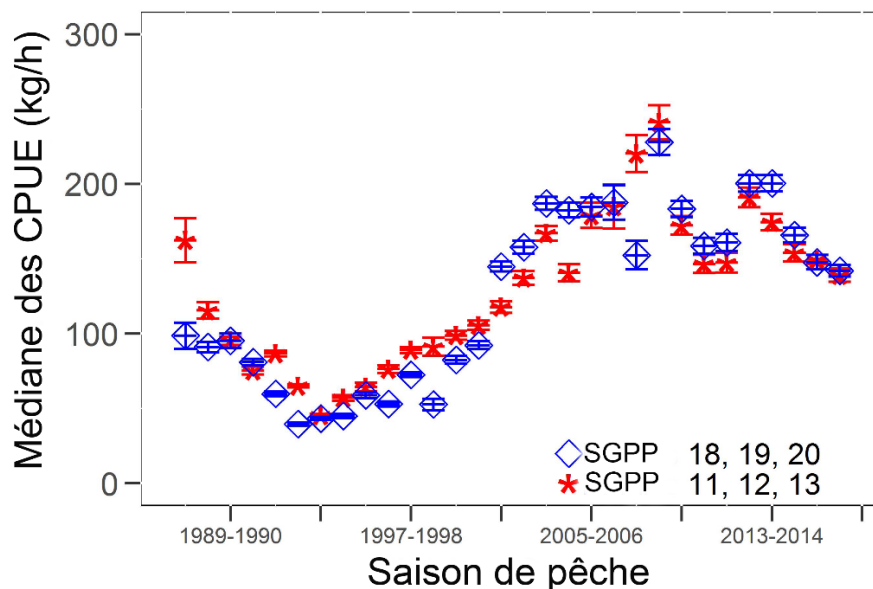


Figure 4. Médiane des CPUE (kg/h) $\pm$ écart-type pour les SGPP 11, 12 et 13 (étoiles rouges) et 18, 19 et 20 (losanges bleus) pour les saisons de pêche commerciale 1987-1988 à 2016-2017. Les données sont tirées des registres de captures et de validation, et de bordereaux de vente pour les données datant d'avant 1995.

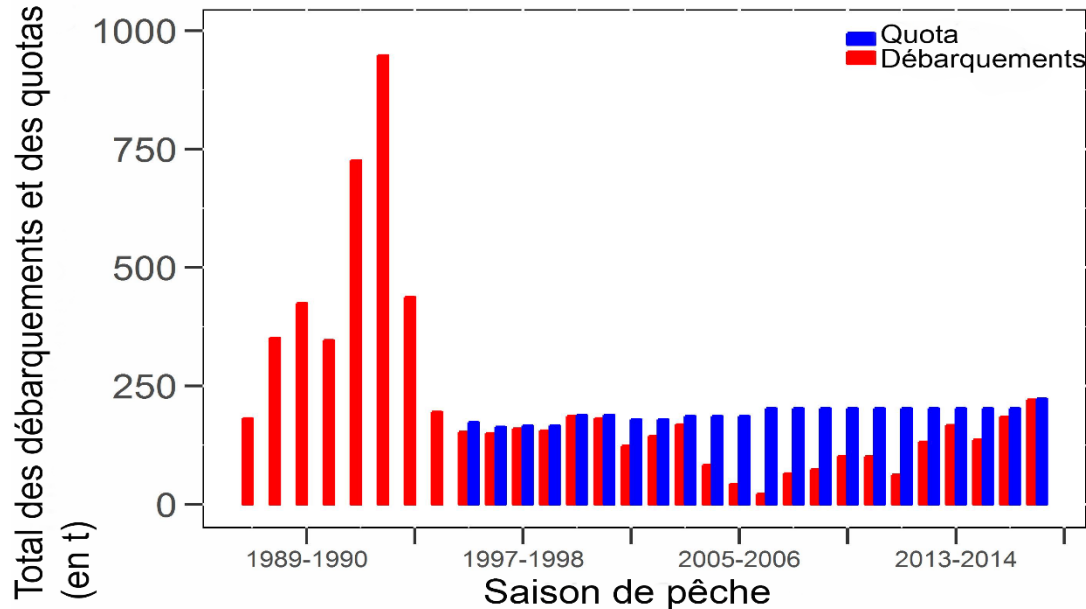


Figure 5. Débarquements totaux d'oursins verts (données des bordereaux de vente jusqu'en 1994, puis des registres de captures et de validation) et quotas (total autorisé des captures [TAC] depuis l'entrée en vigueur des quotas individuels et de la vérification à quai en 1995) en tonnes métriques (t) pour les saisons de pêche commerciale 1987-1988 à 2016-2017 dans les SGPP 11, 12, 13, 18, 19 et 20.

Données indépendantes de la pêche

Des relevés de plongée indépendants de la pêche ont été effectués conjointement par Pêches et Océans Canada (MPO) et la West Coast Green Urchin Association (WCGUA)¹ et plus récemment, par la Pacific Urchin Harvester Association (PUHA) et les Premières Nations A-Tlegay. Les principaux objectifs des relevés consistent à surveiller les tendances en matière d'abondance des oursins verts dans les zones de la côte de la Colombie-Britannique ouvertes à la pêche commerciale et à produire une série chronologique d'indices d'abondance utilisés, avec les CPUE, comme des indicateurs de l'état du stock dans cette évaluation.

La plus longue série chronologique de relevés a été effectuée dans le détroit de la Reine-Charlotte, dans le SGPP 12, au nord-est de l'île de Vancouver, depuis 1995 (Waddell *et al.* 1997, 2002; Waddell et Perry 2005, 2006, 2007, 2012) (figure 2). La zone de relevé au sud-est de l'île de Vancouver se trouve dans le détroit de Haro, dans le SGPP 19, et fait l'objet d'un relevé semestriel, annuel ou bisannuel depuis 2008 (Waddell 2017) (figure 2). Depuis la dernière mise à jour sur l'état du stock (MPO 2016b), des relevés indépendants de la pêche ont été menés dans le SGPP 11 (septembre 2016), le SGPP 12 (septembre 2016), le SGPP 13 (septembre 2016), le SGPP 19 (mars 2016) et le SGPP 20 (septembre 2017). Aucun relevé supplémentaire n'a eu lieu dans le SGPP 18 (dernier relevé en 2008).

Les densités moyennes et leurs intervalles de confiance connexes ont été estimés à partir des données tirées de relevés à l'aide du Green Sea Urchin Analysis Program (GUAP) (programme d'analyse de l'oursin vert) (Lochead *et al.* 2015). Le poids individuel des oursins mesurés a été

¹ En 2015, la WCGUA s'est dissoute et les membres ont rejoint les rangs de la Pacific Urchin Harvesters Association (PUHA).

Région du Pacifique

estimé à partir d'une relation allométrique calculée à partir de données recueillies dans les régions du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver lors des relevés de 1996 à 2010 (Lochead *et al.* 2015).

De 2002 à 2010, des échantillons biologiques ont été recueillis au cours des relevés et ont fourni des données sur le poids par rapport à la taille. Pour ces années, les valeurs de paramètres ont été estimées séparément pour chaque relevé à l'aide de données provenant des échantillons biologiques prélevés cette année-là (Waddell et Perry 2005, 2006, 2007, 2012).

L'échantillonnage biologique a pris fin en 2011. En ce qui concerne les relevés pour lesquels aucune donnée sur le poids par rapport à la taille n'a été recueillie, toutes les données de ce type ont été regroupées afin d'estimer les valeurs des paramètres allométriques. La taille de l'échantillon des données regroupées atteignait 3 706 individus provenant d'une combinaison de 69 relevés/sites indicateurs/combinaisons d'année menés dans des zones ouvertes à la pêche commerciale (SGPP 12, 18 et 19). Le poids moyen par rapport à la taille a été estimé à l'aide de l'équation de la moyenne d'une distribution log-normale (Gelman *et al.* 2004) :

$$\bar{W} = \exp\left(-6,866 + 2,728 * \log(TD) + \frac{0,160^2}{2}\right)$$

ou

$$\bar{W} = 0,001042 * TD^{2,728} * 1,013$$

Pour chaque transect, le poids moyen et la proportion d'oursins de taille réglementaire ($DT \geq 55$ mm) ou de taille inférieure à la taille réglementaire ($DT < 55$ mm) ont été estimés à partir des mesures du DT consignées dans les quadrats mesurés (voir le protocole de relevé, MPO 2014 et Waddell *et al.* 2010). Ces moyennes ont ensuite été appliquées aux oursins provenant d'autres quadrats. À la lumière de cette analyse, pour chaque transect, la biomasse et la population ont pu être estimées pour les oursins de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire.

