



ÉVALUATION DU STOCK ET OPTIONS DE QUOTA POUR LA PÊCHE DE L'OURSIN VERT (*STRONGYLOCENTROTUS DROEBACHIENSIS*) EN COLOMBIE-BRITANNIQUE, 2021-2024

Contexte

Le stock d'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) de la Colombie-Britannique est évalué tous les trois ans à l'aide du modèle d'évaluation élaboré dans le document de Perry *et al.* (2003). La dernière évaluation a été menée en 2018 (MPO 2018a) et a orienté l'élaboration du Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) ciblant l'oursin vert dans la région du Pacifique pour 2018-2021 (MPO 2018b). La présente évaluation fournit un avis à jour, fondé sur l'ajout de nouvelles données, et vise à orienter l'élaboration du prochain PGIP en 2021.

La Gestion des pêches de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé qu'un avis sur la pêche de l'oursin vert en Colombie-Britannique soit formulé d'ici le printemps 2021. Voici ce qui devra être effectué dans le cadre de cet avis :

1. Évaluer l'état du stock d'oursin vert dans le nord-est (secteurs de gestion des pêches du Pacifique [SGPP] 11, 12 et 13) et le sud-est de l'île de Vancouver (SGPP 18, 19 et 20) à l'aide de points de référence provisoires et d'estimations de la densité dérivées des relevés biologiques effectués dans chaque secteur de gestion.
2. Fournir les plages des options de quota durables pour les régions de pêche commerciale (SGPP 11, 12, 13, 18, 19 et 20).
3. Analyser les données provenant des relevés menés sur un site repère (SGPP 12 et 19) et présenter les tendances récentes dans les populations locales ainsi que la structure des populations d'oursin vert.
4. Examiner et déterminer les incertitudes liées aux données et aux méthodes.
5. Formuler des recommandations de recherche supplémentaire ou de programmes d'évaluation du stock.

La présente évaluation met à jour les données des séries chronologiques publiées précédemment et fournit de nouvelles options de quota pour la pêche de l'oursin vert lors des saisons 2021-2022 et 2023-2024. Les méthodes employées sont demeurées les mêmes et s'appuient sur un modèle dynamique de la biomasse de type bayésien utilisé pour évaluer le stock d'oursin vert en Colombie-Britannique depuis 2003 (Perry *et al.* 2003, Zhang et Perry 2005, Perry *et al.* 2006, Waddell *et al.* 2010, MPO 2014, MPO 2016, MPO 2018a). La présente évaluation constitue une mise à jour des résultats du modèle découlant des données issues des relevés par plongée (indépendantes de la pêche) et des prises commerciales (dépendantes de la pêche) les plus récentes. Des points de référence provisoires conformes au cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution (approche de précaution du MPO; MPO 2009) ont été établis (MPO 2018a), puis mis en œuvre dans le cadre de la pêche de l'oursin vert (MPO 2018b). Ces points de référence permettent d'estimer l'état du stock

d'oursin vert dans les régions du nord-est de l'île de Vancouver (SGPP 11, 12 et 13) et du sud-est de l'île de Vancouver (SGPP 18, 19 et 20), soit les deux régions où se trouvent les sites repères à long terme (SGPP 12 et 19).

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des sciences régional du 30 juin 2021 sur l'évaluation des stock et options de quota pour la pêche de l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2021-2024.

Renseignements de base

L'oursin vert (figure 1) est un invertébré marin benthique qui possède une aire de répartition très étendue et qui est présent dans les eaux circumpolaires tempérées et froides des océans Atlantique et Pacifique (Scheibling *et al.* 2020). Dans la région du Pacifique, il est présent depuis le nord de l'État de Washington jusqu'aux îles Aléoutiennes (Alaska) vers le nord, jusqu'à la région du Kamtchatka (Russie) et l'île d'Hokkaido (Japon) vers le sud, et jusqu'à la péninsule coréenne, vers l'ouest. L'oursin vert est présent depuis la zone intertidale jusqu'à des profondeurs de plus de 140 m (Scheibling *et al.* 2020). Les substrats composés de roches, de gravier et de coquilles constituent son habitat de prédilection. Il se nourrit principalement de varech et d'autres algues marines (Scheibling *et al.* 2020), et il représente une source de nourriture importante pour les étoiles de mer, les crabes, les gros poissons et les loutres de mer (*Enhydra lutris*) (Scheibling *et al.* 2020; Estes et Duggins 1995).



Figure 1. Oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) se camouflant sous un test d'oursin vide. Photo gracieusement offerte par Pauline Ridings.

Chez l'oursin vert, les sexes sont séparés et les reproducteurs expulsent leurs gamètes dans la colonne d'eau. La fraie est saisonnière et varie en fonction de l'emplacement; en Colombie-Britannique, elle se déroule en février et en mars (Strathmann 1978). La durée de la période larvaire varie de 7 à 22 semaines (Strathmann 1978). Dans le sud de la Colombie-Britannique, les oursins verts atteignent la maturité sexuelle lorsque le diamètre de leur test (DT) est d'environ 25 mm (Waddell *et al.* 2002) et la taille minimale réglementaire correspond à un DT de 55 mm. En Alaska, ces diamètres 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 (Foreman et Lindstrom 1974; scheibling *et al.* 2020).

Les oursins verts sont visés par les pêches commerciale, récréative et traditionnelle à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR). Les prises issues des pêches récréatives et à des fins ASR sont inconnues, mais on croit qu'elles sont minimales. La pêche commerciale est réalisée à

la main par des plongeurs utilisant un appareil respiratoire autonome de plongée, qui se rendent à divers sites dans de petits bateaux. Les plongeurs recueillent les oursins au moment et à l'endroit où la qualité des œufs est optimale. La gestion de la pêche commerciale prévoit une taille réglementaire minimale de 55 mm, des limites de permis, des ouvertures limitées par zone, des quotas par zone et des quotas individuels. Des renseignements détaillés sur la gestion de la pêche sont fournis dans le PGIP (MPO 2018b).

En Colombie-Britannique, on pratique la pêche commerciale de l'oursin vert dans deux régions côtières : le nord-est de l'île de Vancouver, qui comprend les SGPP 11, 12 et 13, et le sud-est de l'île de Vancouver, qui comprend les SGPP 18, 19 et 20 (figure 2). Les deux régions sont évaluées séparément. La plupart des 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. Ils ont été inclus dans l'évaluation de 2018 (MPO 2018a). Depuis le dernier rapport sur l'état du stock, les relevés indépendants de la pêche se sont limités aux SGPP 12 et 19, et sont maintenant effectués selon une période de rotation de trois ans. La première année de cette nouvelle rotation était 2018 et 2020 pour les SGPP 12 et 19, respectivement; ces relevés ne sont pas réalisés la même année. Les tendances biologiques de la population et sa structure seront présentées uniquement pour les secteurs 12 et 19.

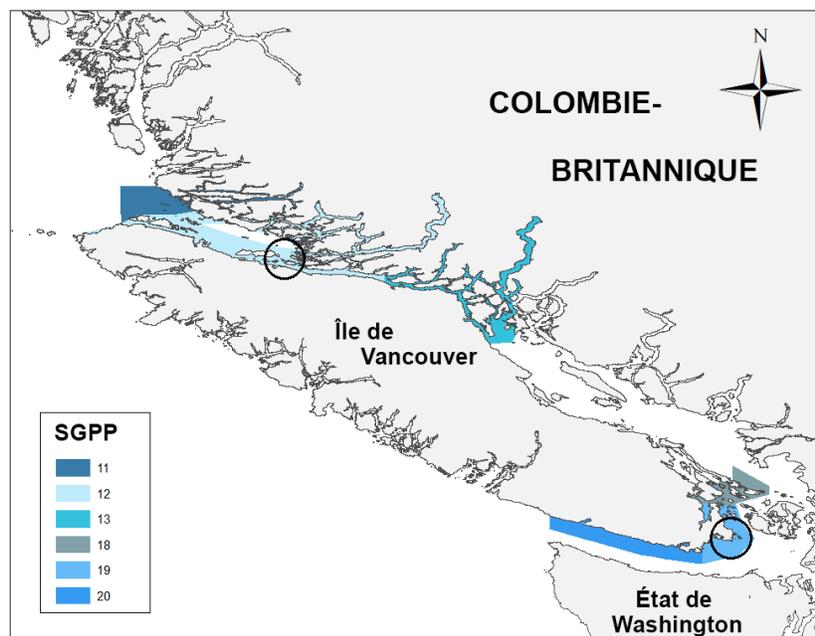


Figure 2. Carte du sud de la Colombie-Britannique montrant les six secteurs de gestion des pêches (SGPP 11, 12, 13, 18, 19 et 20) où la pêche de l'oursin vert est autorisée. Les cercles noirs indiquent les emplacements des relevés récents.

