



ÉVALUATION DES STOCKS ET OPTIONS DE QUOTA POUR LA PÊCHE À L'OURSIN VERT (*STRONGYLOCENTROTUS DROEBACHIENSIS*) EN COLOMBIE-BRITANNIQUE, 2024-2027

CONTEXTE

Le stock d'oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) de la Colombie-Britannique est évalué tous les trois ans à l'aide du modèle d'évaluation élaboré par Perry *et al.* (2003). La dernière évaluation a été réalisée en 2021 (MPO 2021a) et a servi à éclairer le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) 2021-2024 de la région du Pacifique pour l'oursin vert (MPO 2021b, 2022, 2023). La présente évaluation fournit un avis à jour fondé sur l'ajout de nouvelles données. Elle vise à orienter le prochain PGIP de 2024 et les PGIP suivants jusqu'au printemps 2027.

La Direction de la gestion des pêches de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé qu'un avis soit formulé sur la pêche de l'oursin vert en Colombie-Britannique (C.-B.) d'ici le printemps 2024, sur les points suivants :

1. Évaluer l'état du stock d'oursins verts 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 : 14, 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 région de gestion.
2. Fournir les fourchettes des options de récolte durable pour les régions visées par la pêche commerciale (SGPP 11, 12, 13, 14, 18, 19, and 20).
3. Analyser les données des relevés réalisés aux sites repères (SGPP 12 et 19) et présenter les tendances récentes relatives aux populations locales et à la structure des populations d'oursin vert.
4. Examiner et cerner les incertitudes relatives aux données et aux méthodes.
5. Formuler des recommandations de recherche supplémentaire ou de programmes d'évaluation des stocks.

La présente évaluation met à jour les données des séries chronologiques publiées précédemment et fournit de nouvelles options de récolte pour les saisons de pêche à l'oursin vert de 2024-2025 to 2026-2027. Les méthodes sont demeurées en grande partie inchangées depuis 2003 et un modèle bayésien de dynamique de la biomasse continue d'être utilisé dans l'évaluation du stock d'oursins verts de la Colombie-Britannique (Perry *et al.* 2003, 2006; Zhang et Perry 2005; Waddell *et al.* 2010; MPO 2015, 2016, 2018a, 2021a). La présente évaluation constitue une mise à jour des résultats du modèle découlant des données des relevés biologiques en 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 la pêche (MPO 2018b). Ces points de référence permettent d'estimer l'état du stock d'oursins verts 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 14, 18, 19, et 20),

les deux régions où se trouvent les sites repères à long terme (SGPP 12 et 19). La présente réponse des Sciences découle de l'examen par les pairs régional du 23 mai 2024 sur la mise à jour sur l'état du stock et options de récolte pour la pêche à l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2024-2027.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

L'oursin vert (figure 1) est un invertébré benthique marin avec une aire de répartition très étendue, qui est présent dans les eaux tempérées circumpolaires fraîches des océans Pacifique et Arctique (Scheibling *et al.* 2020). Dans la région du Pacifique, il est présent du nord de l'État de Washington jusqu'aux îles Aléoutiennes, en Alaska, au nord, jusqu'au Kamtchatka, en Russie, et à l'île d'Hokkaido (au Japon) au sud, et jusqu'à la péninsule coréenne à l'ouest. On retrouve l'oursin vert dans la zone intertidale et 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. L'oursin vert se nourrit principalement de varech et d'autres algues marines (Scheibling *et al.* 2020), 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*) (Estes et Duggins 1995; Scheibling *et al.* 2020).



Figure 1. Un oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) portant un test d'oursin vide comme camouflage. Photo gracieusement offerte par Pauline Ridings.

Chez l'oursin vert, les sexes sont séparés et les produits sexuels sont expulsés dans la colonne d'eau. La fraie est saisonnière et varie en fonction du lieu; en Colombie-Britannique, elle a lieu en février et en mars (Strathmann 1978). 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 sexuelle à un diamètre du test (DT) d'environ 25 mm (Waddell *et al.* 2002)

et la taille minimale réglementaire pour la pêche est un DT 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 (Foreman et Lindstrom 1974; Scheibling *et al.* 2020).

Les oursins verts sont la cible de pêches commerciales et récréatives, et de pêches traditionnelles à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR). Les débarquements des pêches récréatives et ASR sont inconnus. La pêche commerciale en Colombie-Britannique est effectuée à la main par des plongeurs en scaphandre qui se rendent sur les sites dans de petites embarcations. Les plongeurs font la récolte au moment et à l'endroit où la qualité des œufs est optimale. La pêche commerciale est gérée au moyen d'une limite de taille de DT minimale de 55 mm, de limites de permis, d'ouvertures limitées par zone, de quotas par zone et de quotas individuels. Des détails sur la gestion de la pêche sont fournis dans le plus récent PGIP (MPO 2023).

La pêche commerciale de l'oursin vert de la Colombie-Britannique est actuellement pratiquée dans deux régions de la côte : le nord-est de l'île de Vancouver (NEIV), qui comprend les SGPP 11, 12, et 13, et le sud-est de l'île de Vancouver (SEIV), qui comprend les SGPP 14, 18, 19, et 20 (figure 2). Le SGPP 14 a été ajouté au SEIV parce qu'il est probablement exposé à des courants et à des conditions océaniques semblables à ceux des SGPP 18, 19 et 20 (Dossier *et al.* 2021). Les régions du NEIV et du SEIV sont évaluées séparément. La plupart des évaluations précédentes comprenaient les SGPP 12, 13, 18 et 19 uniquement. Les SGPP 11 et 20, qui avaient été fermés à la pêche commerciale en 2006 en raison de la faible demande du marché, ont été rouverts à la pêche commerciale en 2016 et ils ont été inclus dans l'évaluation de 2018 (MPO 2018a). Le SGPP 14 a été ouvert à la récolte expérimentale dans la saison de pêche 2021-2022 et les données dépendantes de la pêche du SGPP 14 ont été ajoutées à la région du SEIV dans le cadre de cette évaluation de 2024. Les relevés indépendants des pêches se limitent 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.

Données Dépendantes de la Pêche

Les données sur les prises et l'effort sont tirées des registres de captures et de validation et, avant 1995, des bordereaux de vente. Les données sur les prises et l'effort des premières années de la pêche (1987 à 1995) sont incertaines en raison de la nature soudaine de la pêche, de la variabilité de la diligence dans la consignation des données, et de la variabilité des stratégies de pêche employées (Perry *et al.* 2003). Les captures par unité d'effort (CPUE) sont l'une des principales variables des données dépendantes de la pêche utilisées dans le modèle bayésien qui estime les options de récolte. Dans ce cas, la CPUE est calculée en divisant les prises (débarquements) par l'effort (heures de plongeur) dépensé pour collecter ou attraper des oursins. L'effort dans cette pêche est le nombre d'heures de plongeurs consacrées à la collecte des prises débarquées (figures 3). Si l'effort augmente, mais que les prises ou les débarquements restent stables, cela peut entraîner une diminution de la CPUE, ce qui peut indiquer qu'un stock est en déclin. L'effort dans cette pêche est demeuré relativement stable depuis les réformes de la gestion des pêches en 1995 (figures 3), mais comme il a été mentionné, il y a des incertitudes importantes dans les données sur l'effort d'avant 1995. Afin de gérer les incertitudes liées aux données sur les CPUE, le modèle bayésien utilisé pour produire des options de récolte pour cette pêche intègre des incertitudes plus importantes entourant les données sur les prises et l'effort pour les années où la pêche se développait, ainsi qu'une variabilité aléatoire des CPUE. On a choisi les valeurs médianes des CPUE avec leurs erreurs types 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 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, 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 2020-2021, 2021-2022 et 2022-2023 (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 plus élevée par rapport au début de la pêche. Les tendances des CPUE médianes entre les deux régions de pêche étaient semblables de 2015 à 2021, mais semblent diverger au cours des saisons 2021-2022 et 2022-2023 (figure 4). Cette divergence est probablement attribuable à de légères augmentations de l'effort dans le SEIV résultant de l'ajout du TAC à certaines parties du SGPP 14 depuis 2021. Depuis la saison 2021-2022, l'effort et la CPUE qui en a résulté ont légèrement augmenté dans les deux régions (figures 3, 4), mais se situaient dans la fourchette postérieure à 1995. Ces légères augmentations des CPUE reflètent probablement les augmentations globales du TAC dans la pêche depuis la saison 2021-2022.