Tendances et structure des populations

Le premier relevé du SGPP 11 a été effectué en septembre 2016. À cette occasion, 12 transects ont été effectués. La densité de la population de taille réglementaire était de 0,1 oursin/m² (écart-type de 0,1) et celle de la population de taille inférieure à la taille réglementaire était de 1 oursin/m² (écart-type de 0,5). Au sein de la population de taille inférieure à la taille réglementaire, les oursins immatures ($DT < 25$ mm) avaient une densité de population de 0,2 oursin/m² (écart-type de 0,1). De même, la densité de la biomasse des oursins de taille réglementaire était de 10,6 g/m² (écart-type de 5,4), la densité de la biomasse des oursins de taille inférieure à la taille réglementaire était de 26,8 g/m² (écart-type de 14) et la densité la biomasse des oursins immatures était de 0,5 g/m² (écart-type de 0,4). Le diamètre du test moyen du relevé de 2016 était de 43 mm.

Le SGPP 12 a fait l'objet d'un relevé annuel ou bisannuel de 1995 à 2016. Depuis les trois premiers relevés effectués en 1995, 1996 et 1997, les densités de la population et de la biomasse des oursins de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire dans le SGPP 12 ont augmenté selon un facteur de trois fois environ jusqu'en 2008. Depuis, elles

sont restées relativement stables (figure 6). La densité de la population de taille réglementaire variait entre 0,9 (écart-type de 0,2) et 1,4 oursin/m² (écart-type de 0,3) de 1995 à 1997. Elle a augmenté pour se situer entre 3,5 oursins/m² (écart-type de 0,5) et 4 oursins/m² (écart-type de 0,7) entre 2012 et 2016. La densité de la population de taille inférieure à la taille réglementaire variait entre 1,1 oursin/m² (écart-type de 0,3) et 2,1 oursins/m² (écart-type de 0,5) de 1995 à 1997, puis augmentait entre 2012 et 2016 pour se situer entre 6 oursins/m² (écart-type de 1,1) et 8,1 oursins/m² (écart-type de 1,3). La densité de la biomasse des spécimens de taille réglementaire variait entre 93,6 g/m² (écart-type de 18,1) et 116,8 g/m² (écart-type de 35,7) de 1995 à 1997. Elle a augmenté pour se situer entre 320,6 g/m² (écart-type de 64,8) et 336,5 g/m² (écart-type de 79) entre 2012 et 2016. La densité de la biomasse de spécimens de taille inférieure à la taille réglementaire variait entre 43,3 g/m² (écart-type de 11,1) et 70,1 g/m² (écart-type de 19) de 1995 à 1997. Elle a augmenté pour se situer entre 149,7 g/m² (écart-type de 36,5) et 226,1 g/m² (écart-type de 43,6) entre 2012 et 2016. La moyenne estimative de DT est restée relativement stable à environ 50 mm de 2006 à 2012, puis a diminué légèrement pour atteindre 47 mm en 2014 et 2016 (figure 6).

Les transects du SGPP 12 sont séparés en trois sous-emplacements : Stubbs Island, Plumper Island et îlots Stephenson. Stubbs Island et Plumper Island font l'objet d'une fermeture à des fins de recherche et, par conséquent, les quatre transects de chacun de ces sous-emplacements servent de sites témoins non exploités par rapport aux dix transects des îlots Stephenson où la pêche commerciale est autorisée. On n'observe pas de liens clairs entre les densités de la biomasse des sites exploités et les densités de la biomasse des sites non exploités (figure 7), ce qui laisse entendre que d'autres facteurs que la pêche affectent les tendances en matière de densité de la biomasse.

Des relevés dans la zone des îles Hardwick et Thurlow du SGPP 13 ont été effectués en mars 2004 et septembre 2016. Neuf et 16 transects ont été effectués en 2004 et 2016, respectivement, dont huit ont été effectués aux mêmes endroits. Avec seulement deux relevés effectués en 12 ans, les données disponibles sont insuffisantes pour interpréter les tendances. La densité de la population de taille réglementaire était de 0,4 oursin/m² (écart-type de 0,1) en 2004 et 2,8 oursins/m² (écart-type de 0,7) en 2016, tandis que la densité de la population de taille inférieure à la taille réglementaire était de 2,5 oursins/m² (écart-type de 0,7) en 2004 et 10 oursins/m² (écart-type de 1,9) en 2016. Au sein de la population de taille inférieure à la taille réglementaire, la densité de la population de spécimens immatures était de 0,4 oursin/m² (écart-type de 0,3) en 2004 et de 4,2 oursins/m² (écart-type de 1,2) en 2016. De même, la densité de la biomasse de la population de taille réglementaire dans le SGPP 13 était de 29,8 g/m² (écart-type de 7,3) et 326 g/m² (écart-type de 97,5) en 2004 et 2016, respectivement, tandis que la densité de la biomasse des oursins de taille inférieure à la taille réglementaire était de 47,9 g/m² (écart-type de 14,6) et de 161 g/m² (écart-type de 30,4) en 2004 et en 2016, respectivement. La densité de la biomasse des oursins immatures était de 0,6 g/m² (écart-type de 0,2) et de 7,1 g/m² (écart-type de 2,5) en 2004 et 2016, respectivement. Le DT moyen était de 36 mm en 2004 et de 35 mm en 2016.

Des relevés ont été effectués dans le SGPP 18 en 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2003 et 2008. Aucun relevé n'a été mené dans le SGPP 18 depuis 2008.

Des relevés ont été menés dans le SGPP 19 de 2008 à 2016 (figure 8). La densité de la population d'oursins de taille réglementaire a chuté, passant de 2,4 oursins/m² (écart-type de 0,6) en 2008 à 0,9 oursin/m² (écart-type de 0,3) en 2009, puis a augmenté, passant de 3 oursins/m² (écart-type de 0,6) en 2014 à 2,5 oursins/m² (écart-type de 0,6) en 2016. La densité de la biomasse d'oursins de taille réglementaire suit la même tendance, chutant de

Région du Pacifique

260,8 g/m² (écart-type de 89,6) en 2008 à 109,1 g/m² (écart-type de 50,6) en 2009, puis augmentant de 287,5 g/m² (écart-type de 56,5) en 2014 et 260,8 g/m² (écart-type de 61) en 2016, c'est-à-dire des chiffres proches des estimations de 2008 (figure 8). La densité de la population d'oursins de taille inférieure à la taille réglementaire a augmenté, passant de 0,5 oursin/m² (écart-type de 0,0) en 2009 à un pic de 2,5 oursins/m² (écart-type de 0,5) en 2014, soit environ cinq fois le niveau de 2009. Elle a ensuite baissé à 1,5 oursin/m² (écart-type de 0,4) en 2016, soit environ trois fois le niveau observé en 2009. La densité de la biomasse des spécimens de taille inférieure à la taille réglementaire suit une tendance similaire : elle a été multipliée par six, passant de 14 g/m² (écart-type de 3,4) en 2009 à un pic de 81,9 g/m² (écart-type de 15) en 2014, puis a baissé pour atteindre 34,6 g/m² (écart-type de 7,9) en 2016, soit environ le double de 2009 (figure 8). Le DT moyen est resté à 59 mm en 2008 et 2009, mais a baissé à 53, 54 et 53 mm en 2012, 2014 et 2016, respectivement (figure 8). La légère augmentation observée de la densité de la population d'individus de taille réglementaire et la hausse plus marquée de la densité d'individus de taille inférieure à la taille réglementaire depuis 2008 et 2009 se traduisent par une plus grande proportion d'oursins de taille inférieure à la taille réglementaire et donc par une baisse du DT moyen, toutes catégories de tailles confondues.