Évaluation du stock : sources de données et utilisations des données

Deux sources de données ont été utilisées dans le cadre de la présente évaluation : 1) les données dépendantes de la pêche (c.-à-d. les données de la pêche commerciale); 2) les données indépendantes de la pêche (c.-à-d. les données des relevés biologiques normalisés par plongée). Les données sur les captures par unité d'effort (CPUE; kg d'oursins récoltés par heure de plongée), les prises totales et la biomasse indépendante de la pêche (kg/m²) ont servi à modéliser les options de quota. La relation entre les CPUE (registres) et la biomasse dérivée des relevés (registres) est approximativement linéaire, ce qui prouve que les CPUE peuvent être utilisées comme indice de la biomasse (Zhang et Perry 2005). Les données relatives à la densité, à la biomasse et à la distribution des tailles recueillies lors des relevés indépendants de la pêche ont été utilisées pour évaluer les tendances des populations d'oursin vert dans les SGPP 12 et 19. On a également utilisé les données sur la densité indépendantes de la pêche pour évaluer l'état du stock dans les secteurs de gestion du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver. Dans la présente évaluation, on a présenté les données provenant de ces deux sources, on les a mis à jour et on a discuté de celles-ci.

Données dépendantes de la pêche

Les données sur les prises et l'effort de pêche sont tirées des registres de captures et de validation et, avant 1995, des bordereaux de vente. Les données des premières années de la pêche (1987 à 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 sur les CPUE, le modèle bayésien utilisé pour produire des options de quota pour cette pêche intègre des incertitudes plus importantes liées aux données sur les prises et l'effort pendant les années où la pêche était en croissance, ainsi que la variabilité aléatoire des CPUE. On a choisi les valeurs médianes des CPUE et les erreurs types connexes pour représenter les tendances des CPUE, car elles sont moins sensibles aux valeurs aberrantes des données sur l'effort que les moyennes (Perry et Waddell 1998).

Perry et ses collaborateurs (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 2018a). 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 a été presque entièrement atteint au cours des saisons 2017-2018 et 2018-2019 (figure 5). Malgré une légère diminution de la médiane des CPUE depuis la saison 2012-2013, dans l'ensemble, la médiane des CPUE des dernières années est élevée par rapport au début de la pêche. Les tendances des médianes des CPUE entre les deux régions de pêche sont restées semblables depuis 2017 (figure 4).

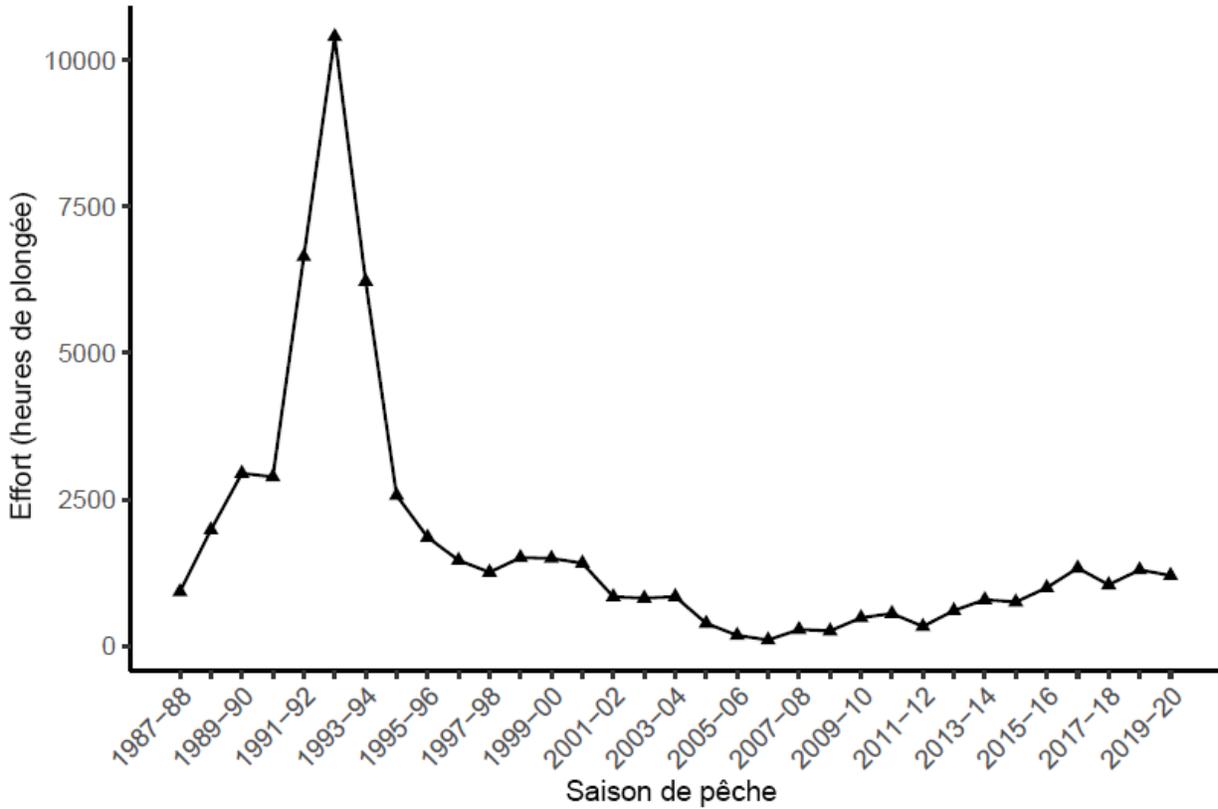


Figure 3. Effort total (heures de plongée) pour la pêche de l'oursin vert dans les SGPP 11, 12, 13, 18, 19 et 20, combiné par saison de pêche commerciale depuis 1987-1988 jusqu'à 2019-2020.