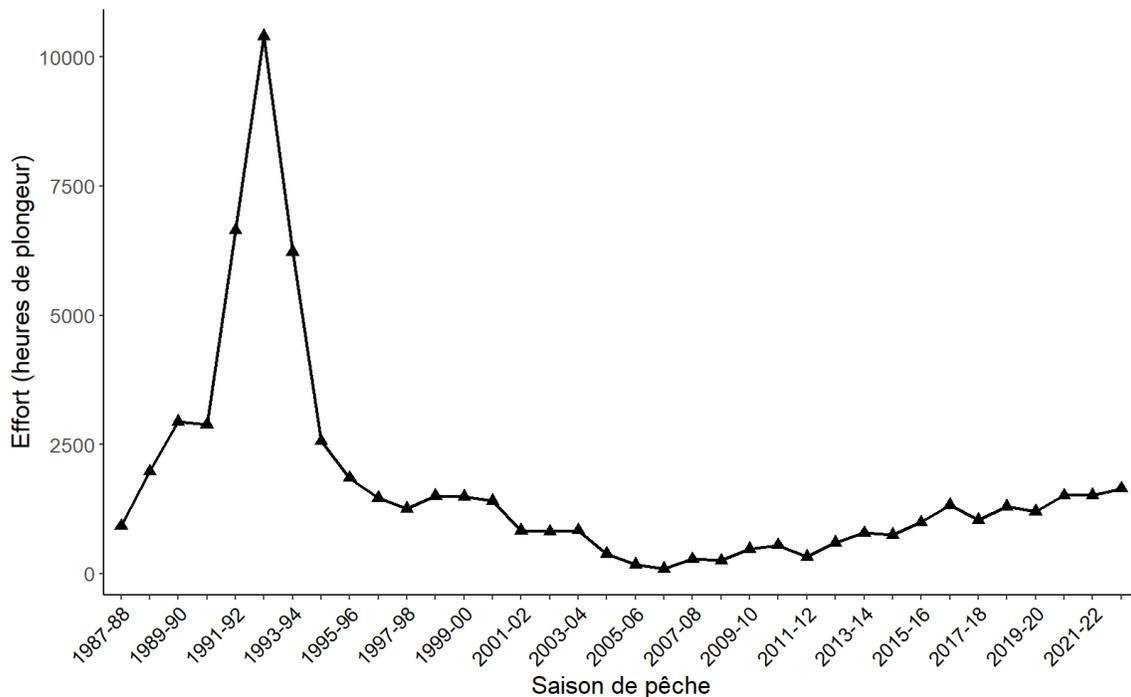


Figure 3. Effort total (heures de plongeur) pour la récolte d'oursins verts dans les SGPP 11, 12, 13, 14, 18, 19, et 20 combinés par saison de pêche commerciale de la saison de pêche 1987-88 à la saison de pêche 2022-23.

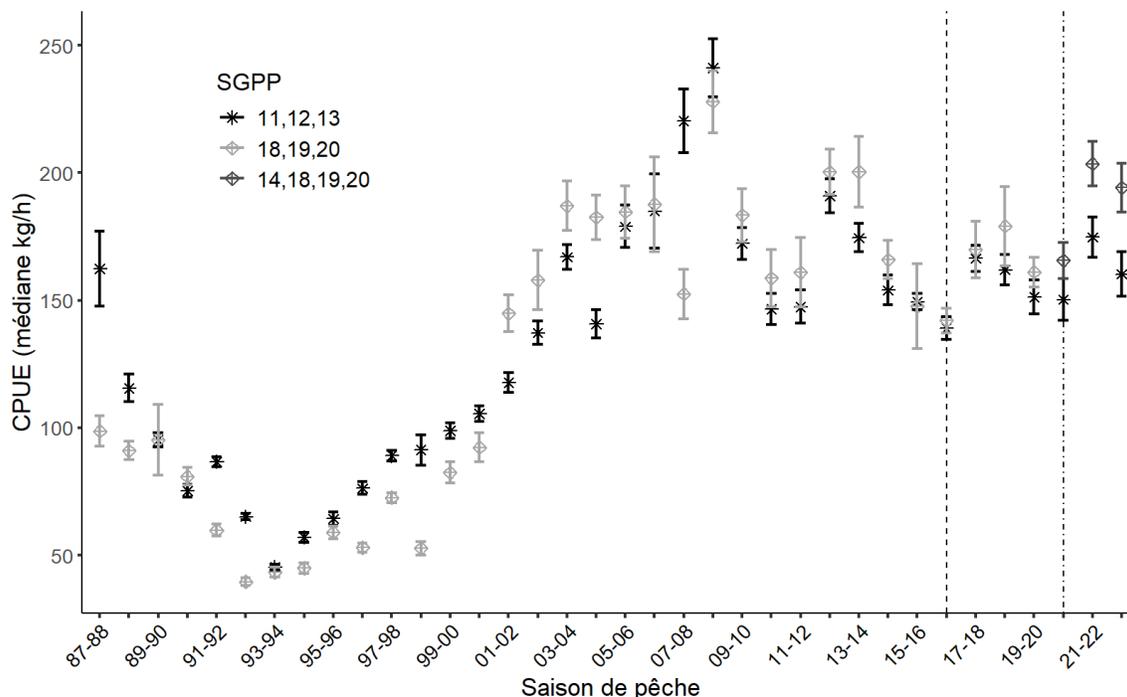


Figure 4. Prises (captures) médianes par unité d'effort (CPUE) (kg/h) ± 1 erreur-type pour les SGPP 11, 12, et 13 SEIV 14, 18, 19, et 20 par saisons de pêche commerciale à partir de la saison de pêche 1987-1988 fishing season to the 2022-2023. Dans certains cas, les erreurs-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs. Voir la légende en haut à gauche pour les descriptions de symboles. La ligne pointillée représente l'ajout des SGPP 11 et 20 à l'évaluation du NEIV et du SEIV, respectivement. La ligne pointillée représente l'ajout du SGPP 14 à l'évaluation du SEIV.

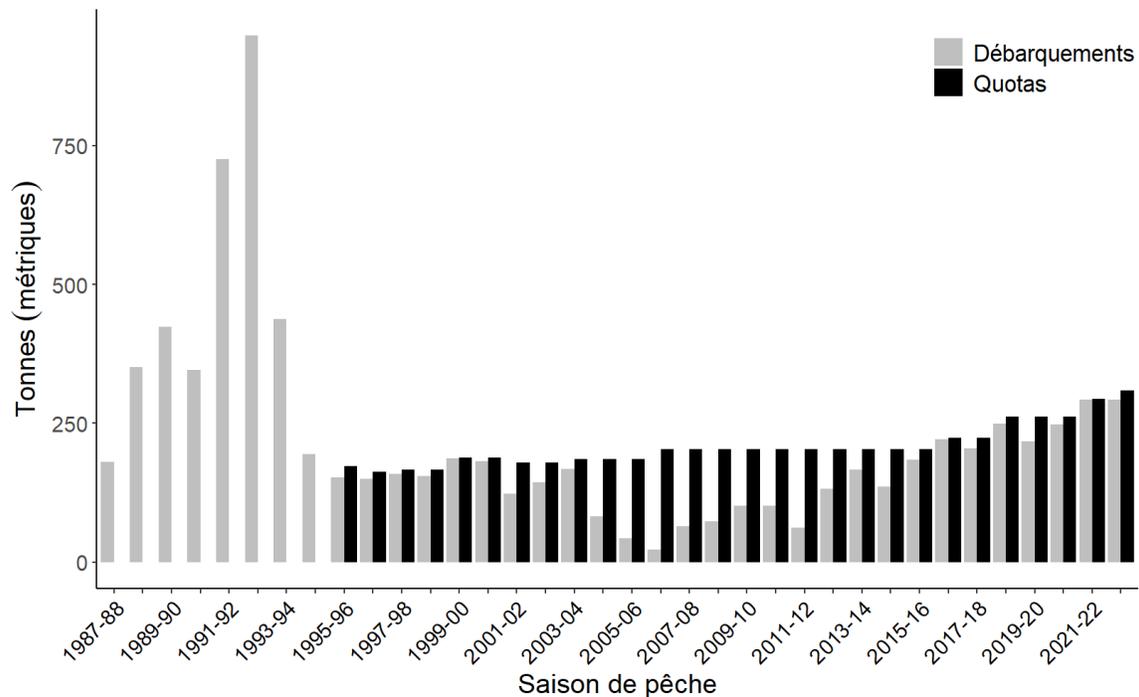


Figure 5. Total des débarquements (prises) d'oursins verts (tirés des données des bordereaux de vente jusqu'en 1994, puis des registres de récolte et de validation) et des quotas (total autorisé des captures : TAC, depuis la création des quotas individuels et la validation à quai en 1995) en tonnes métriques pour les saisons de pêche commerciale 1987-1988 to 2022-2023, in PFMA's 11, 12, 13, 14, 18, 19, et 20.