Le SGPP 20 a fait l'objet d'un relevé en septembre 2017. À cette occasion, 21 transects ont été effectués. La densité de la population de taille réglementaire était de 1,7 oursin/m² (écart-type de 0,5) et celle de la population de taille inférieure à la taille réglementaire était de 1,3 oursin/m² (écart-type de 0,5). Au sein de la population de taille inférieure à la taille réglementaire, la population d'oursins immatures avait une densité de 0,03 oursin/m² (écart-type de 0,01). De même, la densité de la biomasse de la population de taille réglementaire était de 183 g/m² (écart-type de 58) et celle de la population de taille inférieure à la taille réglementaire était de 44,1 g/m² (écart-type de 17,9). La densité de la biomasse d'oursins immatures était de 0,08 g/m² (écart-type de 0,05). Le diamètre moyen du test du relevé de 2017 était de 58 mm. Un relevé précédent dans le SGPP 20 en 2000 comportait cinq transects, couvrant une zone trop petite pour faire une comparaison avec ces résultats.

Il n'existe pas encore de méthode fiable pour déterminer l'âge des oursins verts. La méthode de détermination de l'âge au moyen des lignes d'accroissement utilisée chez d'autres échinides s'est révélée peu fiable pour cette espèce (Russell et Meredith 2000). Par conséquent, on continue à déduire la structure de la population en examinant la répartition des tailles.

La répartition des fréquences de tailles pour toutes les années dans tous les SGPP présente un large éventail de diamètres du test, ce qui laisse penser que de nombreuses classes d'âges sont probablement représentées (figures 9, 10, 11, 12 et 13).

SGPP 12

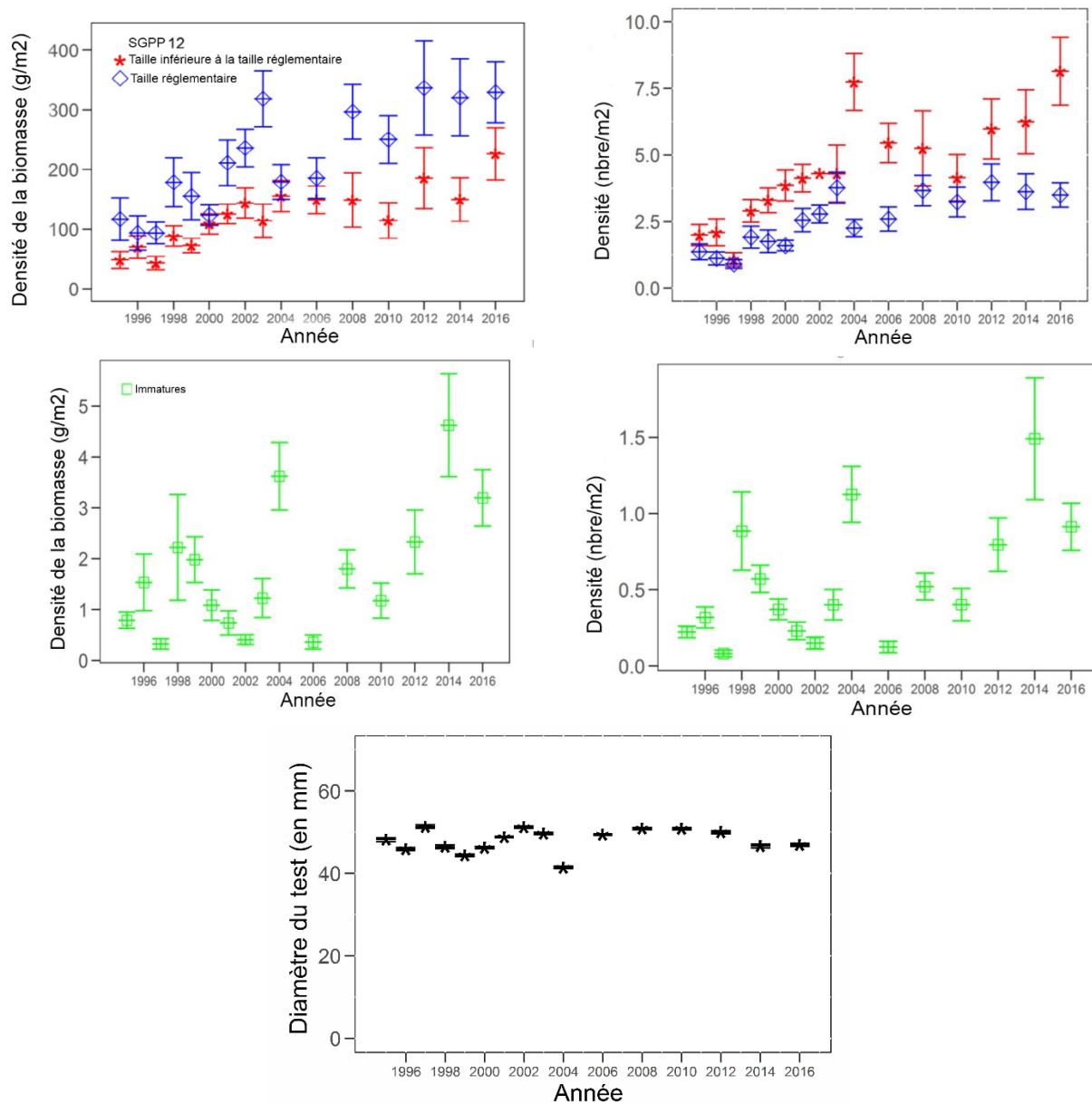


Figure 6. Moyennes estimées pour les oursins verts du SGPP 12 (± 1 écart-type). Les densités de biomasse (g/m²) sont présentées dans les graphiques de gauche et les densités des populations (oursins/m²) sont présentées dans les graphiques de droite. Les graphiques du haut présentent les valeurs estimatives des oursins de taille réglementaire (≥ 55 mm) et de taille inférieure à la taille réglementaire (< 55 mm; comprend les oursins immatures). Les graphiques du milieu présentent les valeurs estimatives pour les oursins immatures (< 25 mm). Le graphique du bas présente le diamètre moyen du test pour tous les oursins. Dans certains cas, les écarts-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs. Les données sont tirées de relevés de plongée indépendants de la pêche.