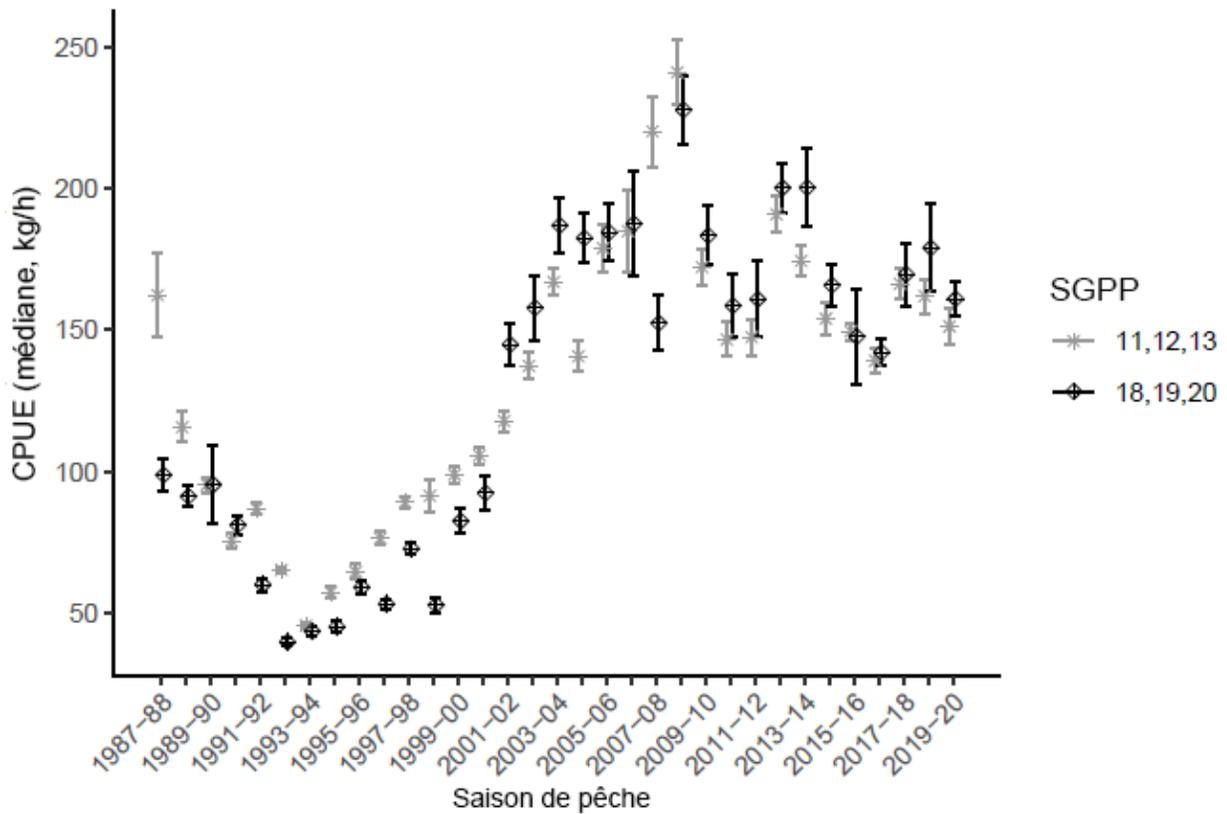


Figure 4. Médiane des captures par unité d'effort (CPUE; kg/h) \pm un écart-type pour les SGPP 11, 12 et 13 (étoiles grises) et 18, 19 et 20 (losanges noirs) pour les saisons de pêche commerciale 1987-1988 à 2019-2020. Dans certains cas, les écarts-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs. Il est à noter que les points sont décalés pour améliorer la lisibilité.

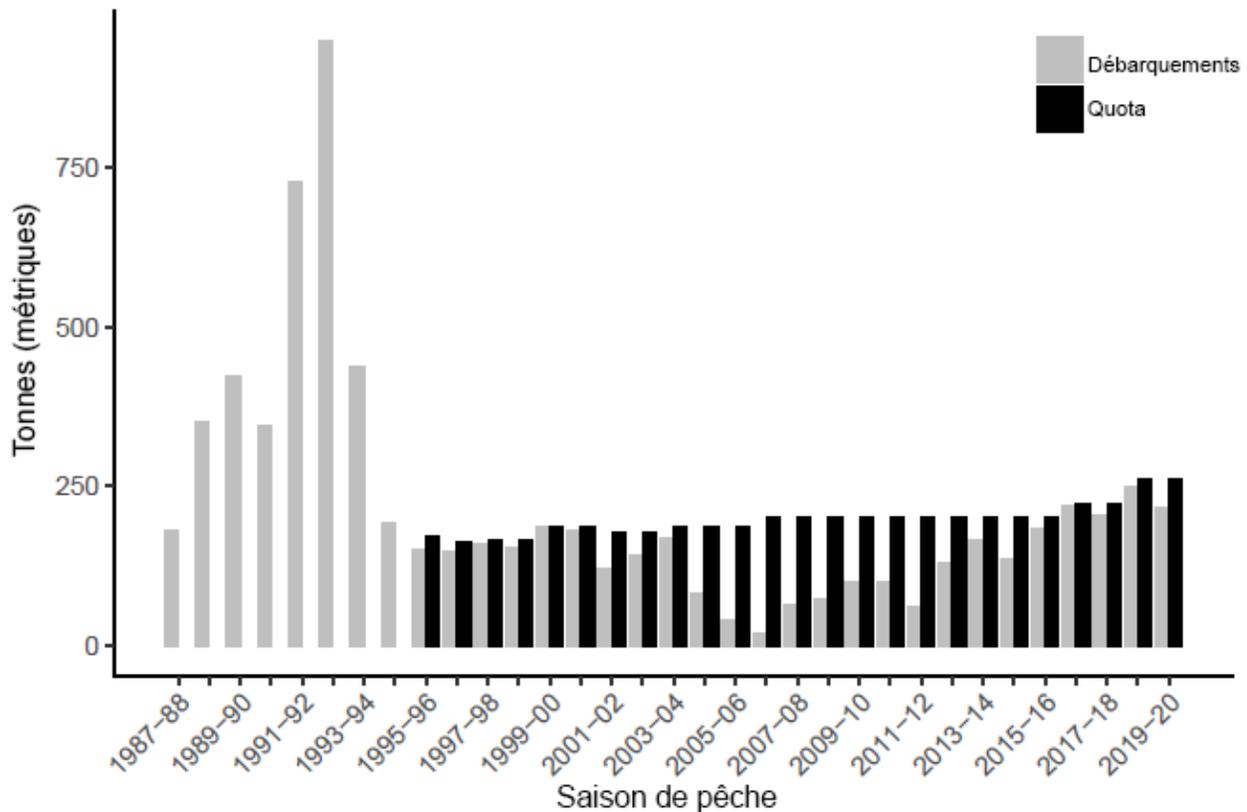


Figure 5. Débarquements totaux d'oursins verts (données des bordereaux de vente jusqu'en 1994, puis des registres de captures et de validation) et quotas (total autorisé des captures [TAC] depuis l'entrée en vigueur des quotas individuels et de la vérification à quai en 1995), en tonnes métriques (t), pour les saisons de pêche commerciale 1987-1988 à 2019-2020 dans les SGPP 11, 12, 13, 18, 19 et 20.

Données indépendantes de la pêche

Des relevés par 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 Harvesters Association (PUHA) et les Nations membres d'A-Tlegay. L'objectif principal de ces relevés est de surveiller les populations d'oursin vert dans les zones côtières de la Colombie-Britannique qui sont ouvertes à la pêche commerciale. Voir les descriptions détaillées du protocole de relevé dans les documents du MPO (2014) et de Waddell *et al.* (2010).

La plus longue série chronologique de relevés est 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, Waddell *et al.* 2002; Waddell et Perry 2005, Waddell et Perry 2006, Waddell et Perry 2007, Waddell et Perry 2012) (figure 2). La zone de relevé dans le détroit de Haro, dans le SGPP 19 au sud-est de l'île de Vancouver, fait l'objet de relevés depuis 2008 (Waddell 2017) (figure 2). Depuis la dernière mise à jour de l'état du stock (MPO 2018a), des relevés indépendants de la pêche ont été menés dans le SGPP 12 (septembre 2018) et le SGPP 19 (février 2020).

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

Les densités moyennes et leurs intervalles de confiance ont été estimés à partir des données tirées des relevés réalisés 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 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 réalisés 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 des paramètres ont été estimées séparément pour chaque relevé à l'aide des données provenant des échantillons biologiques prélevés cette année-là (Waddell et Perry 2005, 2006, 2007, 2012).

L'échantillonnage biologique a été interrompu en 2011. Toutes les données disponibles sur la longueur et le poids ont été regroupées pour que l'on puisse estimer les paramètres allométriques des relevés pour lesquels aucune donnée sur la longueur et le poids n'a été recueillie. La taille de l'échantillon des données regroupées atteignait 3 706 individus provenant d'une combinaison de 69 combinaisons de relevés, de sites repères et d'années 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) :

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

ou

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

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 diamètre du test 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 des autres quadrats. À la lumière de cette analyse, pour chaque transect, on a pu estimer la biomasse et la population pour les oursins de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire.

Selon la description donnée dans le document de Lochead *et al.* (2015), on a appliqué l'estimateur du rapport (Cochran 1977) aux estimations de l'abondance de chaque transect pour générer des estimations de la densité moyenne de la population ou de la biomasse, et on a utilisé la méthode bootstrap (Efron et Tibshirani 1993) pour obtenir les limites de confiance des estimations de la densité moyenne.