Données Indépendantes de la Pêche

Des relevés en plongée indépendants de la pêche ont été effectués conjointement par le MPO et la Pacific Urchin Harvesters Association (PUHA)¹. Au cours des dernières années, des plongeurs de la Première Nation Sc'ianew (Beecher Bay) ont également participé à des relevés dans le SGPP 19. L'objectif principal de ces relevés est de surveiller les populations d'oursin vert dans les zones de la côte de la Colombie-Britannique qui sont ouvertes à la pêche commerciale. Voir MPO (2015) et Waddell *et al.* (2010) pour des descriptions détaillées du protocole de relevé.

Les relevés du SGPP 12, NEIV, ont été effectués depuis 1995 et contiennent les plus longues séries de données de la présente évaluation (Waddell *et al.* 1997, 2002; Waddell et Perry 2005, 2006, 2007, 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 des stocks (MPO 2021a), un relevé indépendant de la pêche a été effectué dans chaque région de gestion, c.-à-d. le SGPP 12 (septembre 2021) et le SGPP 19 (février/mars 2023).

Les densités moyennes et leurs intervalles de confiance ont été estimés historiquement à partir des données tirées des relevés à l'aide du Green Sea Urchin Analysis Program (GUAP) (programme d'analyse de l'oursin vert) (Lothead *et al.* 2015). Depuis 2021, le programme GUAP a été traduit dans le langage de programmation statistique R (Meghan Burton, Pêches et Océans Canada, Station biologique du Pacifique, Nanaimo, C.-B.) et les estimations indépendantes des pêches

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

à partir de 2021 ont été dérivées de cette traduction. Des analyses ont été effectuées dans la version R 4.3.1 (Schauberger et Walker 2022; R Core Team 2023; Ripley et Lapsley 2023; Wickham *et al.* 2023; Wickham et Henry 2023).

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 (Lothead *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 de données provenant d'échantillons biologiques prélevés cette année-là (Waddell et Perry 2005, 2006, 2007, 2012). L'échantillonnage biologique a été interrompu en 2011, après quoi toutes les données disponibles sur la longueur et le poids ont été regroupées pour 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 était de 3 706 individus provenant de 69 combinaisons de relevés/sites repères/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 utilisée pour la moyenne d'une distribution log-normale (Gelman *et al.* 2004) :

$$\bar{W} = \exp \left(-6.866 + 2.728 * \log(TD) + \frac{0.160^2}{2} \right)$$

or,

$$\bar{W} = 0.001042 * DT^{2.728} * 1.013$$

Pour chaque transect, le poids moyen et la proportion d'oursins de taille réglementaire (diamètre du test; $DT \geq 55\text{mm}$) et de taille inférieure à la taille réglementaire ($DT < 55\text{mm}$) ont été estimés à partir de mesures de DT enregistrées dans les quadrats mesurés (voir le protocole de relevé, MPO (2015); Waddell *et al.* (2010)). Ces moyennes ont ensuite été appliquées aux oursins des autres quadrats non mesurés (dénombrés). 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 Lothead *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 et 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.

ANALYSE ET RÉPONSE

Évaluation et État des Stocks : SGPP 12 et 19

SGPP 12

Le SGPP 12 a fait l'objet d'un relevé annuel ou bisannuel de 1995 à 2018 et, depuis 2018, le 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 d'oursins de taille réglementaire

a varié de $0,9 \pm 0,2$ à $1,4 \pm 0,3$ oursins/m² (mean \pm SE) de 1995 à 1997, puis a augmenté jusqu'à $3,5 \pm 0,5$ oursins/m² à $4,2 \pm 0,7$ oursins/m² de 2012 à 2021. Depuis 2008, les densités de taille réglementaire sont restées supérieures à $3,2$ oursins/m². La densité de population de taille inférieure à la taille réglementaire a varié de $1,1 \pm 0,3$ oursins/m² à $2,1 \pm 0,5$ oursins/m² de 1995 à 1997, puis a augmenté entre 2012 et 2021, pour atteindre $6,0 \pm 1,1$ oursins/m² à $9,2 \pm 1,2$ oursins/m². En général, les densités de taille inférieure à la taille réglementaire ont plus varié que les densités de taille réglementaire depuis 2008, tandis que la biomasse de taille réglementaire a varié plus que la biomasse de taille inférieure à la taille réglementaire. Depuis 2010, les densités de taille inférieure à la taille réglementaire semblent augmenter par rapport aux densités de taille réglementaire (fig. 6b).

La biomasse de taille réglementaire a varié de $93,6 \pm 18,1$ g/m² (mean \pm SE) à $116,8 \pm 35,7$ g/m² in 1995 jusqu'en 1997, et a augmenté à une gamme de $149,7 \pm 36,5$ g/m² à $482,0 \pm 144,1$ g/m² de 2012 à 2021. La biomasse de taille inférieure à la taille réglementaire a varié de $43,3 \pm 11,1$ g/m² à $70,1 \pm 19,0$ g/m² de 1995 à 1997, et a augmenté à une gamme de $216,0 \pm 50,2$ g/m² à $291,8 \pm 42,5$ de 2016 à 2021. En général, la biomasse et les densités des oursins de taille immature ont varié plus que celles des oursins de taille réglementaire et inférieure à la taille réglementaire depuis 1995. À l'exception de 2018, les densités de taille immature et la biomasse d'oursins verts augmentent depuis 2010 (figure 6).

La DT moyenne estimée était relativement stable à environ 50,4 mm entre 2006 et 2012, a diminué légèrement à 46,6 en 2014 et 2016, et a augmenté de nouveau en 2018 pour atteindre un DT de 56,8 mm. En 2021, la moyenne estimée du DT était de $54,9 \pm 0,7$ mm (mean \pm SE) (figure 6).

Les transects du SGPP 12 sont séparés en trois sous-emplacements : l'île Stubbs (n = 4), l'île Plumper (n = 4) et les îlots Stephenson (n = 10). L'île Stubbs et l'île 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 10 transects des îlots Stephenson se trouvent dans une zone où la pêche commerciale est autorisée. Jusqu'en 2021, aucune tendance claire ne s'est dégagée entre les densités dans les sites exploités et les sites non exploités (figure 7), ce qui donne à penser que d'autres facteurs que la pêche influencent les tendances de la biomasse dans la zone de relevé. Cependant, il semble que la biomasse des oursins de taille inférieure à la taille réglementaire ait augmenté à un taux plus élevé aux îlots Stephenson que dans d'autres sous-emplacements depuis 2016.

SGPP 19

Des relevés ont été effectués dans le SGPP 19 annuellement ou deux fois par an de 2008 à 2016, puis en 2020 et 2023 (figure 8). Comme dans le SGPP 12, ces relevés se poursuivront sur une base triennale qui a débuté en 2020. Les densités pour les oursins de taille réglementaire ont diminué de $2,4 \pm 0,6$

oursins/m² (mean \pm SE) en 2008 à $0,9 \pm 0,3$ oursins/m² en 2009 et puis a varié entre $1,7 \pm 0,3$ et $3,0 \pm 0,6$ oursins/m² from 2012 jusqu'en 2016. En 2023, legal density was $5,7 \pm 0,9$ oursins/m². La densité des oursins de taille inférieure à la taille réglementaire a augmenté de $0,5 \pm 0,0$ oursins/m² en 2009 jusqu'à un pic de $7,7 \pm 2,6$ oursins/m² en 2023. Depuis 2010, les densités sont supérieures à $0,8 \pm 0,0$ oursins/m². En 2023, la densité des oursins de taille inférieure à la taille réglementaire était de $7,7 \pm 2,6$ oursins/m².

La biomasse d'oursins de taille réglementaire a suivi une tendance semblable, chutant de from $260,8 \pm 89,6$ g/m² (mean \pm SE) in 2008 à $109,1 \pm 50,6$ g/m² en 2009, mais depuis 2010 elle a régulièrement augmenté et est restée supérieure à $137,0 \pm 50,1$ g/m², peaking at $542,1 \pm 77,2$

g/m^2 in 2023 (figure 8). Les densités de la biomasse de taille inférieure à la taille réglementaire ont suivi une tendance semblable, augmentant d'un facteur de seize de $14,0 \pm 3,4 \text{ g/m}^2$ en 2009 à un pic de $224,5 \pm 73,1 \text{ g/m}^2$ en 2023, mais une certaine variabilité s'est produite à mesure qu'elle diminuait à $34,6 \pm 7,9 \text{ g/m}^2$ in 2016 (figure 8).