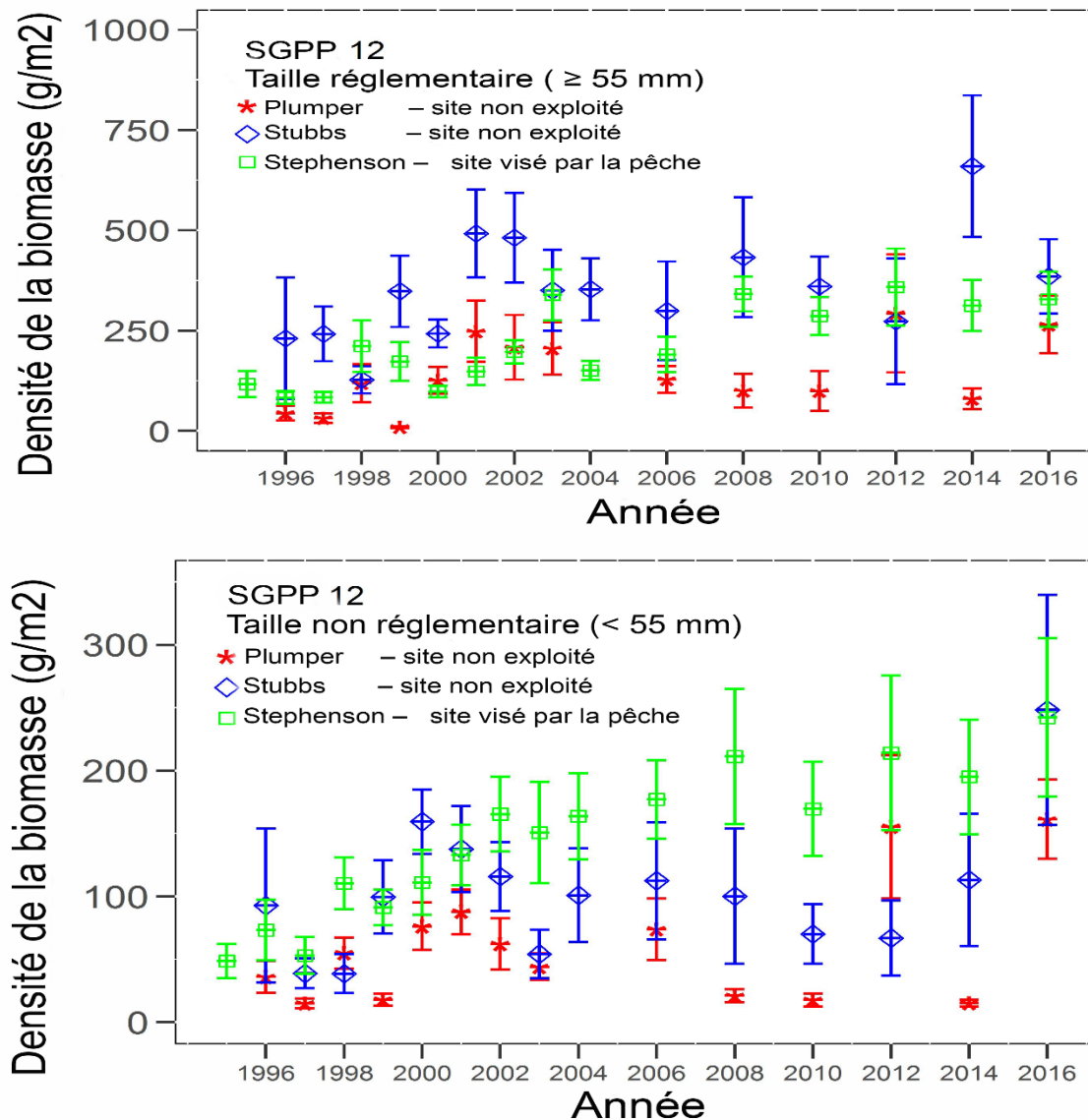


Figure 7. Densités moyennes de biomasse (g/m²) +/- un écart-type pour les oursins verts de taille réglementaire (≥ 55 mm) (graphiques du haut) et de taille inférieure à la taille réglementaire (< 55 mm) (graphiques du bas) de trois sous-emplacements [îlots Stephenson (site exploité), Stubbs Island (site témoin non exploité) et Plumper Island (site témoin non exploité)] du relevé de plongée du SGPP 12. On n'a terminé qu'un seul transect à Plumper Island en 2004; les données pour cette année-là ne sont donc pas illustrées.

SGPP 19

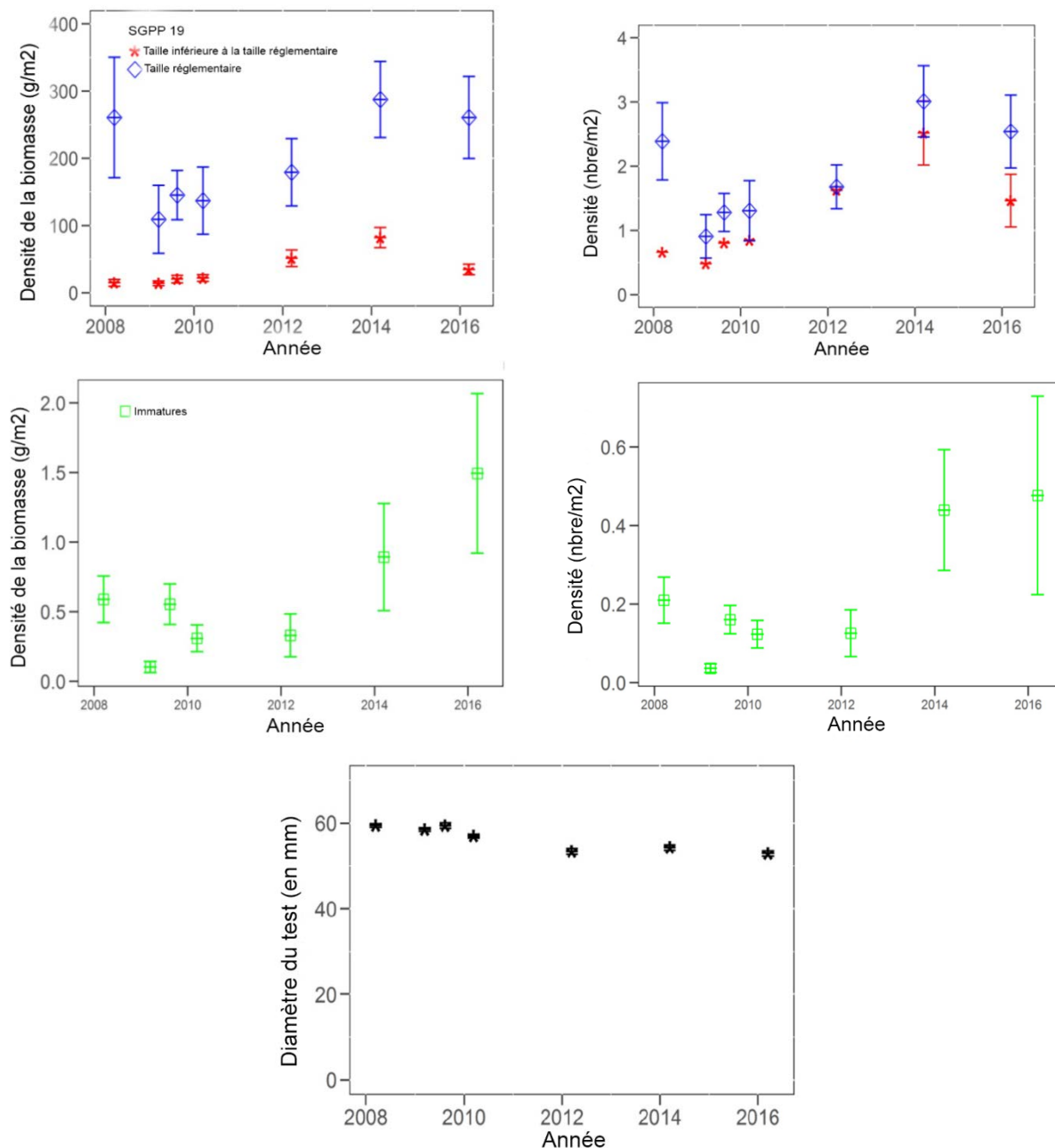


Figure 8. Moyenne estimée pour les oursins verts du SGPP 19 (± 1 écart-type). Les densités de biomasse (g/m^2) sont présentées dans les graphiques de gauche, et les densités des populations (oursins/ m^2) sont présentées dans les graphiques de droite. Les graphiques du haut présentent les valeurs estimatives des oursins de taille réglementaire (≥ 55 mm) et de taille inférieure à la taille réglementaire (< 55 mm; comprend les oursins immatures). Les graphiques du milieu présentent les valeurs estimatives pour les oursins immatures (< 25 mm). Le graphique du bas présente le diamètre moyen du test pour tous les oursins. Dans certains cas, les écarts-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs. Les données sont tirées de relevés de plongée indépendants de la pêche.

