



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2023/020

Région du Pacifique

Mise à jour des points de référence et des options de récolte pour la pêche de l'holothurie de Californie (*Apostichopus californicus*) en Colombie-Britannique à l'aide des données tirées des zones de pêche expérimentale

Wayne Hajas, Christine Hansen et Janet Lohead

Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par la ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-47698-8 N° cat. Fs70-5/2023-020F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Hajas, W., Hansen, C. et Lohead, J. 2023. Mise à jour des points de référence et des options de récolte pour la pêche de l'holothurie de Californie (*Apostichopus californicus*) en Colombie-Britannique à l'aide des données tirées des zones de pêche expérimentale. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/020. vii + 62 p.

Also available in English:

Hajas, W., Hansen, C., and Lohead, J. 2023. Updated Reference Points and Harvest Options for the Giant Red Sea Cucumber (Apostichopus californicus) Fishery in British Columbia using data from Experimental Fishing Areas. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/020. vii + 58 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	vii
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODES.....	4
2.1. ZONES DE PÊCHE EXPÉRIMENTALE	4
2.2. PROTOCOLE DE RELEVÉ DANS LES ZONES DE PÊCHE EXPÉRIMENTALE.....	5
2.3. MÉTHODES D'ANALYSE	5
2.3.1. Mesures de la densité	5
2.3.2. Réduction de la longueur des transects.....	6
2.3.3. Le modèle bayésien	7
2.3.4. Biomasse	8
2.3.5. Récolte en tant que fraction constante de la biomasse avant récolte.....	9
2.3.6. Définition d'une densité minimale à partir de plusieurs relevés	9
2.3.7. Calcul d'une moyenne de densités moyennes estimées	10
3. RÉSULTATS.....	11
3.1. PRODUCTIVITÉ.....	11
3.2. BIOMASSE VIERGE	11
3.3. LES QUANTITÉS RÉCOLTÉES	12
3.4. POINTS DE RÉFÉRENCE.....	13
4. INCERTITUDES	14
4.1. INCERTITUDE DU MODÈLE.....	14
4.2. CHANGEMENTS CLIMATIQUES	14
4.3. LOUTRES DE MER	15
4.4. POINT DE RÉFÉRENCE $D_{\text{RÉTABLISSEMENT}}$	16
5. DISCUSSION.....	16
6. LES ORIENTATIONS FUTURES	20
7. RECOMMANDATIONS.....	21
8. RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES.....	21
9. REMERCIEMENTS	21
10. RÉFÉRENCES CITÉES	23
11. TABLEAUX	28
12. FIGURES	41
ANNEXE A. TRANSECTS RÉDUITS	52
ANNEXE B. MODÈLES MATHÉMATIQUES UTILISÉS DANS LES ANALYSES BAYÉSIENNES	55
B.1. RÉCOLTE.....	55
B.2. PRODUCTIVITÉ	55
B.3. MODÈLE D'ÉCHANTILLONNAGE.....	56

B.4. CHANGEMENTS DEPUIS HAND <i>ET AL.</i> (2009).....	57
ANNEXE C. SÉRIE D'EFFETS.....	59
ANNEXE D. LA CHAÎNE DE MARKOV	61

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Valeurs estimées des paramètres de productivité.	28
Tableau 2. Estimation de la biomasse vierge (poids éviscéré en kg) pour les sites de la zone de pêche expérimentale.....	29
Tableau 3. Récolte maximale durable en tant que fraction de la biomasse vierge.....	30
Tableau 4. Biomasse relative minimale pendant les zones de pêche expérimentale.....	32
Tableau 5. Récolte maximale durable en tant que fraction de la biomasse avant récolte.....	33
Tableau 6. Récolte maximale durable en tant que fraction de la biomasse vierge pour maintenir différents seuils de biomasse.....	35
Tableau 7. Quantités récoltées (fraction de la biomasse avant récolte) pour des combinaisons d'intervalles de récolte et de niveaux de stocks à l'équilibre après récolte (points de référence de Hand et al. 2009), en utilisant à la fois les données complètes et les données précoces.	38