Le DT moyen était de 59 mm en 2008 et en 2009, mais a diminué à 53, 54, and 53 mm en 2012, 2014, et 2016, respectivement. Plus récemment, le DT moyen était de 50 mm en 2023 (figure 8). Le DT moyen de l'oursin vert dans le SGPP 19 se maintient dans une plage de 50 à 60 mm depuis 2008. La précision (erreurs-types) associée à ces estimations était très variable au fil du temps. Les résultats du relevé donnent à penser que la population d'oursins verts de taille réglementaire augmentait simultanément et que la structure de la population dans le SGPP 19 était bimodale, les petits individus (DT de 20 à 40 mm) et les grands individus (> 50 mm de DT) étant bien représentés dans la population. Tous les indicateurs montrent donc que la diminution du DT moyen en 2023 ne reflétait pas les changements attribuables à la pression de la pêche, mais plutôt les changements dans la population globale liés à la diminution de la pression de la prédation (c.-à-d. le déclin du prédateur principal, le solaster géant (Burt *et al.* 2018)).

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 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 les SGPP 12 et 19 présente un large éventail de diamètres du test, ce qui donne à penser 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, avec un petit pic en dessous de 25 mm de DT et un autre plus important qui se situe dans la fourchette d'un DT de 40 à 70 mm.

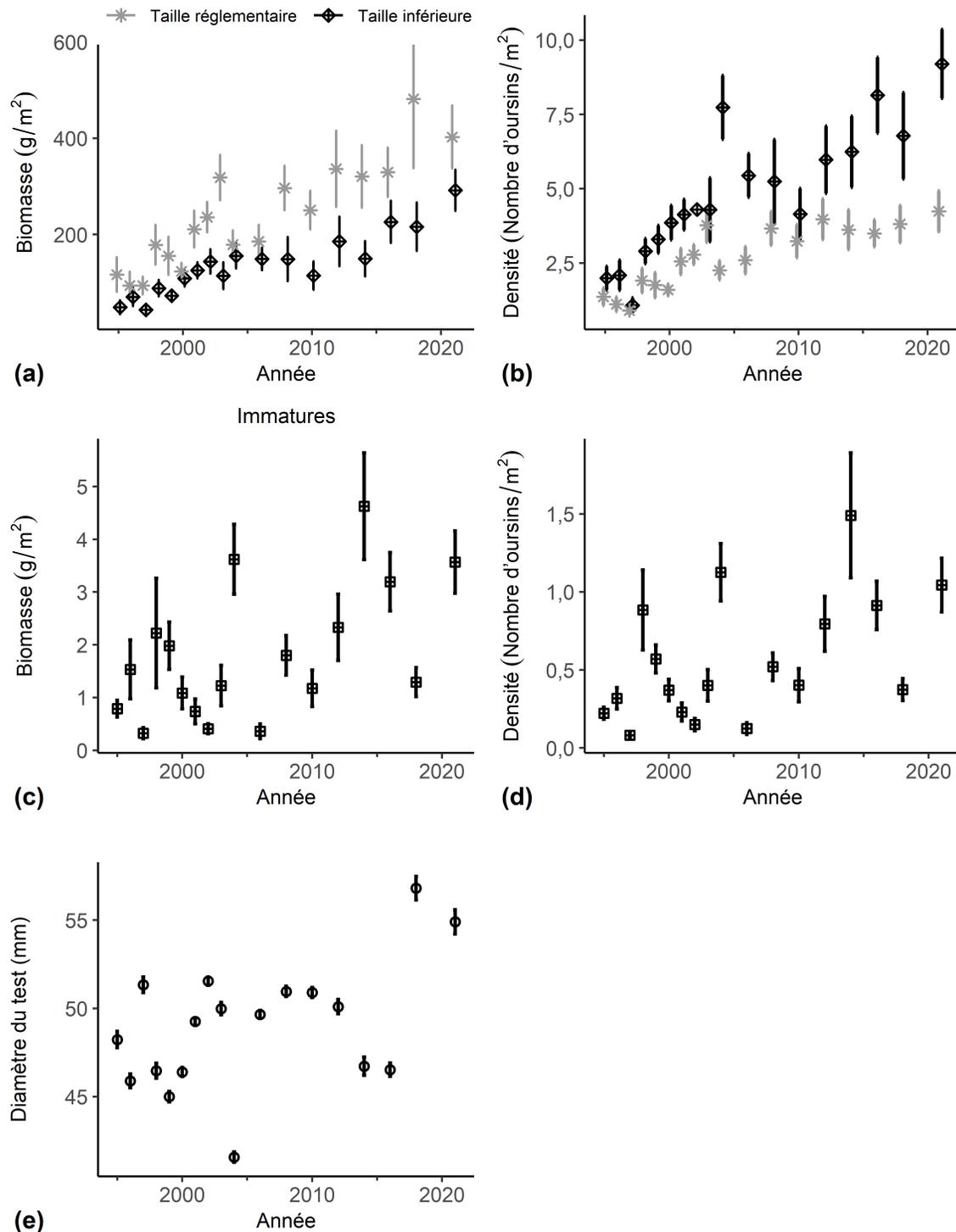


Figure 6. La moyenne estimée (± 1 erreur type) de la (a) biomasse (g/m²) et la (b) densité (nombre d'oursins/m²) d'oursins verts de taille réglementaire (\geq DT de 55 mm) et de taille inférieure à la taille réglementaire (<55 DT mm; Taille inférieure), de la (c) biomasse et la (d) densité d'oursins verts immatures (<25 DT mm) et du (e) diamètre du test des oursins verts dans le SGPP 12 d'après les relevés en plongée indépendants de la pêche réalisés à l'automne. Dans certains cas, les écarts-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs. Les points sont décalés dans (a) et (b) pour améliorer la lisibilité.

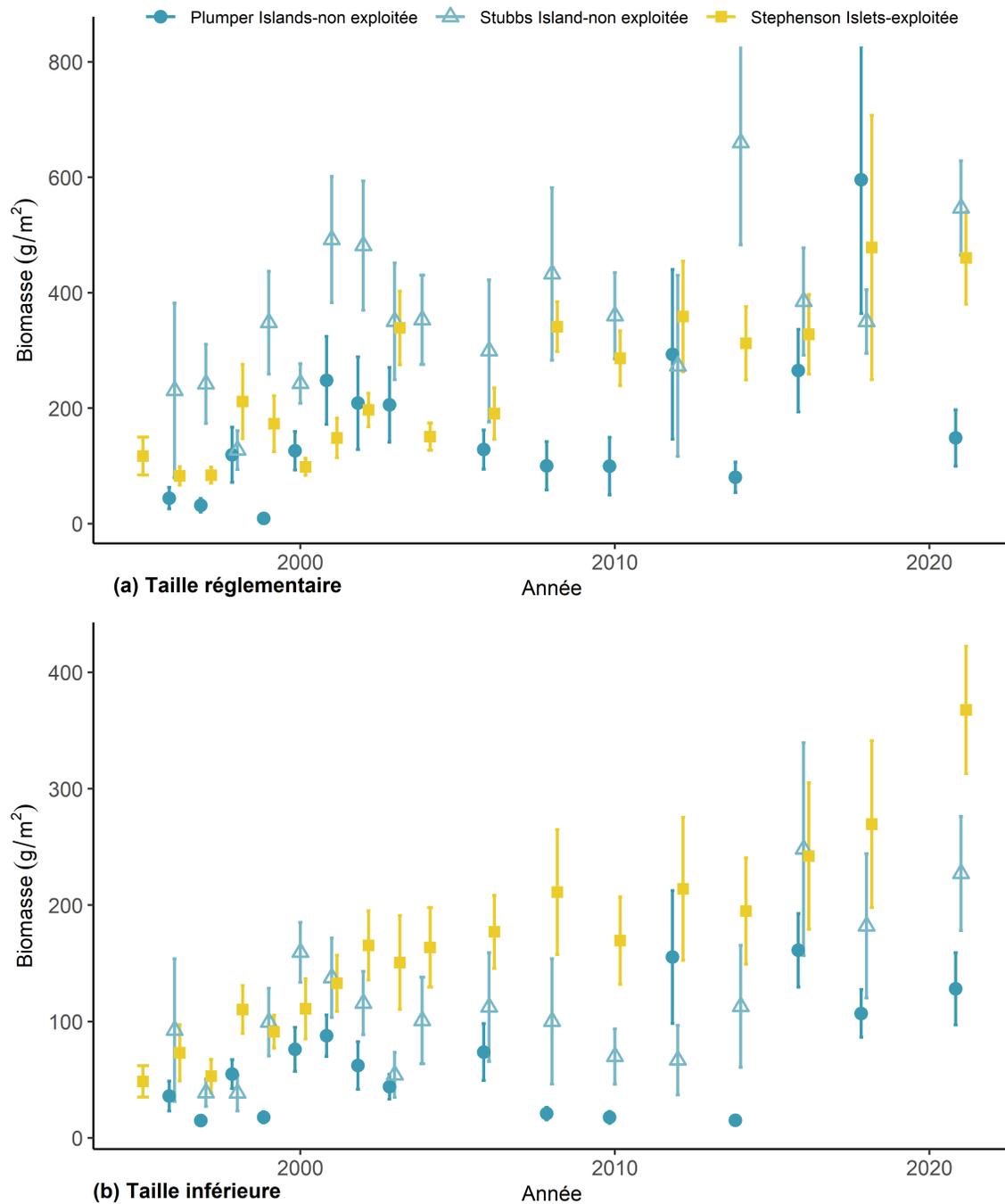


Figure 7. La biomasse moyenne estimée (g/m^2 ; ± 1 erreur-type) des oursins verts (a) de taille réglementaire (\geq DT 55 mm) et (b) de taille inférieure à la taille réglementaire ($<$ 55 DT mm; Taille inférieure) dans trois sous-emplacements du SGPP 12 d'après les relevés en plongée indépendants de la pêche réalisés à l'automne. On n'a terminé qu'un seul transect à l'île Plumper en 2004; les données pour cette année-là ne sont donc pas illustrées. Les points sont décalés pour améliorer la lisibilité.