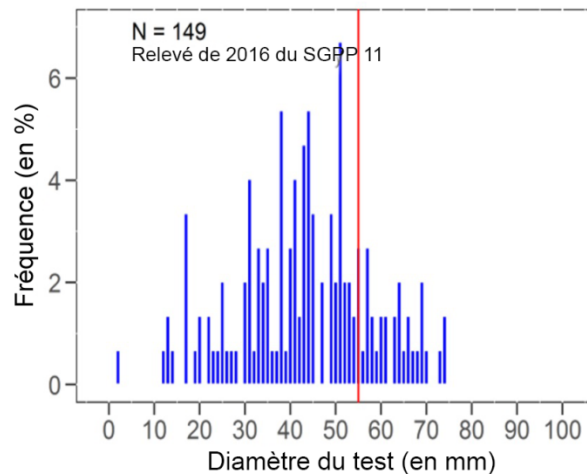


Figure 9. Répartition des fréquences de tailles du diamètre du test des oursins verts (en mm) mesurés au cours du relevé de septembre 2016 dans le SGPP 11. Les lignes rouges représentent la taille commerciale réglementaire minimale de 55 mm.

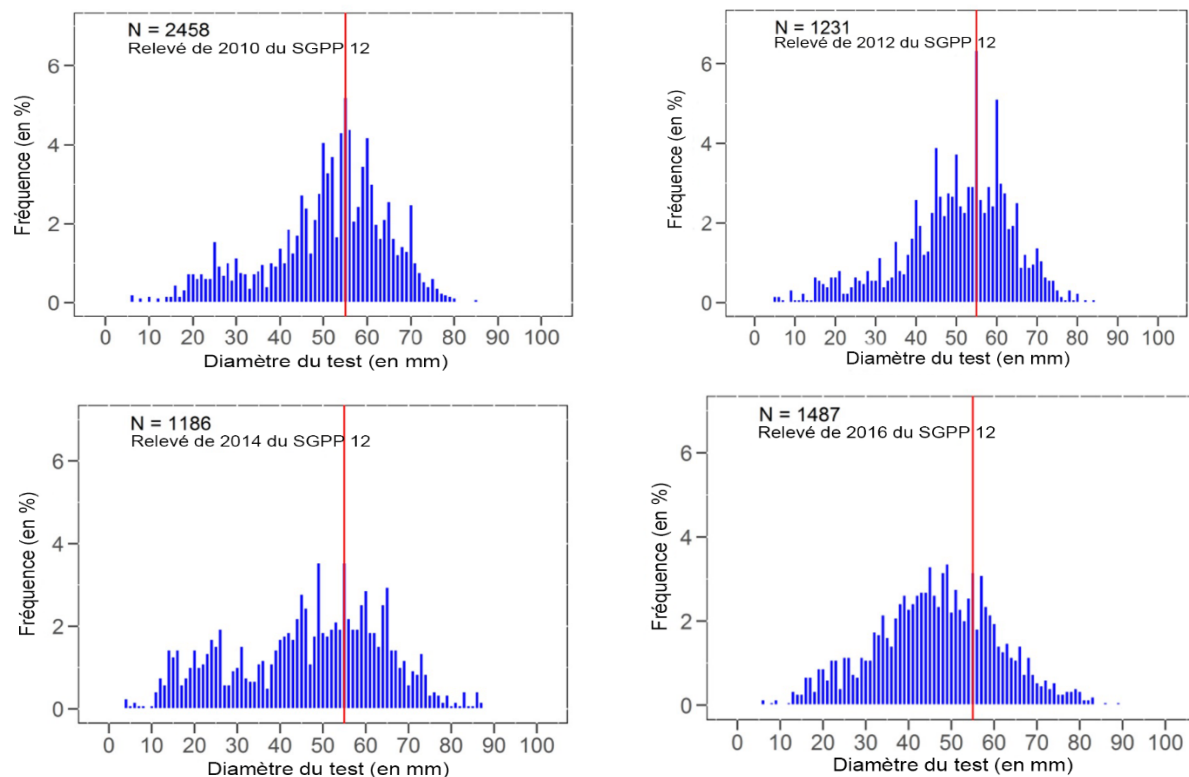


Figure 10. Répartition des fréquences de tailles du diamètre du test des oursins verts (en mm) mesurés au cours des relevés d'automne du SGPP 12 en 2010 (graphique supérieur gauche), 2012 (graphique supérieur droit), 2014 (graphique inférieur gauche) et 2016 (graphique inférieur droit). La ligne rouge indique la taille commerciale réglementaire minimale de 55 mm.

Région du Pacifique

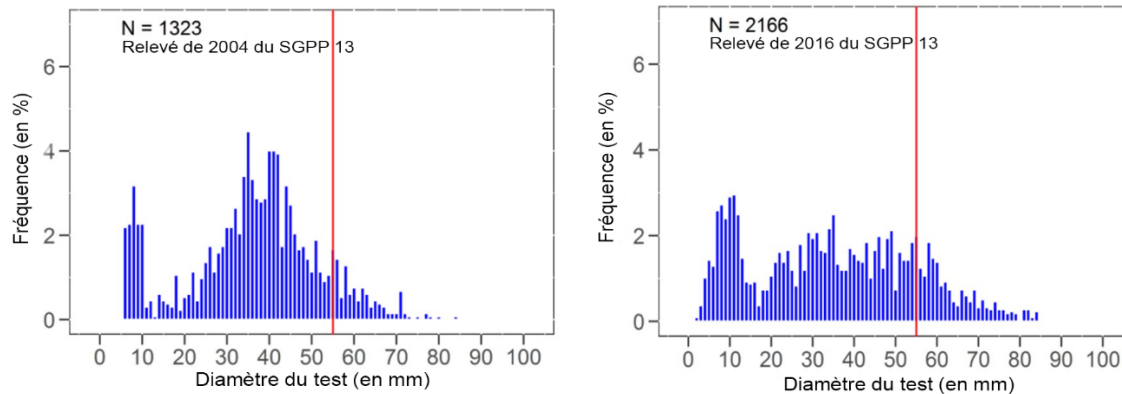


Figure 11. Répartition des fréquences de tailles du diamètre du test des oursins verts (en mm) mesurés au cours des relevés de mars 2004 (graphique de gauche) et de septembre 2016 (graphique de droite) dans le SGPP 13. La ligne rouge indique la taille commerciale réglementaire minimale de 55 mm.