Tendances des populations et structure des populations : SGPP 12 et 19

Le SGPP 12 a fait l'objet d'un relevé annuel ou bisannuel de 1995 à 2018 et, depuis 2018, un relevé a lieu tous les trois ans. Depuis les trois premiers relevés effectués en 1995, 1996 et 1997, la biomasse et les densités des oursins de taille réglementaire et inférieure à la taille réglementaire dans le SGPP 12 ont augmenté d'un facteur de trois environ jusqu'en 2008. Depuis 2008, elles sont restées relativement stables (figure 6). La densité des oursins de taille réglementaire a varié de $0,9 \pm 0,2$ (moyenne \pm écart-type [ET]) à $1,4 \pm 0,3$ (moyenne \pm

ET) oursin/m² de 1995 à 1997, puis a augmenté entre 3,5 ± 0,5 (moyenne ± ET) et 4,0 ± 0,7 (moyenne ± ET) oursins/m² de 2012 à 2018. Depuis 2008, les densités des oursins de taille réglementaire sont supérieures à 3,2 oursins/m². La densité de la population de taille inférieure à la taille réglementaire a varié de 1,1 ± 0,3 (moyenne ± ET) à 2,1 ± 0,5 (moyenne ± ET) oursins/m² de 1995 à 1997, puis a augmenté de 2012 à 2018, variant de 6,0 ± 1,1 (moyenne ± ET) à 8,1 ± 1,3 (moyenne ± ET) oursins/m². En général, les densités d'oursins de taille inférieure à la taille réglementaire ont varié davantage que les densités des oursins de taille réglementaire depuis 2008. La biomasse des oursins de taille réglementaire a varié de 93,6 ± 18,1 (moyenne ± ET) à 116,8 ± 35,7 (moyenne ± ET) g/m² de 1995 à 1997, et a augmenté pour atteindre une plage de 320,6 ± 64,8 (moyenne ± ET) à 482,0 ± 144,1 (moyenne ± ET) g/m² de 2012 à 2018. La biomasse des oursins de taille inférieure à la taille réglementaire a varié de 43,3 ± 11,1 (moyenne ± ET) à 70,1 ± 19,0 (moyenne ± ET) g/m² de 1995 à 1997 et a augmenté pour atteindre une plage de 226,1 ± 43,6 (moyenne ± ET) à 216,0 ± 50,2 (moyenne ± ET) g/m² de 2016 à 2018. La moyenne estimée du diamètre du test était relativement stable à environ 50 mm de 2006 à 2012, a légèrement diminué à 47 mm en 2014 et 2016, mais a augmenté à nouveau en 2018 avec une moyenne de 56,8 ± 0,66 (moyenne ± ET) mm (figure 6).

Les transects du SGPP 12 sont séparés en trois sous-emplacements : île Stubbs, île Plumper et îlots Stephenson. Les îles Stubbs et Plumper 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, tandis que les dix transects des îlots Stephenson se trouvent dans une zone où la pêche commerciale est autorisée. Aucune tendance claire ne se dégage entre les densités de la biomasse des sites exploités et des sites non exploités (figure 7), ce qui indique que d'autres facteurs que la pêche influencent les tendances de la biomasse dans le secteur.

Des relevés ont été menés dans le SGPP 19 de 2008 à 2016 et en 2020 (figure 8). Comme dans le SGPP 12, ces relevés se poursuivront selon une période triennale qui a débuté en 2020. Les densités des oursins de taille réglementaire ont diminué de 2,4 ± 0,6 (moyenne ± ET) oursins/m² en 2008 à 0,9 ± 0,3 (moyenne ± ET) oursin/m² en 2009 et ont ensuite varié entre 1,3 et 3,6 oursins/m² de 2012 à 2016. En 2020, la densité est passée à 4,4 ± 0,57 (moyenne ± ET) oursins/m². La densité des oursins de taille inférieure à la taille réglementaire est passée de 0,5 ± 0,0 (moyenne ± ET) oursin/m² en 2009 à un sommet de 3,1 ± 1,3 (moyenne ± ET) oursins/m² en 2020. Depuis 2010, les densités sont supérieures à 1,3 oursin/m². La biomasse des oursins de taille réglementaire a suivi une tendance semblable, passant de 260,8 g/m² (ET : 89,6) en 2008 à 109,1 ± 50,6 (moyenne ± ET) g/m² en 2009, mais a augmenté pour atteindre 425,6 ± 78,8 (moyenne ± ET) g/m² en 2020 (figure 8). Depuis 2010, la biomasse n'a cessé d'augmenter et est restée supérieure à 137 g/m². Les densités de la biomasse des oursins de taille inférieure à la taille réglementaire ont suivi une tendance similaire, augmentant selon un facteur de multiplication de six, passant de 14,0 ± 3,4 (moyenne ± ET) g/m² en 2009 à un sommet de 106,1 ± 44 (moyenne ± ET) g/m² en 2020, mais on a observé une certaine variabilité puisque les densités ont diminué à 34,6 ± 7,9 (moyenne ± ET) g/m² en 2016 (figure 8). La moyenne du diamètre du test est restée à 59 mm en 2008 et 2009, mais a baissé à 53, 54 et 53 mm en 2012, 2014 et 2016, respectivement. Comme dans le SGPP 12, la moyenne du diamètre du test a augmenté en 2020, atteignant 56,1 mm (figure 8).

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 de croissance utilisée chez d'autres échinides n'est pas fiable pour cette espèce (Russell et Meredith 2000). Par conséquent, on continue à déduire la structure de la population en examinant la distribution des tailles. La distribution des

fréquences de taille pour toutes les années dans tous les SGPP présente un large éventail de diamètres du test, ce qui indique que de nombreuses classes d'âge sont probablement représentées (figures 9 et 10). La plupart des années, la distribution des classes de taille est bimodale, et caractérisée par un petit sommet en dessous de 25 mm et un autre sommet plus important qui se situe dans la plage de 40 à 70 mm.