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Emplacement des zones de pêche expérimentale sur la côte de la Colombie-Britannique.....	41
Figure 2. Intervalles de confiance à 95 % sur les quantités récoltées pour les zones de pêche expérimentale.	42
Figure 3. Estimation des densités linéaires de population par zone de pêche expérimentale, site et année.....	43
Figure 4. Estimation des densités spatiales de population par zone de pêche expérimentale, site et année.....	44
Figure 5. Une démonstration déterministe des effets de la récolte et de la productivité sur un stock, où la récolte est instantanée.....	45
Figure 6. Une représentation graphique de la récolte pour maintenir un niveau de stock équilibré.	46
Figure 7. Densité moyenne de trois minima.	47
Figure 8. Courbes de productivité probabilistes à partir d'une analyse bayésienne.....	48
Figure 9. Quantité récoltée pour maintenir les niveaux de stock après la récolte.....	49
Figure 10. Quantité récoltée pour maintenir les niveaux de stock après la récolte.....	50
Figure 11. Moyenne des densités linéaires minimales de population estimées pour les zones de pêche expérimentale.....	51
Figure 12. Moyenne des densités spatiales minimales de population estimées pour les zones de pêche expérimentale.....	51

RÉSUMÉ

L'holothurie de Californie (*Apostichopus californicus*) fait l'objet d'une pêche commerciale en plongée en Colombie-Britannique, au Canada. Malgré des recherches considérables, le cycle biologique de cette espèce est mal connu et de nombreux paramètres biologiques ne peuvent être estimés, ce qui empêche l'utilisation de modèles de pêche typiques. Par conséquent, quatre zones de pêche expérimentale ont été établies en Colombie-Britannique en 1998 pour étudier les effets de la récolte sur la densité de l'espèce. Après 10 ans, les données des zones de pêche expérimentale ont été analysées, un modèle de productivité latente a été élaboré et des recommandations ont été faites concernant les taux de récolte et les points de référence provisoires (Hand *et al.* 2009). Le relevé des zones de pêche expérimentale s'est poursuivi jusqu'en 2015, générant huit années supplémentaires de données. Le présent document met à jour l'avis sur les récoltes fondé sur le modèle original de productivité latente (avec quelques mises à jour) et la série chronologique complète de données provenant des zones de pêche expérimentale. Les récoltes maximales durables sont indiquées pour diverses stratégies de pêche, combinant des intervalles de récolte d'un à cinq ans avec différents seuils de niveau de stock minimal à l'équilibre (valeur minimale observée, $0,50 B_0$, $0,60 B_0$ et $0,80 B_0$) et des estimations de la biomasse actuelle ou vierge. Les recommandations comprennent la mise en œuvre de quotas de récolte qui ne dépassent pas la plage du quantile de 0,01 inférieur pour les résultats du stock à l'équilibre au-dessus de $0,60 B_0$. Par exemple, pour les taux de récolte annuels, la plage à ne pas dépasser est de 2,0 à 8,0 % de la biomasse estimée avant récolte, tandis que pour la récolte triennale, elle est de 5,7 à 18,8 % de la biomasse estimée avant récolte, en gardant à l'esprit que les plages supérieures peuvent n'être appropriées que pour les zones hautement productives. En outre, l'adoption de points de référence empiriques est recommandée : un point de référence limite prudent de 0,029 holothurie m⁻² dans l'habitat de l'holothurie et un point de référence supérieur du stock de 0,038 holothurie m⁻² dans l'habitat de l'holothurie.

1. INTRODUCTION

L'holothurie de Californie, *Apostichopus californicus* (anciennement *Parastichopus*; Stimpson 1857), est une ressource marine précieuse, comme de nombreux autres membres du phylum Echinodermata. Bien qu'il existe 47 espèces d'holothuries (classe Holothuroidea) dans les eaux de la Colombie-Britannique (Lambert 1997; Lambert et Boutillier 2011), *A. californicus* est la seule qui est visée par une pêche commerciale. Son exploitation commerciale remonte à 1971, date à laquelle des débarquements ont été enregistrés pour la première fois, mais les Premières Nations de la côte la consomment à titre d'aliment traditionnel depuis d'innombrables générations (Stephenson *et al.* 1995). La réglementation de la pêche, sous la forme de permis commerciaux, a été introduite en 1980 à titre expérimental. La pêche commerciale d'*A. californicus* a d'abord suivi le schéma d'expansion et de ralentissement typique des pêches émergentes ciblant des espèces mal connues, ce qui a suscité des préoccupations en matière de conservation, et une série de réductions arbitraires des quotas et des mesures de gestion supplémentaires (MPO 2022; Hand *et al.* 2009; Hand et Rogers 1999). Un historique des mesures de gestion de la pêche commerciale de l'holothurie est fourni dans le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) [tableau 1 du PGIP, annexe 5 de MPO 2022].