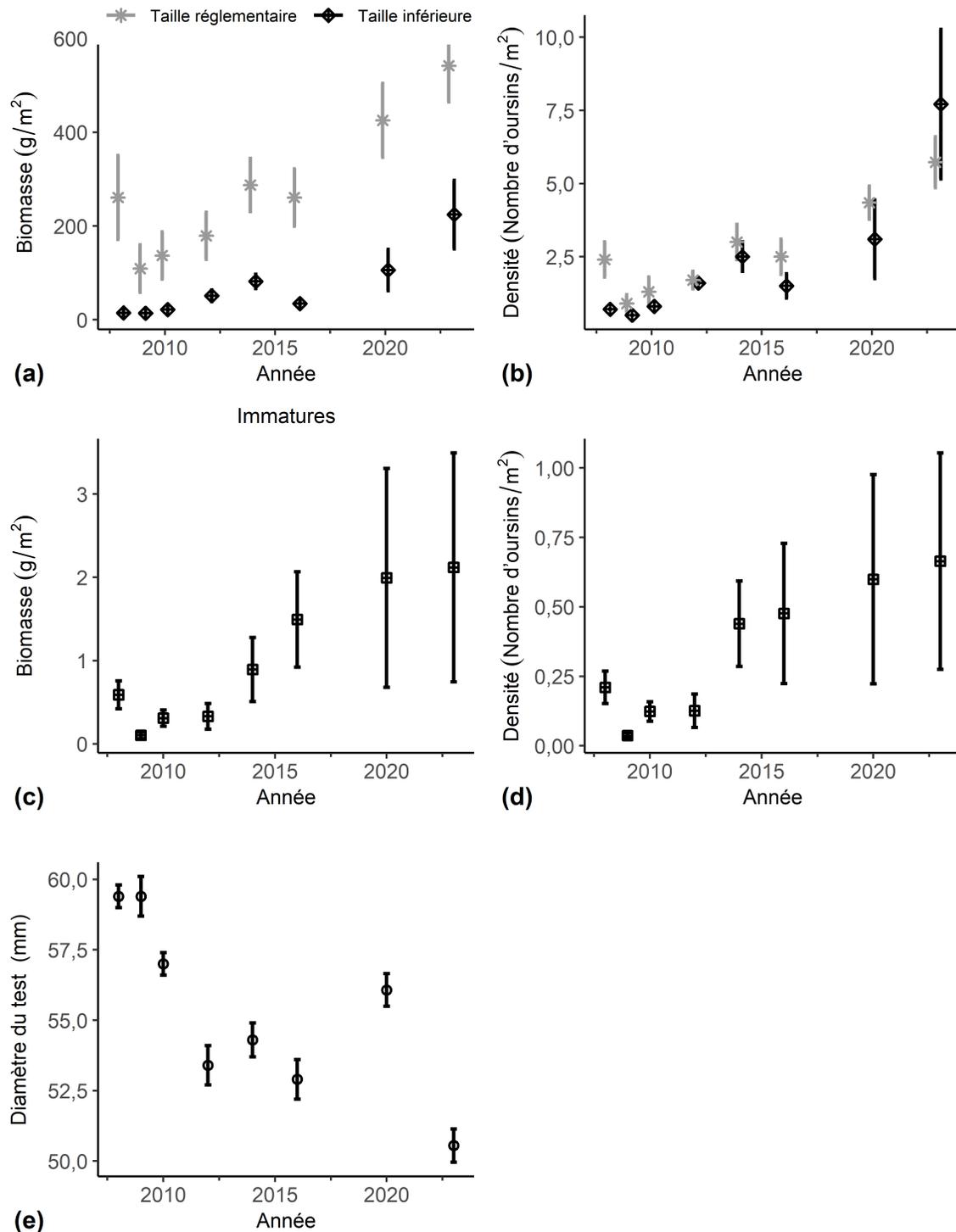


Figure 8. La moyenne estimée (± 1 erreur type) de la (a) biomasse (g/m²) et la (b) densité (nombre d'oursins/m²) d'oursins verts de taille réglementaire (\geq DT de 55 mm) et de taille inférieure à la taille réglementaire (<55 DT mm; Taille inférieure), de la (c) biomasse et la (d) densité d'oursins verts immatures (<25 DT mm), et du (e) diamètre du test des oursins verts dans le SGPP 19 dans les relevés en plongée indépendants de la pêche réalisés au printemps. Dans certains cas, les écarts-types sont faibles et apparaissent sur les marqueurs. Les points sont décalés dans a) et b) pour améliorer la lisibilité.