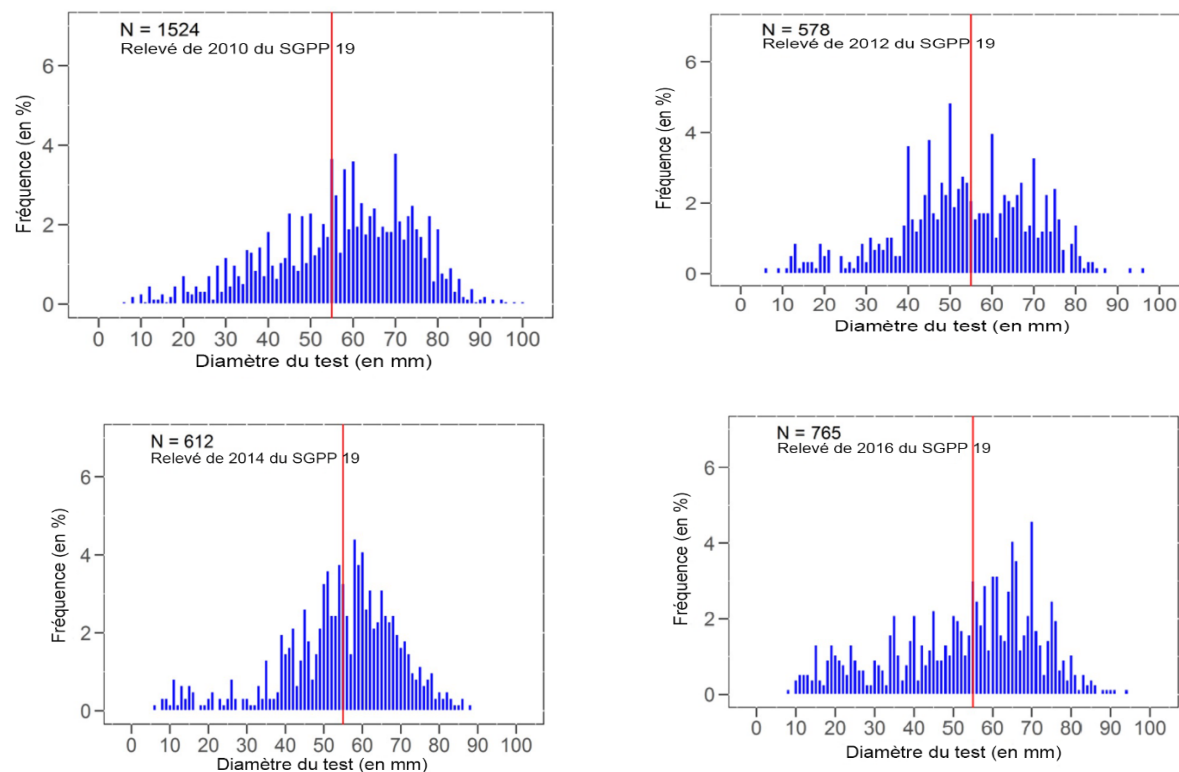


Figure 12. Répartition des fréquences de tailles du diamètre du test des oursins verts (en mm) mesurés au cours des relevés de mars dans le SGPP 19 en 2010 (graphique supérieur gauche), en 2012 (graphique supérieur droit), en 2014 (graphique inférieur gauche) et en 2016 (graphique inférieur droit). La ligne rouge indique la taille commerciale réglementaire minimale de 55 mm.

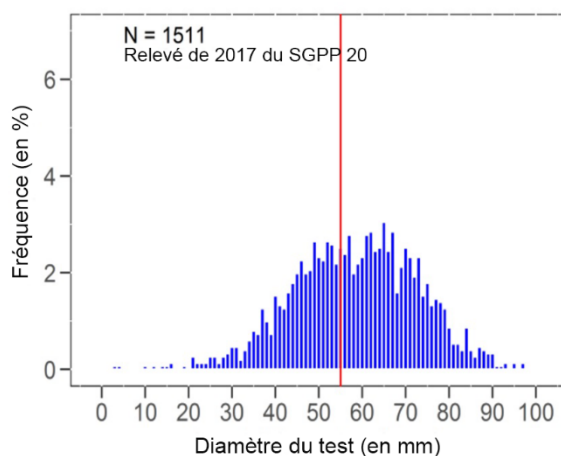


Figure 13. Répartition des fréquences de tailles du diamètre du test des oursins verts (en mm) mesurés au cours du relevé de septembre 2017 dans le SGPP 20. Les lignes rouges représentent la taille commerciale réglementaire minimale de 55 mm.

Options de prélèvement

La présente évaluation met à jour les données des séries chronologiques publiées précédemment et fournit de nouvelles options de prélèvement pour le modèle bayésien dynamique de biomasse de pêche à l'oursin vert de 2018-2019 et 2020-2021 utilisé pour évaluer les stocks d'oursins verts de Colombie-Britannique depuis 2003 (MPO 2016b). Ce modèle intègre des données indépendantes et dépendantes de la pêche aux analyses individuelles concernant le nord-est et le sud-est de l'île de Vancouver. Ainsi, on obtient les distributions de probabilité a posteriori du rendement maximal soutenu (RMS) de chaque région. L'attribution d'options de prélèvement à chaque SGPP d'une région se fait selon la proportion des débarquements historiques totaux de chaque SGPP pour les saisons de pêche 1995-1996 à 2016-2017 (tableau 1).

La présente évaluation prend en compte l'expansion récente de la pêche dans les SGPP historiques de pêche des deux régions (SGPP 11 dans le nord-est de l'île de Vancouver et SGPP 20 dans le sud-est de l'île de Vancouver). Les données des relevés indépendants de la pêche du SGPP 12 ainsi que les données sur les prises totales et la CPUE des SGPP 11, 12 et 13 ont été ajoutées au modèle du nord-est de l'île de Vancouver. De même, les données des relevés indépendants de la pêche du SGPP 19 ainsi que les données sur les prises totales et la CPUE des SGPP 18, 19 et 20 ont été ajoutées au modèle du sud-est de l'île de Vancouver. L'évaluation actuelle diffère des évaluations précédentes, car les données sur les prises totales et la CPUE des SGPP 11 et 20 ont été intégrées au modèle, tandis que les évaluations précédentes comprenaient les données sur les prises totales et la CPUE des SGPP 12 et 13 uniquement pour le nord-est de l'île de Vancouver et des SGPP 18 et 19 uniquement pour le sud-est de l'île de Vancouver. Voir les documents du MPO (2014) et de Waddell *et al.* (2010) pour obtenir des descriptions plus détaillées des intrants du modèle.

Les estimations du RMS médian (médiane de la distribution de probabilité estimative a posteriori du RMS) pour chaque région sont incertaines; il pourrait s'agir de tout rendement maximal soutenu représenté par les distributions de probabilité a posteriori à partir du modèle bayésien. Les options de prélèvement sont différentes réductions de l'estimation de la médiane

Région du Pacifique

de la distribution a posteriori du RMS, tout comme les probabilités que les options de rendement soient plus élevées que le RMS réel (tableau 1).

L'estimation médiane du RMS pour le nord-est de l'île de Vancouver était de 310 tonnes métriques (t) dans la mise à jour de l'état du stock actuel, tandis que les estimations médianes du RMS étaient de 298 t, 306 t et 302 t en 2010, 2013 et 2016, respectivement. L'estimation médiane du RMS pour le sud-est de l'île de Vancouver était de 95 t dans la mise à jour de l'état du stock actuel, tandis qu'en 2010, 2013 et 2016, les estimations médianes du RMS étaient de 78 t, 74 t et 76 t, respectivement (2016b). De la saison de pêche 1995-1996 à la saison de pêche 2016-2017, les SGPP 11 et 20 ont fait l'objet d'activités de pêche uniquement sept et neuf fois, respectivement, sur 22 saisons. Les taux de débarquement y étaient relativement faibles pendant les saisons de pêche actives, c'est pourquoi les options de prélèvement y sont relativement faibles.

De la saison de pêche 2006-2007 à la saison de pêche 2015-2016, les gestionnaires des pêches ont maintenu les quotas de pêche commerciale de l'oursin vert à 177,3 t dans le nord-est de l'île de Vancouver et à 25,5 t dans le sud-est de l'île de Vancouver. Les quotas ont augmenté dans le PGIP de 2016-2018 (MPO 2016a) dans les deux zones, car la pêche a repris dans les SGPP de pêche historique 11 et 20. Le quota de 2016-2018 pour le nord-est de l'île de Vancouver était de 209,5 t, tandis qu'il était de 36,4 t pour le sud-est de l'île de Vancouver. Si les mêmes quotas de pêche commerciale étaient utilisés dans le prochain PGIP, la probabilité que le quota dépasse le véritable RMS serait de 5,4 % pour le nord-est de l'île de Vancouver et de 1,1 % pour le sud-est de l'île de Vancouver.

Tableau 1. Options de prélèvement en tonnes métriques exprimées sous forme de pourcentages du rendement maximal soutenu (RMS) médian estimatif, pourcentage de probabilité que l'option soit supérieure ou égale au véritable RMS et allocation du taux de prise total à chaque région et aux zones ouvertes de gestion des pêches du Pacifique : A. Nord-est de l'île de Vancouver, SGPP 11, 12 et 13; B. Sud-est de l'île de Vancouver, SGPP 18, 19 et 20.