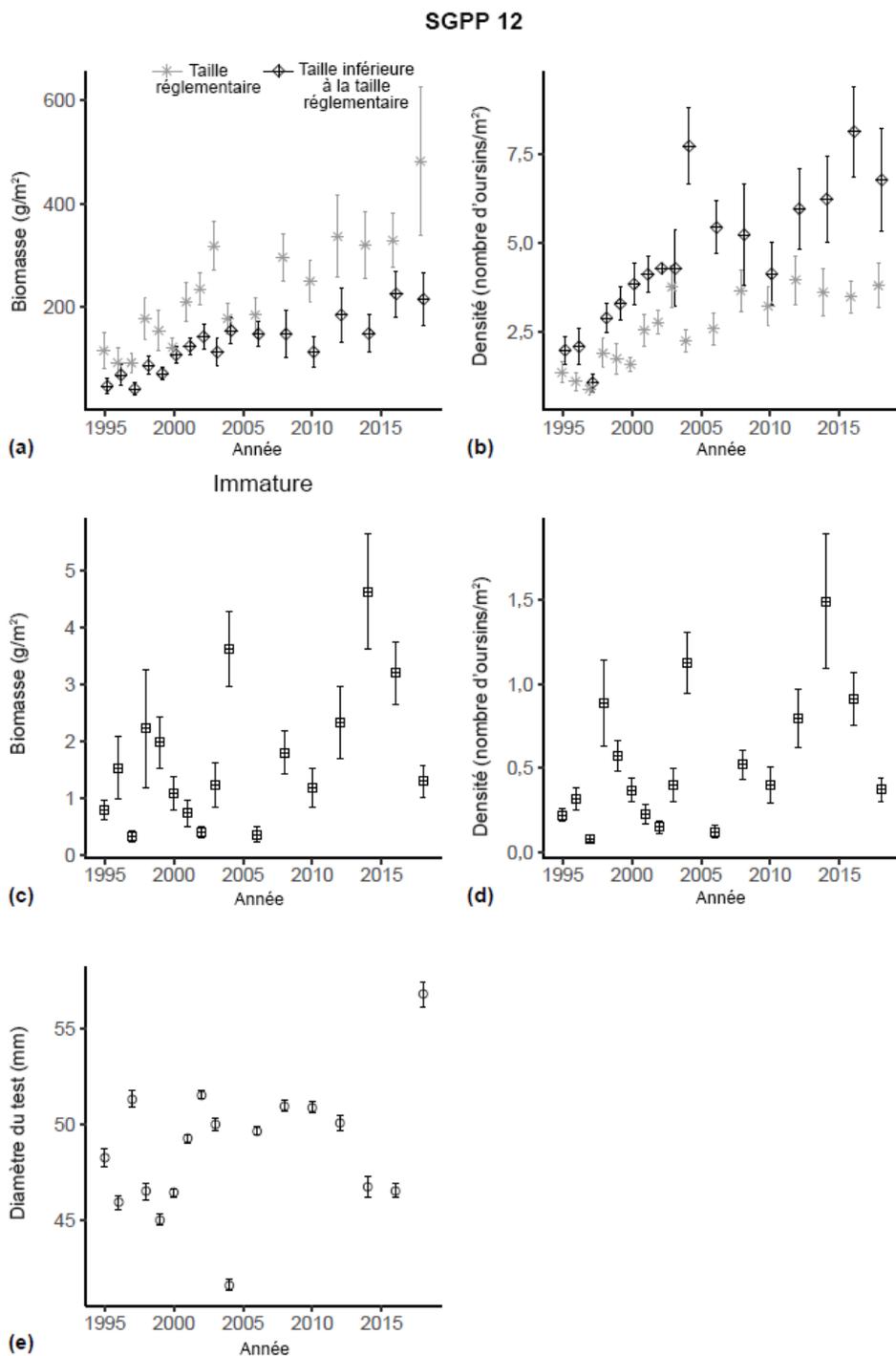


Figure 6. Moyenne estimée (± 1 écart-type) (a) de la biomasse (g/m^2) et (b) de la densité (nombre d'oursins/ m^2) des oursins verts de taille réglementaire ($DT \geq 55$ mm) et de taille inférieure à la taille réglementaire ($DT < 55$ mm), ainsi que (c) de la biomasse, (d) de la densité et (e) des diamètres de test des oursins verts immatures ($DT < 25$ mm) dans le SGPP 12, selon les relevés par plongée indépendants de la pêche effectués à l'automne. Dans certains cas, les écarts-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs. Les points sont décalés pour améliorer la lisibilité.

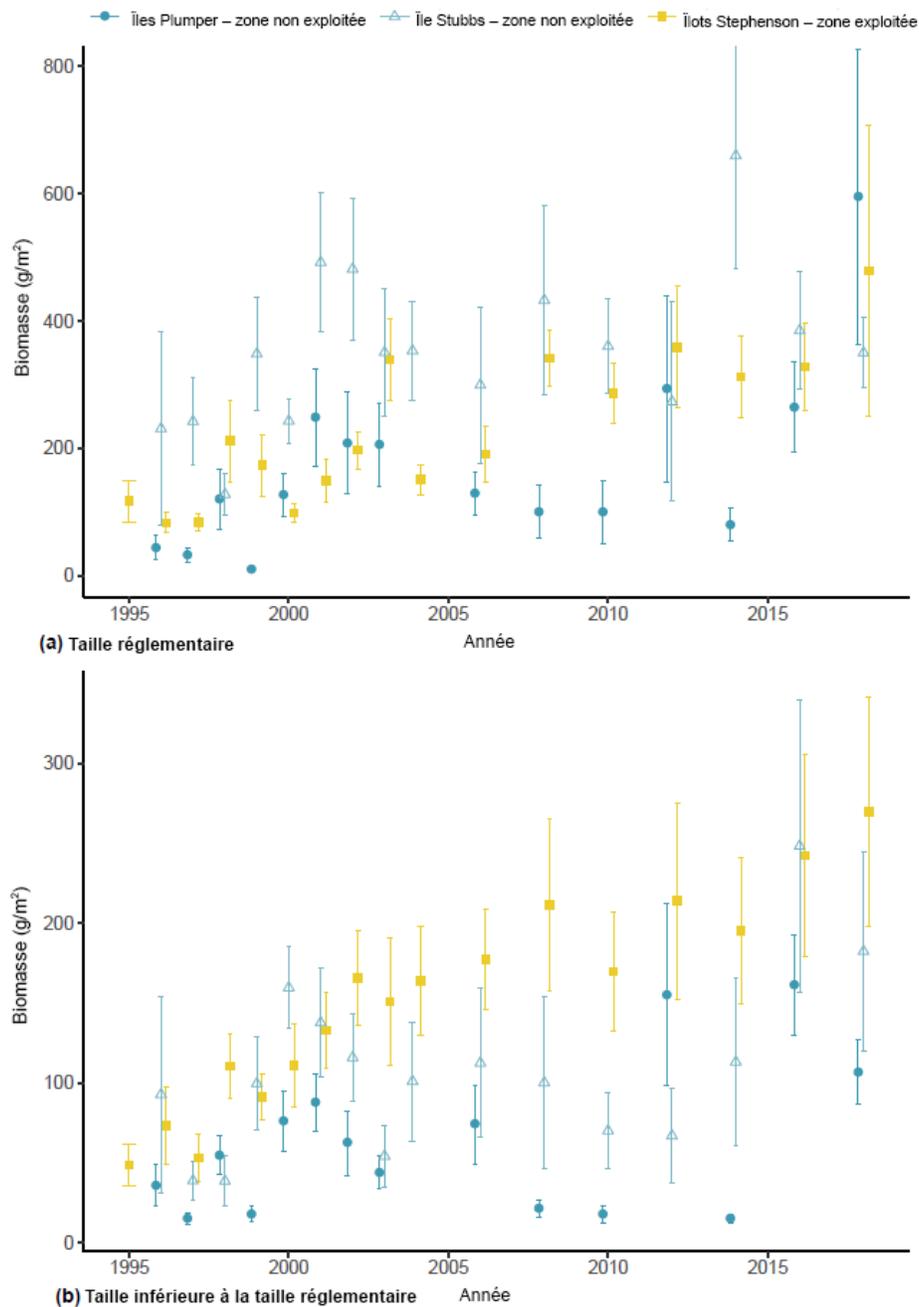


Figure 7. Moyenne estimée de la biomasse (g/m^2 ; ± 1 écart-type) (a) des oursins verts de taille réglementaire ($DT \geq 55$ mm) et (b) des oursins verts de taille inférieure à la taille réglementaire ($DT < 55$ mm) dans les trois sous-emplacements du SGPP 12 ayant fait l'objet de relevés par plongée indépendants de la pêche effectués à l'automne. La légende est la même pour les graphiques (a) et (b); comme le relevé ne comportait qu'un seul transect à Plumper Island en 2004, les données pour cette année-là ne sont pas illustrées. Les points sont décalés pour améliorer la lisibilité.