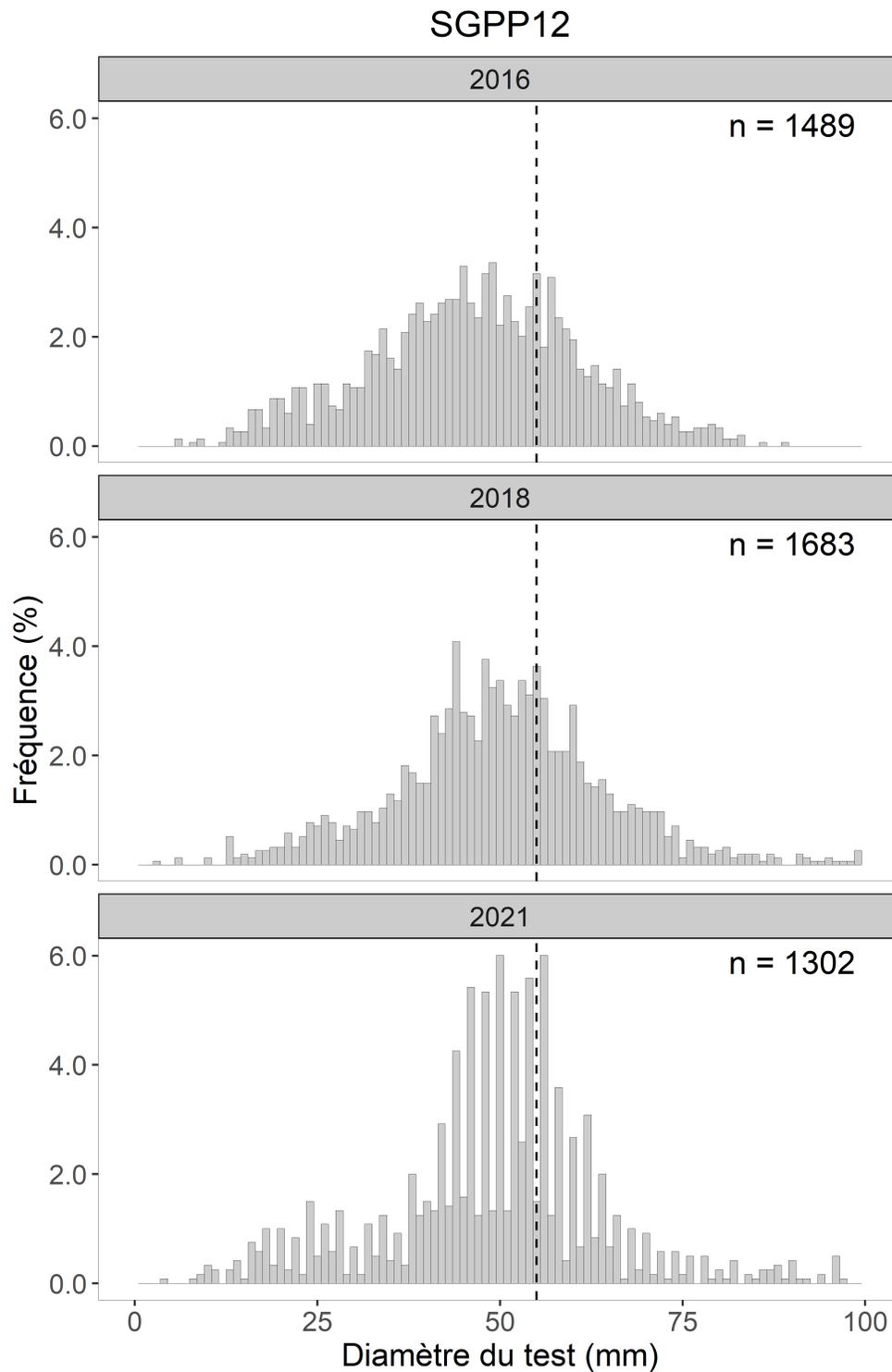


Figure 9. Distributions de fréquence de taille de l'oursin vert mesurées au cours des relevés en plongée indépendants de la pêche dans le SGPP 12 de 2016, 2018, et 2021 (diamètre du test en mm). Les lignes tiretées indiquent la taille minimale réglementaire pour la récolte commerciale, soit un diamètre du test de 55 mm; n = nombre d'oursins mesurés l'année en question.

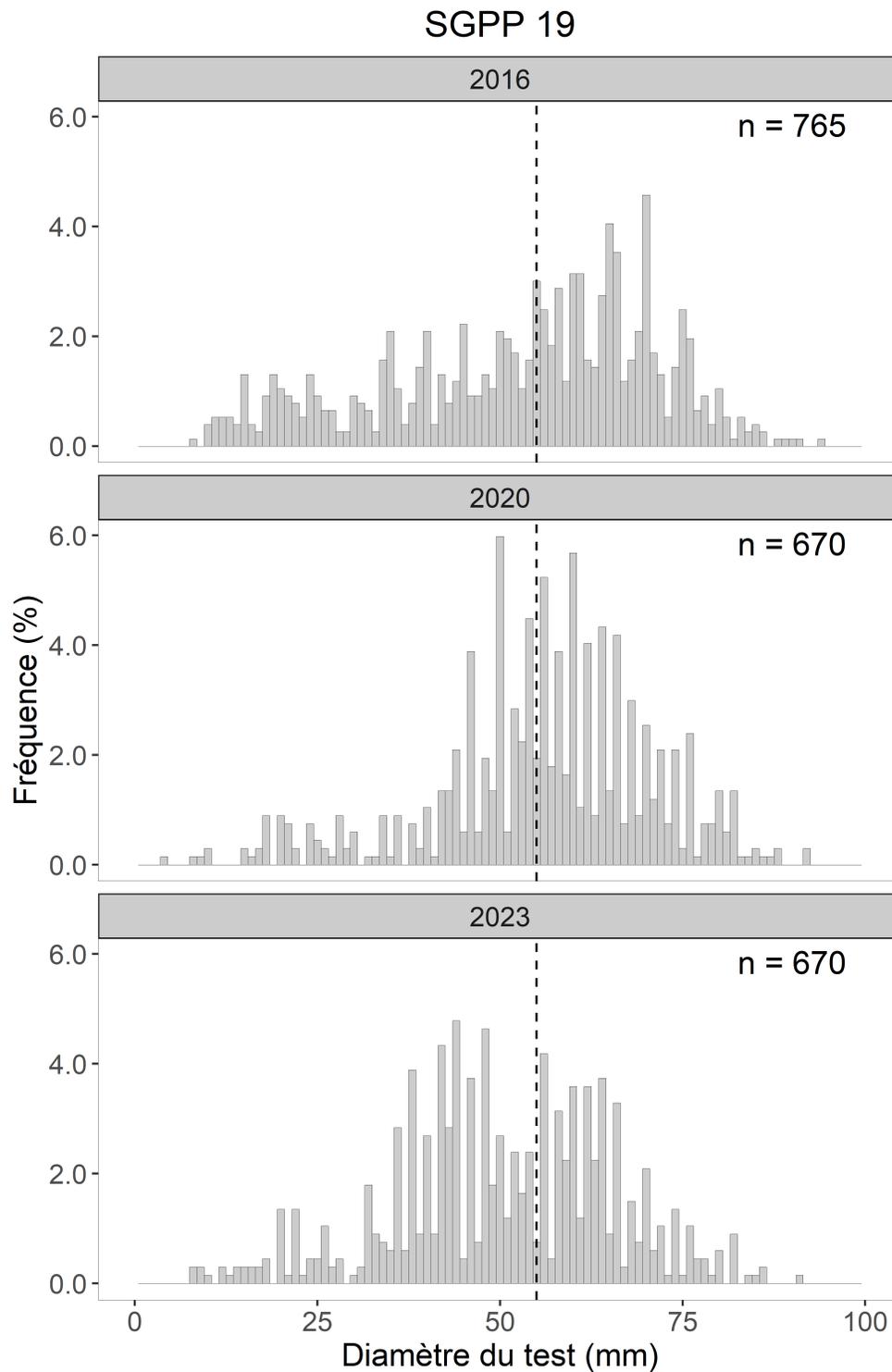


Figure 10. Distributions de fréquence de taille de l'oursin vert mesurées au cours des relevés indépendants de la pêche dans le SGPP 19 de 2016, 2020, et 2023 (diamètre du test en mm). Les lignes tiretées indiquent la taille minimale réglementaire pour la récolte commerciale, soit un diamètre du test de 55 mm; n = nombre d'oursins mesurés l'année en question.

Options de Récolte

La présente évaluation met à jour les données des séries chronologiques publiées précédemment et fournit de nouvelles options de récolte pour la pêche à l'oursin vert de 2024-2025 à 2026-2027 en appliquant le modèle bayésien de la dynamique de la biomasse utilisé pour évaluer le stock d'oursins verts de la Colombie-Britannique depuis 2003 (MPO 2021a). Ce modèle intègre des données indépendantes et dépendantes de la pêche aux analyses individuelles concernant le nord-est de l'île de Vancouver (NEIV) et le sud-est de l'île de Vancouver (SEIV). Ainsi, on obtient les distributions de probabilité a posteriori du rendement maximal durable (RMD) de chaque région. L'attribution d'options de récolte 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 2022-2023 (tableau 1).

La présente évaluation prend en compte l'expansion 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) et la récente réouverture du SGPP 14 lors de la saison de pêche de 2020-2021. 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 14, 18, 19, et 20 ont été ajoutées au modèle du sud-est de l'île de Vancouver. Les données sur les captures et les CPUE des SGPP 11 (NEIV) et 20 (SEIV) sont incluses dans l'évaluation du stock depuis 2018 (MPO 2018a), tandis que les données sur les captures et les CPUE du SGPP 14 (2020-2021 à 2022-2023) ont été incluses dans le modèle du SEIV dans la présente évaluation. Dans les évaluations antérieures à 2018, les modèles ne comprenaient que des données sur les prises et les CPUE provenant des SGPP 12 et 13 pour le nord-est de l'île de Vancouver et des SGPP 18 et 19 pour le sud-est de l'île de Vancouver (figure 4). Voir MPO (2015) et Waddell *et al.* (2010) pour des descriptions plus détaillées des entrées du modèle.

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 récolte représentent différentes réductions de l'estimation de la médiane de la distribution a posteriori du RMD, ainsi que les probabilités que les options de récolte soient plus élevées que le RMD réel (tableau 1).

Le RMD médian pour le nord-est de l'île de Vancouver a été estimé à 321 tonnes métriques (t) dans la mise à jour actuelle de l'état des stocks, comparativement à 302 t, 310 t et 308 t en 2016, 2018 et 2021, respectivement (MPO 2021a). L'estimation de la médiane du RMD pour le sud-est de l'île de Vancouver était de 103 t dans l'actuelle mise à jour de l'état du stock, tandis qu'en 2016, 2018 et 2021, elles étaient de 76 t, 95 t et 98 t, respectivement (MPO 2021a). De 1995-1996 à 2022-2023, dans les SGPP 11, 14, et 20, la pêche n'a été pratiquée que dans 7, 2, et 15 des 28 saisons de pêche, respectivement, et les débarquements étaient relativement faibles, de sorte que les options de récolte étaient relativement faibles.