A. Nord-est de l'île de Vancouver

Pourcentage du RMS médian	Options de prélèvement (en tonnes)				% de probabilité que les options de prélèvement ≥ RMS réel
	SGPP 11, 12 et 13	SGPP 11	SGPP 12	SGPP 13	
100	310,2	1,5	191	117,7	50,0
90	279,2	1,4	171,9	105,9	33,1
80	248,2	1,2	152,8	94,1	17,8
70	217,1	1,1	133,7	82,4	6,9
60	186,1	0,9	114,6	70,6	2,2
50	155,1	0,8	95,5	58,8	0,6
40	124,1	0,6	76,4	47,1	0,2
30	93,1	0,5	57,3	35,3	< 0,001
20	62,0	0,3	38,2	23,5	< 0,001
10	31	0,2	19,1	11,8	<< 0,001

Région du Pacifique

B. Sud-est de l'île de Vancouver

Pourcentage du RMS médian	Options de prélèvement (en tonnes)				% de probabilité que les options de prélèvement $\geq$ RMS réel
	SGPP 18, 19 et 20	SGPP 18	SGPP 19	SGPP 20	
100	95,0	30,0	58,4	6,6	50,0
90	85,5	27	52,6	5,9	35,5
80	76,0	24,0	46,7	5,3	23,1
70	66,5	21	40,9	4,6	13,8
60	57	18	35,0	3,9	7,7
50	47,5	15,0	29,2	3,3	3,9
40	38,0	12,0	23,4	2,6	1,4
30	28,5	9	17,5	2	0,3
20	19,0	6	11,7	1,3	< 0,001
10	9,5	3	5,8	0,7	<< 0,001

Sources d'incertitude

Il existe des incertitudes liées aux données et aux hypothèses nécessaires pour élaborer le modèle utilisé dans le cadre de cette évaluation. L'estimation du RMS est fondée sur un modèle de productivité qui comporte des incertitudes inhérentes. Le modèle de production réunit la croissance, le recrutement et la mortalité dans une fonction de production et ne tient pas compte des interactions et des effets temporels de ces processus. Ce modèle représente une estimation de la dynamique des populations simplifiée comparativement aux modèles de gestion des pêches plus complexes, comme les modèles structurés selon l'âge. Par exemple, le modèle suppose que la production excédentaire (hausse totale de la biomasse du stock) pour une année donnée est liée à la biomasse de l'année précédente, sans tenir compte du temps nécessaire à la croissance des larves ou des juvéniles avant qu'ils contribuent à la biomasse exploitable, et suppose également une population fermée. Diverses options de prélèvement sont fournies avec le niveau de probabilité connexe indiquant si l'adoption d'une option de prélèvement serait plus élevée que le RMS réel. Les gestionnaires des pêches peuvent donc choisir le niveau de risque dans le cadre de la gestion de la pêche.

Des incertitudes entourent également la relation allométrique utilisée dans ces analyses. La relation allométrique part du principe que la situation est stationnaire. Cependant, cette hypothèse n'a pas été mise à l'épreuve. Il a été présumé que les poids moyens après 2011 pouvaient être représentés par la moyenne commune des poids avant 2011. Les tendances de taille au fil du temps et les différences d'un emplacement à un autre n'ont pas été examinées. Les travaux futurs devraient examiner les hypothèses de stationnarité des répartitions de tailles au fil du temps et en fonction des emplacements.

Une autre source d'incertitude concerne la façon dont les options de prélèvement sont attribuées entre les SGPP dans chaque région. L'allocation entre les SGPP (au sein d'une région) est fondée sur la proportion de la contribution de chaque SGPP aux débarquements de 1995-1996 à 2016-2017. Cette méthode comporte un risque de surexploitation ou de sous-exploitation si la répartition et l'abondance de l'oursin vert changent au fil du temps dans ces zones.

Approche de précaution

Les éléments minimaux de la stratégie de pêche de l'AP du MPO comprennent l'établissement de trois zones de stock délimitées par un point de référence limite (PRL) et un point de référence supérieur du stock (PRS) (MPO 2009). Bien qu'une approche de précaution ait été utilisée, les points de référence utilisés depuis 2003 ne permettaient pas l'estimation de l'état du stock par rapport aux zones de stock (saine, prudente ou critique). Par conséquent, ils ont été considérés comme non conformes à l'AP du MPO. Cette évaluation fournit des points de référence candidats conformes à l'AP du MPO.

Les points de référence limites et les points de référence cibles mentionnés dans les évaluations précédentes du stock d'oursins verts avaient été établis en 2003 (Perry *et al.* 2003), avant la mise en œuvre du [Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#) (approche de précaution du MPO) (MPO 2009). Lors des évaluations du stock d'oursins verts précédentes, le point de référence limite (PRL) était le RMS médian de la distribution a posteriori, défini comme le niveau que la pêche ne devrait pas dépasser. Les évaluations précédentes du stock recommandaient que les quotas soient établis de manière à ce qu'ils soient suffisamment inférieurs au RMS médian, afin de veiller à ce que la probabilité que la pêche soit plus importante que le véritable RMS soit faible.

La politique d'approche de précaution du MPO (MPO 2009) propose, entre autres, d'utiliser la mesure B_{msy} (la biomasse à laquelle le rendement maximal soutenu est atteint) ou une approximation comme base de délimitation des zones d'état du stock. Dans le cas de l'oursin vert, il existe très peu de données à partir desquelles estimer B_{msy} . La présente évaluation propose une approche empirique visant à établir des points de référence provisoires fondés sur des estimations historiques de la densité de population d'oursins de taille réglementaire. Les méthodes d'estimation du poids ont changé au fil du temps. De ce fait, les densités de biomasse ne sont pas directement comparables tout au long de la série chronologique (voir la section ci-dessus relative aux données indépendantes de la pêche). De ce fait, on préfère l'utilisation de la densité de population (oursins/m²) à l'utilisation de la densité de la biomasse (g/m²) pour établir les points de référence.

L'estimation de densité la plus basse de la série chronologique sur 21 ans des relevés dans le SGPP 12 était de 0,9 oursin/m² en 1997. Le stock du nord-est de l'île de Vancouver a par la suite augmenté sans intervention corrective des gestionnaires des pêches (figure 6). De même, l'estimation de densité la plus basse de la série chronologique sur 8 ans des relevés dans le SGPP 19 était de 0,9 oursin/m² en 2009. Le stock du sud-est de l'île de Vancouver a par la suite également augmenté sans intervention corrective des gestionnaires des pêches (figure 8). Dans le cas des séries chronologiques des relevés des SGPP 12 et 19 (figure 6, figure 8), D_{min} est la densité moyenne minimale observée des oursins verts de taille réglementaire (oursins/m²).

D_{min} du SGPP 12 = 0,9 oursin/m² (écart-type de 0,2) (en 1997) (figure 6)

D_{min} du SGPP 19 = 0,9 oursin/m² (écart-type de 0,3) (en 2009) (figure 8)

Étant donné que les deux stocks ont montré qu'il était possible d'enregistrer une augmentation à partir d'une densité d'oursins de taille réglementaire de 0,9 par mètre carré sans réduire la pêche, cette densité est considérée comme un point de référence supérieur du stock convenable pour les deux stocks.

D'après les données probantes ci-dessous, le PRL pourrait être fixé arbitrairement à $0,5 \cdot D_{min}$, soit l'équivalent de $0,5 \cdot PRS$.

Région du Pacifique

Par conséquent :

$$\text{PRS} = 0,9 \text{ oursin/m}^2$$

$$\text{PRL} = 0,5 \times \text{PRS} = 0,45 \text{ oursin/m}^2$$

Cela prouve que les stocks d'oursins verts peuvent subsister, même lorsque les densités diminuent à des valeurs bien plus basses que le PRL proposé. Les loutres de mer sont des prédateurs connus de nombreuses espèces de mollusques, y compris l'oursin. À Surge Bay, dans le sud-est de l'Alaska, où les loutres de mer ont été introduites au début des années 1970, la densité moyenne d'oursins de mer était de 0,08 oursin/m² en 1978 et de 0,16 oursin/m² en 1988 (Estes et Duggins 1995). Ces estimations de densité concernent toutes les catégories de tailles confondues. La densité moyenne des spécimens de taille réglementaire aurait donc été plus faible que ces valeurs. Les populations d'oursins verts à Surge Bay ont subsisté à ces taux très bas entre 1978 et 1988, et les points de référence candidats sont bien plus élevés que ces densités mesurées.

L'estimation de la densité moyenne des oursins de taille réglementaire en 2016 était de 8,1 oursins/m² dans le SGPP 12 et de 2,5 oursins/m² dans le SGPP 19. Les stocks d'oursins verts se situent donc dans la zone saine dans les deux cas. Un examen du modèle d'évaluation devrait être fait si les estimations de la densité moyenne des oursins de taille réglementaire estimée dans le SGPP 12 ou 19 passent sous le PRS pendant deux relevés triennaux consécutifs ou sous le PRL au cours d'une année de relevé, quelle qu'elle soit.