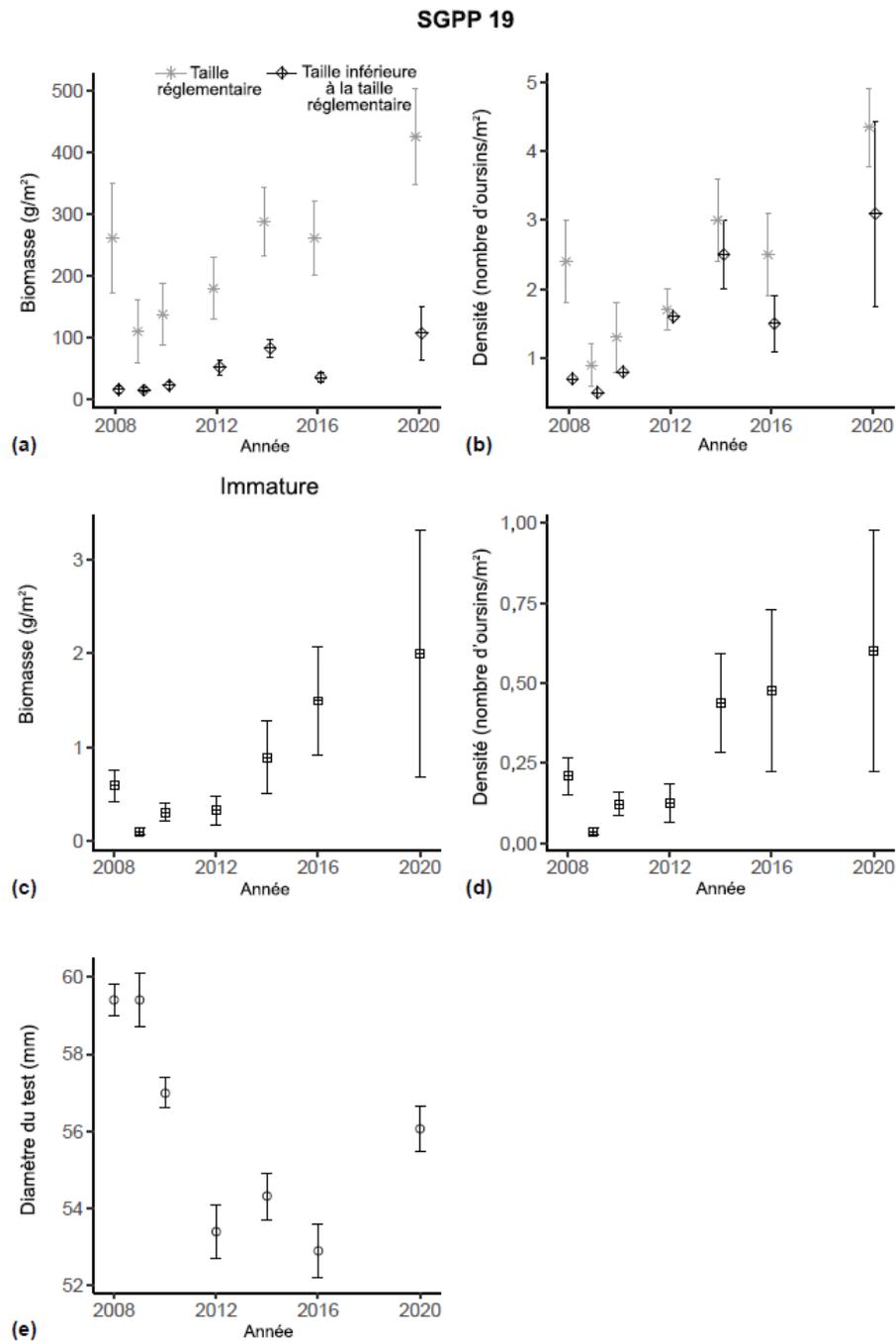


Figure 8. Moyenne estimée (± 1 écart-type) (a) de la biomasse (g/m²) et (b) de la densité (nombre d'oursins/m²) des oursins verts de taille réglementaire (DT ≥ 55 mm) et de taille inférieure à la taille réglementaire (DT < 55 mm), ainsi que (c) de la biomasse, (d) de la densité et (e) des diamètres de test des oursins verts immatures (DT < 25 mm) dans le SGPP 19, selon les relevés par plongée indépendants de la pêche effectués au printemps. Dans certains cas, les écarts-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs.

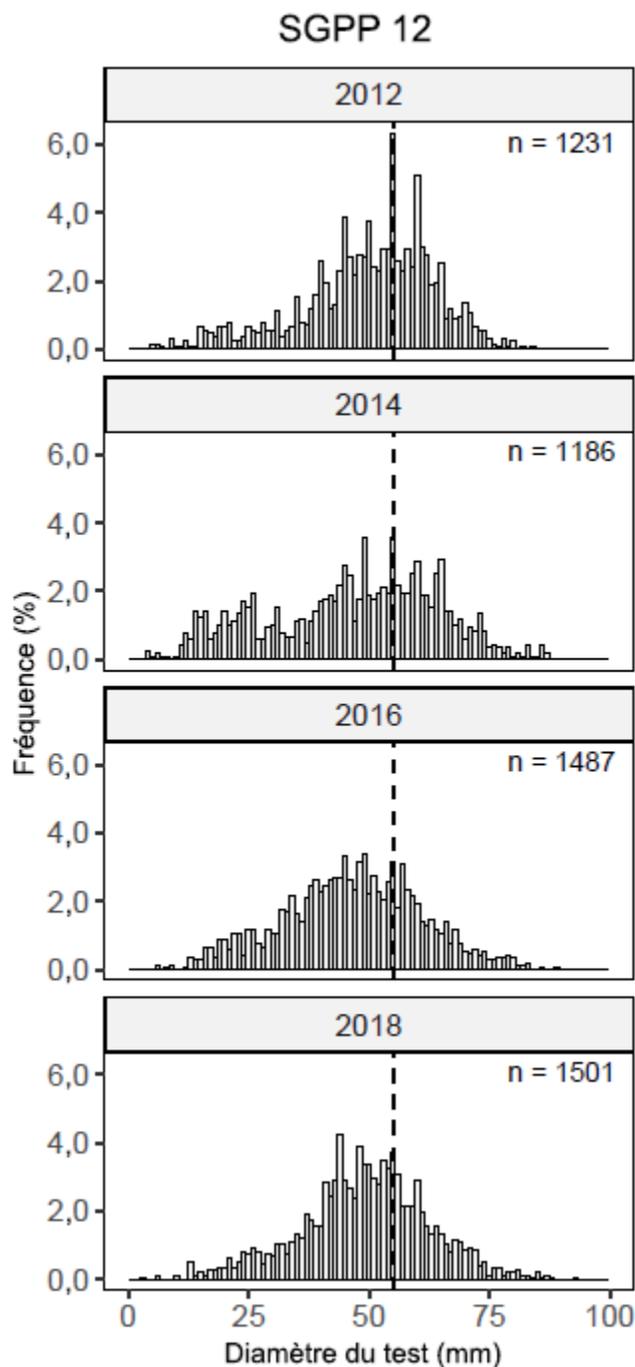


Figure 9. Distributions des fréquences de taille des oursins verts mesurés (diamètre du test en mm) lors des relevés par plongée indépendants de la pêche effectués dans le SGPP 12 en 2012, 2014, 2016 et 2018. Les lignes tiretées indiquent la taille minimale réglementaire pour la pêche commerciale, soit un diamètre du test de 55 mm; n = nombre d'oursins mesurés pendant l'année en question.

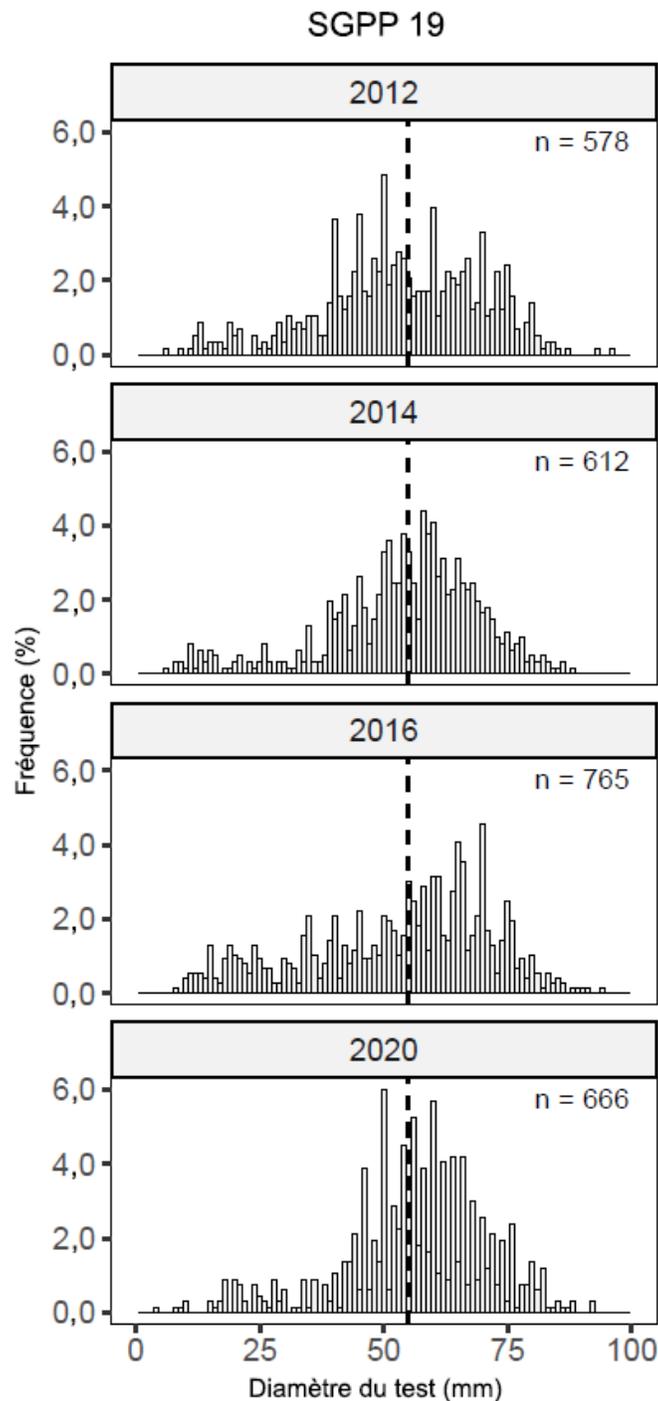


Figure 10. Distributions des fréquences de taille des oursins verts mesurés (diamètre du test en mm) lors des relevés par plongée indépendants de la pêche effectués dans le SGPP 19 en 2012, 2014, 2016 et 2020. Les lignes tiretées indiquent la taille minimale réglementaire pour la pêche commerciale, soit un diamètre du test de 55 mm; n = nombre d'oursins mesurés pendant l'année en question.