De la saison de pêche 2006-2007 à la saison de pêche 2015-2016, les quotas de pêche commerciale à l'oursin vert étaient constants à 177,3 t dans le nord-est de l'île de Vancouver (NEIV) et à 25,5 t dans le sud-est de l'île de Vancouver (SEIV). Les quotas régionaux ont été augmentés dans le PGIP de 2018-2021 (MPO 2018b) à un quota de pêche total de 262,3 t (c.-à-d. SEIV et NEIV combinés). Depuis 2021, la pêche est gérée avec un PGIP annuel et le quota total a été augmenté à 293,4 t, 308,9 t et 320,1 t au cours des saisons de pêche 2021-2022, 2022-2023 et

2023-2024, respectivement. Par exemple, si un quota de 334,9 t (738 425 lb) est utilisé (264,2 t/582 425 lb pour le NEIV et 70,76 t/156 000 lb pour le SEIV), la probabilité prédite que le quota dépasse le RMD réel est de 19,29% for nord-est de l'île de Vancouver and 9,8% pour le sud-est de l'île de Vancouver.

Tableau 1. Options de récolte en tonnes métriques en pourcentage du rendement maximal durable (RMD) médian estimé, en pourcentage de probabilité que l'option puisse être supérieure ou égale au RMD réel, et répartition de la récolte totale à chacune des deux régions de gestion et 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 14, 18, 19, et 20).

A. Nord-est de l'île de Vancouver

Pourcentage du RMD médian	Options de récolte (en tonnes)				% Probabilité de l'option de récolte \geq RMD Réel
	SGPP 11, 12 & 13	SGPP 11	SGPP 12	SGPP 13	
100	321,4	1,0	193,2	127,2	50
90	289,3	0,9	173,9	114,5	31,6
80	257,1	0,8	154,5	101,7	16,1
70	225,0	0,7	135,2	89,0	5,7
60	192,8	0,6	115,9	76,3	1,4
50	160,7	0,5	96,6	63,6	0,3
40	128,6	0,4	77,3	50,9	0,1
30	96,4	0,3	58,0	38,2	0
20	64,3	0,2	38,6	25,4	<0.001
10	32,1	0,1	19,3	12,7	<0.001

B. Sud-est de l'île de Vancouver

Pourcentage du RMD médian	Options de récolte (en tonnes)					% Probabilité de l'option de récolte \geq RMD Réel
	SGPP 14, 18, 19, & 20	SGPP 14	SGPP 18	SGPP 19	SGPP 20	
100	102,9	2,2	25,7	56,3	18,7	50
90	92,6	2,0	23,1	50,7	16,8	34,2
80	82,3	1,8	20,5	45,0	14,9	20,1
70	72,0	1,6	18,0	39,4	13,1	10,6
60	61,7	1,3	15,4	33,8	11,2	5,2
50	51,4	1,1	12,8	28,2	9,3	2,4
40	41,1	0,9	10,3	22,5	7,5	0,9
30	30,9	0,7	7,7	16,9	5,6	0,1
20	20,6	0,4	5,1	11,3	3,7	<0.001
10	10,3	0,2	2,6	5,6	1,9	<0.001

Sources d'Incertitude

Il existe des incertitudes qui sont généralement liées aux données et aux hypothèses simplifiées nécessaires pour élaborer les modèles mathématiques et statistiques qui sont utilisés pour analyser les données.

Les incertitudes entourant les données utilisées dans la présente évaluation comprennent à la fois des données dépendantes de la pêche et des données indépendantes de la pêche. Les données dépendantes de la pêche comportent deux incertitudes principales. L'une d'elles concerne l'exactitude des données sur les prises et l'effort dérivées des bordereaux de capture avant les réformes de la gestion des pêches en 1995. La deuxième incertitude est celle qui entoure les données d'effort. L'effort est défini comme le nombre d'heures de plongeurs passées à récolter les oursins débarqués (ou capturés) et peut ne pas inclure le temps consacré aux rejets ou à la recherche d'œufs de qualité commerciale. La principale incertitude dans les données dépendantes de la pêche est de savoir si les données des relevés biologiques (c.-à-d. les sites repères dans un SGPP) reflètent avec exactitude les tendances de la population d'oursins verts dans chaque région de gestion (NEIV et SEIV) dans son ensemble. Cette incertitude s'étend également aux répercussions potentielles des effets dynamiques sur les écosystèmes causés par le changement climatique et la prédation par la loutre de mer.

En plus des incertitudes liées aux données, il existe des incertitudes liées au modèle. Comme dans pratiquement toutes les analyses quantitatives, l'incertitude entourant le modèle contribue à l'incertitude globale. L'estimation du RMD est fondée sur un modèle de productivité qui comporte des incertitudes inhérentes. Ce modèle de production combine la croissance, la reproduction et la mortalité dans une fonction de production, en ne tenant pas compte des interactions et 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, sans tenir 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)). Il suppose également une population fermée. Il convient donc de traiter les estimations du RMD avec une certaine prudence. De plus, la relation allométrique entre le diamètre du test et le poids utilisée dans le modèle était fondée sur des données recueillies entre 2002 et 2012, et on ne sait pas si elle représente avec exactitude les populations actuelles d'oursins verts. Compte tenu des nombreuses incertitudes de ce modèle, diverses options de récolte étaient fournies avec la probabilité correspondante qu'une option de récolte 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'allocation entre les SGPP (dans une région) est fondée sur la proportion de la contribution de chaque SGPP aux débarquements de 1995-96 à 2022-23. Cette méthode comporte le risque de perpétuer une éventuelle surexploitation ou sous-exploitation historique ou 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 du stock (PRS) et des points de référence limites (PRL) provisoires ont été recommandés pour les populations d'oursin vert de la Colombie-Britannique dans les régions de gestion du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver (MPO 2018a). Les PRL et PRS provisoires ont été élaborés 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 sur toute la côte de la Colombie-Britannique.

En bref, l'intention est de maintenir l'état du stock au-dessus du PRL et hors de la zone critique, tout en visant à maintenir le stock au-dessus du PRS et dans la zone saine (MPO 2009). Pour plus de détails, voir [Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution du MPO](#).

Le PRS et le PRL pour le stock d'oursins verts de la Colombie-Britannique sont les suivants :

PRS = 0,9 oursin de taille réglementaire/m² dans l'habitat de l'oursin

PRL = 0,5*PRS = 0,45 oursin de taille réglementaire/m² dans l'habitat de l'oursin

Ces deux points de référence des stocks ont été mis en œuvre dans les plans de gestion intégrée des pêches (PGIP MPO (2023)) de 2021-2022, 2022-2023 et 2023-2024.

La densité moyenne estimée des oursins de taille réglementaire en 2021 était de 4.2 oursins/m² dans le SGPP 12 et de 5.7 oursins/m² dans l'habitat de l'oursin dans le SGPP 19 en 2023.

Cela place le stock d'oursins verts dans la Saine Zone dans les deux régions 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 14, 18, 19, et 20) de l'île de Vancouver tombe 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, à l'instar des populations d'oursin rouge et de panope (Miller *et al.* 2006), mais aucune étude génétique n'a été réalisée pour confirmer cette hypothèse. En raison de la zone limitée où les relevés indépendants de la pêche sont menés, une évaluation de l'état du stock à l'échelle de la côte n'a pas été possible. Les travaux futurs porteront sur les moyens d'élargir l'évaluation et sur d'autres approches pour évaluer le stock.

CONCLUSIONS

D'après l'estimation de la densité moyenne des oursins verts de taille réglementaire dans l'habitat de l'oursin dérivée du relevé dans les SGPP 12 et 19, l'évaluation actuelle du stock d'oursins verts par rapport au PRS et au PRL place les régions de gestion du nord-est et du sud-est de l'île de Vancouver dans la zone saine. De plus, ces estimations indiquent que les populations d'oursins verts de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire dans ces régions ont augmenté depuis 2015. L'augmentation de la densité et de la biomasse observée dans ces populations d'oursins a très probablement été causée par des événements climatiques, qui ont entraîné la mortalité massive d'un important prédateur d'oursins, le solaster géant (*Pycnopodia helianthoides*; (Burt *et al.* 2018)). On ne sait pas pour l'instant si les populations d'oursins verts continueront d'augmenter et il faudra plus de données pour déterminer s'il s'agit d'une tendance à long terme.

ORIENTATIONS FUTURES

L'évaluation de l'oursin vert bénéficiera de travaux continus visant à combler les lacunes dans les connaissances et à intégrer de nouveaux renseignements dans les évaluations et les procédures de gestion futures. Les priorités du programme de la région du Pacifique visant l'oursin vert sont conformes à l'initiative de la Direction des sciences du MPO en matière de planification stratégique de l'évaluation des stocks et comprennent : 1) la mise en conformité complète de

la pêche avec l'approche de précaution et le Cadre des pêches durables du MPO dans les dispositions sur les stocks de poissons de la Loi sur les pêches révisée; 2) l'adoption d'approches plurispécifiques pour inclure les interactions avec les écosystèmes et maximiser l'efficacité; et 3) la prise en compte de la biologie de l'espèce et des conditions environnementales ayant une incidence sur le stock.