Conclusions et avis

Les oursins verts représentent toujours une petite mais importante pêche en plongée en Colombie-Britannique. La pêche a souffert de la faible demande du marché de 2004 à 2012, mais les débarquements ont augmenté depuis. Lors de la saison de pêche de 2016-2017, le TAC a été entièrement atteint, ce qui traduit une amélioration ou un rétablissement de la demande. Simultanément à la hausse de la demande du marché, les densités les plus récentes de l'oursin vert, observées en 2016 lors des relevés des SGPP 12 et 19, étaient parmi les plus élevées observées depuis le début des séries chronologiques (1995-2016 pour le SGPP 12; 2008-2016 pour le SGPP 19).

1. D'après les résultats de densité moyenne des spécimens de taille réglementaire dans les SGPP 12 et 19, il conviendrait d'adopter les mesures suivantes :
 - a. $\text{PRS} = 0,9 \text{ oursin vert de taille réglementaire/m}^2$
 - b. $\text{PRL} = 0,45 \text{ oursin vert de taille réglementaire/m}^2$pour les régions du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver. Un examen du modèle d'évaluation devrait être fait si les estimations de la densité moyenne des oursins de taille réglementaire estimée dans le SGPP 12 ou 19 passent sous le PRS pendant deux relevés triennaux consécutifs ou sous le PRL au cours d'une année de relevé, quelle qu'elle soit.
2. En 2016, la densité moyenne des oursins de taille réglementaire était de 8,1 oursins/m² dans le SPGG 12 et de 2,5 oursins/m² dans le SGPP 19, ce qui indique que les stocks d'oursins verts se trouvent dans la zone saine dans les deux cas.
3. Les options de prélèvement calculées à l'aide d'un modèle bayésien dynamique de biomasse sont fournies dans le tableau 1 pour le nord-est de l'île de Vancouver (SGPP 11, 12 et 13) et le sud-est de l'île de Vancouver (SGPP 18, 19 et 20). Les risques liés aux

Région du Pacifique

options de prélèvement sont définis dans le tableau 1 comme la probabilité que l'option de prélèvement soit supérieure ou égale au RMS réel.

4. Il faudrait continuer à effectuer régulièrement des relevés indépendants de la pêche dans les SGPP 12 et 19 afin d'obtenir une série chronologique indépendante de la pêche des estimations de densité, afin de surveiller les tendances des populations d'oursins verts.

Collaborateurs

Nom	Organisme d'appartenance
Dominique Bureau	Secteur des sciences du MPO, région du Pacifique
Mike Featherstone	Pacific Urchin Harvesters Association
Wayne Hajas	Secteur des sciences du MPO, région du Pacifique
Geoff Krause	Pacific Urchin Harvesters Association
Dan Leus*	Secteur des sciences du MPO, région du Pacifique
Janet Lohead	Secteur des sciences du MPO, région du Pacifique
Lesley MacDougall	Secrétariat canadien de consultation scientifique, région du Pacifique
Brenda Waddell	Secteur des sciences du MPO, région du Pacifique
Erin Wylie	Gestion des pêches du MPO, Région du Pacifique
Lynne Yamanaka	Secteur des sciences du MPO, région du Pacifique
Zane Zhang	Secteur des sciences du MPO, région du Pacifique

Approuvé par

Carmel Lowe
Directeur régional
Direction des sciences, Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada

17 octobre 2018

Sources de renseignements

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences of April 2018 on Mise à jour sur l'état du stock et options de prélèvement pour la pêche aux oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2018-2021.

Cochran, W.G. 1977. Sampling techniques. Chapman & Hall, New York, New York.

MPO. 2006. Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.

MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#) (consulté le 15 octobre 2018).

- MPO. 2014. Mise à jour sur l'état du stock et options en matière de quotas pour la pêche aux oursins verts, *Strongylocentrotus droebachiensis*, en Colombie-Britannique, 2013-2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/052.
- MPO. 2016a. Pacific Region integrated fisheries management plan, green sea urchin, September 1, 2016 to August 31, 2018. Cat no: 365680.
- MPO. 2016b. Mise à jour sur l'état du stock et options de récolte pour la pêche aux oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2016-2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/031.
- Estes, J.A., Duggins, D.O. 1995. Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecological paradigm. Ecol. Monogr. 65(1): 75-100.
- Gelman, A., Carlin, J.B., Stern, H.S., Rubin, D.B. 2004. Bayesian data analysis (Vol. 2). Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, Florida, United States.
- Lochead, J., Hajas, W., Leus, D. 2015. Calculation of mean abundance in the Red Urchin Analysis Program and Green Urchin Analysis Program. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3065: vi + 41 p.
- Munk, J.E. 1992. Reproduction and growth of green urchins *Strongylocentrotus droebachiensis* (Müller) near Kodiak, Alaska. J. Shellfish Res. 11: 245-254.
- Perry, R.I., Waddell, B.J. 1998. Stock assessment and quota recommendations for 1996/97 for the green sea urchin fishery in British Columbia. In Invertebrate working papers reviewed by the Pacific Stock Assessment Review Committee (PSARC) in 1996. Éditeurs : G.E. Gillespie et L.C. Walthers. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2221: 261-308.
- Perry, R.I., Zhang, Z., Harbo, R. 2002. Development of the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fishery in British Columbia, Canada – back from the brink using a precautionary framework. Fish. Res. 55: 253-266.
- Perry, R.I., Zhang, Z., Waddell, B.J. 2003. Assessment of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) stocks in British Columbia, 2003. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/082. 55 p.
- Perry, R.I., Zhang, Z., Waddell, B. 2006. Évaluation du stock et options de quotas pour la pêche à l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2006-2009. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2005/064.
- Russell, M.P., Meredith, R.W. 2000. Natural growth lines in echinoid ossicles are not reliable indicators of age: a test using *Strongylocentrotus droebachiensis*. Invertebr. Biol. 119: 410-420.
- Strathman, R. 1978. Length of pelagic period in echinoderms with feeding larvae from the Northeast Pacific. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 34: 23-27.
- Waddell, B. 2017. Survey results of Green Sea Urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Haro Strait, British Columbia, March 2008, March and August 2009, and March 2010. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3208. viii + 69 p.
- Waddell, B.J., Perry, R.I., Scharf, G., Ross, G. 1997. Surveys on green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 1995 and March 1996. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2143.

- Waddell, B.J., Crossley, C.M., Tzotzos, D.P., Perry, R.I., Kensall, D. 2002. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, November 1996 and February 1997. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2419.
- Waddell, B.J., Perry, R.I. 2005. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, November 1998, 1999, 2000, 2001, and October 2002. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2591.
- Waddell, B.J., Perry, R.I. 2006. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 2003 and November 2004. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2633.
- Waddell, B.J., Perry, R.I. 2007. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 2006. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2742.
- Waddell, B.J., Perry, R.I. 2012. Survey results of green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) populations in Queen Charlotte Strait, British Columbia, October 2008 and November 2010. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3000.
- Waddell, B., Zhang, Z., Perry, R.I. 2010. Stock assessment and quota options for the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, fishery in British Columbia, 2010-2013. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/027. vi + 36 p.
- Zhang, Z., Perry, R.I. 2005. Use of state-space modeling with a Bayesian approach to estimate target reference points for green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) stocks in the Queen Charlotte Strait regions, British Columbia, Canada. Fish. Res. 74: 253-264.

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : (250) 756-7208

Courriel: csap@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet: www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO 2018. Mise à jour sur l'état du stock d'oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique et options de prélèvement pour la pêche de 2018 à 2021. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/054.

Also available in English:

DFO. 2018. *Stock Status Update for Green Sea Urchin (Strongylocentrotus droebachiensis) in British Columbia and Harvest Options for the Fishery in 2018 to 2021.* DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2018/054.