Options de quota

Dans le cadre de la présente évaluation, on met à jour les données des séries chronologiques publiées précédemment et on fournit de nouvelles options de quota pour la pêche de l'oursin vert pour la période de 2021-2022 à 2023-2024, en appliquant le modèle dynamique de la biomasse de type bayésien utilisé pour évaluer le stock d'oursin vert de la Colombie-Britannique depuis 2003 (MPO 2018a). 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 durable (RMD) de chaque région. L'attribution d'options de quota pour chaque SGPP d'une région se fait selon la proportion des débarquements passés totaux de chaque SGPP pour les saisons de pêche 1995-1996 à 2019-2020 (tableau 1).

La présente évaluation tient compte de la croissance récente de la pêche dans les SGPP ayant fait l'objet d'activités de pêche par le passé dans les 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 les 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 les CPUE des SGPP 18, 19 et 20 ont été ajoutées au modèle du sud-est de l'île de Vancouver. Les données sur les prises et les CPUE des SGPP 11 et 20 ont été incluses dans le modèle de la présente évaluation et de l'évaluation de 2018 (MPO 2018a), alors que les évaluations précédentes comprenaient les données sur les prises totales et les CPUE des SGPP 12 et 13 seulement pour le nord-est de l'île de Vancouver et des SGPP 18 et 19 seulement pour le sud-est de l'île de Vancouver. Voir les descriptions plus détaillées des données d'entrée du modèle dans les documents du MPO (2014) et de Waddell *et al.* (2010).

Les estimations de la médiane du RMD (médiane estimée de la distribution de probabilité *a posteriori* du RMD) pour chaque région sont incertaines; il pourrait s'agir de tout rendement maximal durable représenté par les distributions de probabilité *a posteriori* à partir du modèle bayésien. Les options de quota représentent différentes réductions de la médiane estimée de la distribution *a posteriori* du RMD, ainsi que les probabilités que les options de quota soient plus élevées que le RMD réel (tableau 1).

L'estimation de la médiane du RMD pour le nord-est de l'île de Vancouver était de 308 tonnes métriques (t) dans la mise à jour actuelle de l'état du stock, tandis que les estimations médianes du RMD étaient de 306 t, 302 t et 310 t en 2013, 2016 et 2018, respectivement (MPO 2018a). L'estimation de la médiane du RMD pour le sud-est de l'île de Vancouver était de 98 t dans la mise à jour actuelle de l'état du stock, tandis qu'en 2013, 2016 et 2018, elles étaient de 74 t, 76 t et 95 t, respectivement (MPO 2018a). De la saison 1995-1996 à la saison 2019-2020, la pêche a été pratiquée sept et 12 fois, respectivement, dans les SGPP 11 et 20, sur 25 saisons. Les taux de débarquement y étaient relativement faibles pendant les quelques saisons de pêche actives, ce qui explique pourquoi les options de quota 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 été augmentés à 262,3 t dans le PGIP de 2018 à 2021 (MPO 2018b) pour les deux zones. Le quota de 2018-2021 pour le nord-est de l'île de Vancouver était de 209,3 t, et de 52,7 t pour le sud-est de l'île de Vancouver. Si les mêmes quotas de pêche commerciale sont utilisés dans le

Région du Pacifique

prochain PGIP, la probabilité que le quota dépasse le véritable RMD serait de 4,4 % pour le nord-est de l'île de Vancouver et de 4,2 % pour le sud-est de l'île de Vancouver.

Tableau 1. Options de quota, en tonnes métriques, exprimées sous forme de pourcentages de la médiane estimée du rendement maximal durable (RMD), pourcentage de probabilité que l'option soit supérieure ou égale au véritable RMD et attribution des prises pour chacune des deux régions de gestion et pour secteurs ouverts 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 de la médiane du RMD	Options de quota (en tonnes)				% de probabilité que l'option de quota \geq RMD réel
	SGPP 11, 12 et 13	SGPP 11	SGPP 12	SGPP 13	
100	308,0	1,2	187,7	119,1	50,0
90	277,2	1,1	168,9	107,2	31,8
80	246,4	1,0	150,2	95,3	15,7
70	215,6	0,9	131,4	83,3	5,8
60	184,8	0,7	112,6	71,4	1,5
50	154,0	0,6	93,8	59,5	0,3
40	123,2	0,5	75,1	47,6	0,1
30	92,4	0,4	56,3	35,7	0
20	61,6	0,2	37,5	23,8	< 0,001
10	30,8	0,1	18,8	11,9	< 0,001

B. Sud-est de l'île de Vancouver

Pourcentage de la médiane du RMD	Options de quota (en tonnes)				% de probabilité que l'option de pêche \geq RMD réel
	SGPP 18, 19 et 20	SGPP 18	SGPP 19	SGPP 20	
100	97,9	27,1	58,2	12,6	50,0
90	88,1	24,4	52,4	11,3	34,3
80	78,3	21,7	46,6	10,0	20,9
70	68,5	19,0	40,8	8,8	11,8
60	58,7	16,2	34,9	7,5	6,2
50	48,9	13,5	29,1	6,3	3,2
40	39,1	10,8	23,3	5,0	1,0
30	29,4	8,1	17,5	3,8	0,2
20	19,6	5,4	11,6	2,5	0
10	9,8	2,7	5,8	1,3	< 0,001

Sources d'incertitude

Des incertitudes sont généralement liées aux données et aux hypothèses simplifiées nécessaires pour l'élaboration des modèles mathématiques et statistiques qui sont utilisés pour analyser les données.

Comme dans pratiquement toutes les analyses quantitatives, l'incertitude relative au modèle contribue à l'incertitude générale. L'estimation du RMD est fondée sur un modèle de productivité qui comporte des incertitudes inhérentes. Ce modèle de production réunit la croissance, la reproduction et la mortalité dans une fonction de production, mais ne tient pas compte des interactions ni des effets temporels sur ces processus. Il représente un processus simplifié d'estimation de la dynamique des populations, mais il manque d'un certain réalisme 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 de la biomasse du stock) pour une année donnée est liée à la biomasse de l'année précédente, mais ne tient pas compte du temps nécessaire à la croissance des larves ou des juvéniles avant qu'ils contribuent à la biomasse exploitable (environ 2 à 4 ans; Munk 1992) et suppose également une population fermée. Il convient donc de traiter les estimations du RMD avec une certaine prudence. Diverses options de quota étaient fournies avec la probabilité correspondante qu'une option de quota adoptée soit plus élevée que le RMD réel.

Une autre source d'incertitude concerne la façon dont les estimations du RMD sont attribuées entre les SGPP dans chaque région. L'attribution des prises entre les SGPP (dans une région) est fondée sur la proportion de la contribution de chaque SGPP aux débarquements de la période de 1995-1996 à 2019-2020. Cette méthode comporte le risque de perpétuer une éventuelle surexploitation ou sous-exploitation antérieure, ou encore le risque que certains SGPP soient exploités davantage ou moins que prévu si la répartition et l'abondance des oursins verts varient d'un secteur à l'autre au fil du temps.

État du stock et approche de précaution

En 2018, des points de référence supérieurs (PRS) et des points de référence limites (PRL) provisoires ont été recommandés pour les populations d'oursins verts de la Colombie-Britannique dans les secteurs de gestion du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver (MPO 2018a). Les PRL et PRS provisoires ont été calculés à partir des données indépendantes de la pêche provenant de deux régions de gestion exploitées et très productives (SGPP 12 et 19). Pour l'instant, on ne sait pas s'ils sont appropriés pour l'oursin vert à l'échelle de la côte de la Colombie-Britannique.