La Division de l'évaluation des stocks et de la recherche de la Direction des sciences du MPO mène actuellement de la recherche dans trois domaines liés aux oursins verts et aux priorités ci-dessus : des procédures de gestion robustes, la connectivité de la population et de la génomique, et la surveillance des stocks à l'échelle de la côte. L'oursin vert est l'une des études de cas dans le cadre d'un projet visant l'élaboration d'un cadre de simulation en boucle fermée capable de tester les procédures de gestion des invertébrés avec un éventail d'incertitudes. Ce cadre pourrait être utilisé pour mieux comprendre la robustesse de la gestion et l'évaluation actuelles face aux conditions changeantes de l'écosystème et pourrait aider à l'application des points de référence. De même, l'oursin vert est l'une des études de cas d'un projet connexe portant sur la population et la connectivité génomique de plusieurs invertébrés marins benthiques. Cette dernière étude examinera la connectivité et la structure des populations d'oursins verts dans différentes conditions environnementales (p. ex. vagues de chaleur). Enfin, les recommandations sur la conception d'un relevé multispécifique à l'échelle de la côte, fondée sur six années de données pilotes, ont récemment fait l'objet d'un examen par les pairs et d'une publication (Lohead et al. 2023). Les recommandations ont été mises en œuvre et la série chronologique de relevés en plongée sur de multiples espèces d'invertébrés benthiques (RPMEIB) a été lancée dans le nord de la Colombie-Britannique en 2023. Le RPMEIB sera ensuite réalisé dans le sud de la Colombie-Britannique à l'automne 2024. Cette collecte de données à l'échelle de la côte peut aider à l'élaboration et à l'application de points de référence à l'échelle de la côte et pourrait être l'occasion de mettre à jour la relation allométrique diamètre du test-poids de la population d'oursins verts de la Colombie-Britannique.

L'expansion de l'aire de répartition de la loutre de mer et le changement climatique sont deux facteurs importants qui devraient avoir une incidence sur la dynamique écosystémique des systèmes subtidaux rocheux en Colombie-Britannique dans l'avenir. Des loutres de mer ont été observées dans la région de gestion de l'oursin vert du NEIV et peuvent avoir rapidement (en 2 à 5 ans (Curtis et Leus 2022)) une incidence sur la population d'oursins verts dans cette région. La surveillance des changements dans l'abondance de l'oursin vert dans le NEIV en raison de la prédation par la loutre de mer peut nécessiter des relevés biologiques indépendants de la pêche plus fréquents que ceux qui sont actuellement entrepris (c.-à-d. la rotation actuelle de trois ans). La façon dont la prédation par la loutre de mer et les effets du changement climatique, comme l'augmentation de la température de l'océan et l'acidification des océans, interagiront pour avoir une incidence sur les populations d'oursins verts et la dynamique des écosystèmes comme la croissance du varech représente une lacune critique dans les connaissances. Cependant, les recherches en cours pourraient élucider certains des changements dans les populations d'oursins dus aux effets du changement climatique.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Name	Affiliation
Christine Hansen	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Lyanne Curtis	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique (responsable)
Meghan Burton	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Erin Wylie	Direction de la gestion des pêches du MPO, région du Pacifique
Roger Kanno	Direction de la gestion des pêches du MPO, région du Pacifique
Amy Ganton	Direction de la gestion des pêches du MPO, région du Pacifique
Kyle Krumsick	Direction des sciences du MPO, région du Pacifique (examineur)

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

- Burt, J.M., Tinker, M.T., Okamoto, D.K., Demes, K.W., Holmes, K., et Salomon, A.K. 2018. Sudden Collapse of a Mesopredator Reveals its Complementary Role in Mediating Rocky Reef Regime Shifts. *Proc. R. Soc. B.* 285: 20180553.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. Chapman & Hall, New York, New York.
- Curtis, L.J.F., et Leus, D. 2022. Experimental Harvest of Red Sea Urchins, *Mesocentrotus franciscanus* [A. Agassiz, 1863], and Trends in Red, Green (*Strongylocentrus droebachiensis*; [Des Moulins, 1837]), and Purple (*S. purpuratus*; [Stimpson, 1857]) Sea Urchin Populations within the Tofino Research Area (1994-2012). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 324: xi + 57 p.
- Dosser, H.V., Waterman, S., Jackson, J.M., Hannah, C.G., Evans, W., et Hunt, B.P.V. 2021. Stark physical and Biogeochemical Differences and Implications for Ecosystem Stressors in the Northeast Pacific Coastal Ocean. *J. Geophysical Res.* 11:126.
- Efron, B., et Tibshirani, R.J. 1993. *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hall, New York, New York.
- Estes, J.A., et Duggins, D.O. 1995. Sea Otters and Kelp Forests in Alaska: enerality and Variation in a Community Ecological Paradigm. *Ecol. Monogr.* 65(1): 75-100.
- Foreman, R.E., et Lindstrom, S.C. 1974. Urchin Survey Report. *Rep. Fish. Res. Bd., Pacific Biol. Stn.*: 1-59.
- Gelman, A., Carlin, J.B., Stern, H.S., et Rubin, D.B. 2004. *Bayesian Data Analysis (Vol. 2)*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL, USA.

- Lochead, J., Hajas, W., et 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.M., Supernault, K.J., Li, S., et 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.
- MPO. 2009. [Un Cadre Décisionnel pour les Pêches Intégrant l'Approche de Précaution](#). (Consulté le 3 mars 2021).
- MPO. 2015. [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. 2016. [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.
- MPO. 2018a. [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 2018-2021](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/054.
- MPO. 2018b. Pacific Region Integrated Fisheries Management Plan, Green Sea Urchin, September 1, 2018 to August 31, 2021.
- MPO. 2021a. [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, 2021-2024](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2021/036.
- MPO. 2021b. Pacific Region Integrated Fisheries Management Plan, Green Sea Urchin, September 1, 2021 to August 31, 2022.
- MPO. 2022. Pacific Region Integrated Fisheries Management Plan, Green Sea Urchin, September 1, 2022 to August 31, 2023.
- MPO. 2023. Pacific Region Integrated Fisheries Management Plan, Green Sea Urchin, September 1, 2023 to August 31, 2024. 2023/24.
- 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., et Waddell, B.J. 1998. Stock Assessment and Quota Recommendations for 1996/97 for the Green Sea Urchin Fishery in British Columbia. Dans Invertebrate working papers reviewed by the Pacific Stock Assessment Review Committee (PSARC) in 1996. Édité par G. E. Gillespie et L. C. Walthers. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2221. p. 261-308.
- Perry, R.I., Zhang, Z., et 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., et 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.

- Perry, R.I., Zhang, Z., et 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.
- R Core Team. 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ripley, B., et Lapsley, M. 2023. RODBC: ODBC Database Access. R package version 1.3-23.
- Russell, M.P., et 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.
- Schauberger, P., et Walker, A. 2022. openxlsx: Read, Write and Edit xlsx Files. R package version 4.2.5.1.
- Scheibling, R.E., Feehan, C.J., et Hatcher, B.G. 2020. Chapter 31 - *Strongylocentrotus droebachiensis*. Dans Lawrence JM (ed) *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, Book 43. Elsevier.
- Strathmann, R. 1978. Length of Pelagic Period in Echinoderms with Feeding Larve from the North 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., Crossley, C.M., Tzotzos, D.P., Perry, R.I., et 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., et 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., et 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., et 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., et 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.J., Perry, R.I., Scharf, G., et 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.* 2419.

- Waddell, B., Zhang, Z., et 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.
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., et Vaughan, D. 2023. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.4.
- Wickham, H., et Henry, L. 2023. purrr: Functional Programming Tools. R package version 1.0.2. R package version 0.3.5.
- Zhang, Z., et 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.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

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

Courriel : DFO.PacificCSA-CASPacifique.MPO@dfo-mpo.gc.ca

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

ISSN 1919-3815

ISBN 978-0-660-75122-1 N° cat. Fs70-7/2025-004F-PDF

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2025. Évaluation des stocks et options de quota pour la pêche à l'oursin vert
(*Strongylocentrotus droebachiensis*) en Colombie-Britannique, 2024-2027. Secr. can. des
avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2025/004.

Also available in English:

DFO. 2025. *Stock Status Update and Harvest Options for the Green Sea Urchin*
(*Strongylocentrotus droebachiensis*) *Fishery in British Columbia, 2024-2027. DFO Can. Sci.*
Advis. Sec. Sci. Resp. 2025/004.