En bref, le PRL correspond au niveau du stock qui ne doit pas être dépassé par la pêche et le PRS représente le niveau du stock selon lequel la pêche doit être gérée afin que le PRL ne soit pas atteint (MPO 2009). Pour de plus amples renseignements, voir le [Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#) du MPO.

Voici le PRS et le PRL pour le stock d'oursin vert de la Colombie-Britannique :

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

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

Ces deux points de référence du stock ont été mis en œuvre dans le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) de 2018-2021 (MPO 2018b).

L'estimation de la densité moyenne des oursins de taille réglementaire en 2018 était de 3,8 oursins/m² dans le SGPP 12 et de 4,3 oursins/m² dans le SGPP 19 en 2020. Le stock d'oursin vert se situe donc dans la zone saine dans les deux secteurs de gestion. Une évaluation complète (c.-à-d. un examen du modèle d'évaluation) devrait avoir lieu si la densité moyenne estimée des oursins de taille réglementaire dans le nord-est (SGPP 11, 12 et 13) ou le sud-est (SGPP 18, 19 et 20) de l'île de Vancouver chute sous le PRS pendant six années

consécutives (deux périodes d'avis) ou sous le PRL, selon la première de ces deux éventualités.

La population d'oursin vert de la Colombie-Britannique est probablement composée d'un seul stock génétique, comme c'est le cas pour les oursins rouges et les panopes (Miller *et al.* 2006), mais aucune étude génétique semblable n'a été réalisée pour confirmer cette hypothèse. En raison de la zone limitée où les relevés indépendants de la pêche sont menés, il n'a pas été possible de mener une évaluation de l'état du stock à l'échelle de la côte. On examinera les moyens d'élargir l'évaluation dans le cadre de travaux futurs.

Conclusions

En Colombie-Britannique, les oursins verts représentent toujours une pêche par plongée de petite taille, mais importante. La pêche a souffert de la faible demande du marché de 2004 à 2012, mais les débarquements ont augmenté lors des années suivantes. Les TAC des saisons de pêche 2017-2018 et 2018-2019 ont été presque entièrement atteints, ce qui traduit une amélioration ou une reprise de la demande du marché. La légère baisse des débarquements durant la saison 2019-2020 pourrait refléter la qualité limitée des œufs. Simultanément à la hausse de la demande du marché, les densités les plus récentes de l'oursin vert, observées en 2018 et 2020 lors des relevés dans les SGPP 12 et 19, étaient parmi les plus élevées observées depuis le début des séries chronologiques (1995 à 2018 pour le SGPP 12; 2008 à 2020 pour le SGPP 19). D'après l'estimation de la densité moyenne des oursins verts de taille réglementaire dérivée du relevé dans les SGPP 12 et 19, l'évaluation actuelle du stock d'oursin vert par rapport au PRS et au PRL place les populations des régions de gestion du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver dans la zone saine.

Avis

1. La densité moyenne des oursins de taille réglementaire était de 3,8 oursins/m² dans le SGPP 12 en 2018 et de 4,3 oursins/m² dans le SGPP 19 en 2020, ce qui indique que le stock d'oursin vert est au-dessus du PRS provisoire dans les régions du nord-est (SGPP 11, 12, 13) et du sud-est (SGPP 18, 19, 20) de l'île de Vancouver.
2. Les options de quota calculées à l'aide d'un modèle dynamique de la biomasse de type bayésien sont fournies dans le tableau 1 pour le nord-est (SGPP 11, 12 et 13) et le sud-est de l'île de Vancouver (SGPP 18, 19 et 20). Les risques liés aux options de quota sont définis dans le tableau 1 comme la probabilité que l'option de pêche soit supérieure ou égale au RMD réel.
3. Les données de tous les relevés ont été analysées et les tendances récentes des populations locales ainsi que la structure des populations sont présentées dans la section « Tendances des populations et structure des populations ».
4. Les incertitudes liées aux données et aux méthodes ont été déterminées et présentées dans la section « Sources d'incertitude ».
5. 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 pour les estimations de la densité et de surveiller les tendances des populations d'oursins verts.

Collaborateurs

Collaborateur	Organisme d'appartenance
Christine Hansen	Sciences du MPO, région du Pacifique
Lyanne Curtis	Sciences du MPO, région du Pacifique (responsable)
Janet Lohead	Sciences du MPO, région du Pacifique
Erin Wylie	Gestion des pêches du MPO, région du Pacifique
Zane Zhang	Sciences du MPO, région du Pacifique
Roger Kanno	Gestion des pêches du MPO, région du Pacifique
Amy Ganton	Gestion des pêches du MPO, région du Pacifique

Approuvé par

Andy Thomson,
Directeur régional
Sciences, région du Pacifique
Pêches et Océans Canada

8 juillet 2021

Sources de renseignements

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des sciences régional du 30 juin 2021 sur l'évaluation des stock et options de quota pour la pêche de l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2021-2024.

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

DFO. 2009. [A Fishery Decision-Making Framework Incorporating the Precautionary Approach](#). (Accessed March 3, 2021).

DFO. 2014. [Stock status update and quota options for the Green Sea Urchin \(*Strongylocentrotus droebachiensis*\) fishery in British Columbia, 2013-2016](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2014/052.

DFO. 2016. [Stock status update and harvest options for the Green Sea Urchin \(*Strongylocentrotus droebachiensis*\) fishery in British Columbia, 2016-2019](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2016/031.

DFO. 2018a. [Stock status update and harvest options for the Green Sea Urchin \(*Strongylocentrotus droebachiensis*\) fishery in British Columbia, 2018-2021](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2018/054.

DFO. 2018b. Pacific Region Integrated Fisheries Management Plan, Green Sea Urchin, September 1, 2018 to August 31, 2021.

Efron, B. and Tibshirani, R.J. 1993. An Introduction to the Bootstrap. Chapman & Hall, New York, New York.

Estes, J. A., & Duggins, D. O. 1995. Sea otters and kelp forests in Alaska: generality and variation in a community ecological paradigm. Ecological Monographs, 65(1), 75-100.

- Foreman, R.E., Lindstrom, S.C. 1974. Urchin survey report. Rep. Fish. Res. Bd., Pacific Biol. Stn. 1973, 1–59.
- Gelman, A., Carlin, J. B., Stern, H. S., & Rubin, D. B. 2004. Bayesian data analysis (Vol. 2). Boca Raton, FL, USA: Chapman & Hall/CRC.
- Lochead, J., Hajas, W., and 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.
- Miller, K.A., Supernault, K.J., Li, S. and Withler, R.E. 2006. Population structure in two marine invertebrate species (*Panopea abrupta* and *Strongylocentrotus franciscanus*) targeted for aquaculture and enhancement in British Columbia. J. Shellfish Res. 25:33-42.
- 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 and B.J. Waddell. 1998. Stock assessment and quota recommendations for 1996/97 for the green sea urchin fishery in British Columbia, p. 261-308. In: G.E. Gillespie and L.C. Walthers (eds). Invertebrate working papers reviewed by the Pacific Stock Assessment Review Committee (PSARC) in 1996. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2221.
- Perry, R.I., Zhang, Z., and Harbo, R. 2002. Development of the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fishery in British Columbia, Canada – back from the brink using a precautionary framework. Fisheries Research 55: 253-266.
- Perry, R.I., Zhang, Z., and 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., and Waddell, B. 2006. Stock assessment and quota options for the Green Sea Urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fishery in British Columbia, 2006-2009. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/064.
- Russell, M.P., and 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.
- Scheibling RE, Feehan CJ, Hatcher BG. 2020. Chapter 31 - *Strongylocentrotus droebachiensis*. In: Lawrence JM (ed) Developments in Aquaculture and Fisheries Science, Book 43. Elsevier.
- 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., and 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., and 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. and 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. and 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. and 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. and 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., and 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., and 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. Fisheries Research 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
ISBN 978-0-660-39951-5 N° cat. Fs70-7/2021-036F-PDF
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2021. Évaluation du stock et options de quota pour la pêche de l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2021-2024. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/036.

Also available in English:

DFO. 2021. *Stock Status Update and Harvest Options for the Green Sea Urchin (Strongylocentrotus droebachiensis) fishery in British Columbia, 2021-2024.* DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2021/036.