A. californicus est la plus grande espèce d'holothurie en Colombie-Britannique et est présente de la zone intertidale à environ 250 m de profondeur. Elle est ciblée par les pêcheurs commerciaux en plongée à des profondeurs permettant la plongée (plus de 20 m). Une grande partie de la distribution en profondeur de l'espèce n'est donc pas accessible à la pêche commerciale, ce qui crée une réserve de facto, mais l'abondance à des profondeurs supérieures à celles où l'on peut plonger est largement inconnue (Duprey *et al.* 2011). Bien que la pêche (selon le PGIP) soit gérée chaque année (l'année de délivrance des permis commerciaux va du 1^{er} octobre au 30 septembre), la récolte est rapide, la majorité des prélèvements ayant lieu en octobre et novembre (MPO 2022).

De nombreuses lacunes dans les connaissances biologiques compliquent l'évaluation et la gestion de cette espèce. En particulier, il n'existe aucune méthode pratique pour déterminer l'âge d'*A. californicus*, car la composition et l'activité métabolique de l'anneau buccal, l'une des seules structures rigides de l'holothurie, ne sont pas connues actuellement. Ebert (1978) laisse entendre que l'anneau buccal est directement lié à la croissance somatique, ce qui indique que pendant les périodes de croissance nulle ou faible, l'anneau buccal présentait également les mêmes projections de croissance. Les structures visées pour estimation de l'âge doivent répondre à plusieurs postulats (Campana et Thorrold 2001), le plus important étant que la structure doit avoir une croissance continue, comme cela est démontré dans les otolithes de téléostéens (Maillet Checkley 1990). Les structures qui ne démontrent pas une croissance continue devraient être évitées aux fins de l'estimation de l'âge, car cela entraînera une sous-estimation de l'âge (Stephen Wischniowski, responsable du programme du laboratoire sclérochronologique de Pêches et Océans Canada, Station biologique du Pacifique, Nanaimo, Colombie-Britannique, février 2022, communication personnelle). En outre, *A. californicus* est un organisme à corps mou qui peut changer ses dimensions corporelles en absorbant ou en expulsant de l'eau et en contractant les muscles de sa paroi corporelle. Cette espèce réabsorbe et régénère également ses viscères et modifie l'épaisseur de sa paroi corporelle de façon saisonnière (Fankboner et Cameron 1985). Les variations spatiales et temporelles de la taille et de la croissance rendent cette espèce difficile à mesurer de manière cohérente et nous empêchent d'utiliser des indicateurs de l'âge fondés sur la taille. Les adultes sont relativement sédentaires, se déplaçant de moins de quatre mètres jour⁻¹, mais selon certaines sources, ils entreprennent des migrations saisonnières en profondeur (Hand et Rogers 1999; Lambert 1997). Une longue phase larvaire (51 à 125 jours) [Cameron et Fankboner 1989;

Strathmann 1978] joue probablement un rôle plus important dans le mélange génétique et la migration, mais la dynamique source/puits est largement inconnue (Xuereb *et al.* 2018). Enfin, les juvéniles sont rarement observés lors des relevés¹, ce qui laisse entendre un changement ontogénétique inconnu dans la dissimulation ou l'habitat. Toutes ces caractéristiques limitent la collecte des paramètres typiques de l'ichtyobiologie et l'inclusion de données sur le cycle biologique dans les modèles de pêche.

Le premier document d'évaluation du stock et des options de quota pour la pêche d'*A. californicus* a été produit en 1995 (Phillips et Boutillier 1998), et le processus a mis en évidence un certain nombre de lacunes dans les connaissances et les données. Les auteurs de la première évaluation, Phillips et Boutillier (1998), ont donc recommandé un changement d'approche pour la pêche d'*A. californicus* en Colombie-Britannique et un alignement sur le cadre recommandé par Perry *et al.* (1999) pour la gestion des pêches d'invertébrés nouvelles et en développement. Ce cadre prévoit une approche progressive, dans laquelle la phase 0 comprend la collecte des données existantes, la phase 1 comprend la collecte de données nouvelles et la phase 2 comprend la pêche à des fins commerciales (Perry *et al.* 1999). L'évaluation de 1998 (Phillips et Boutillier 1998) a synthétisé une grande partie de l'information sur la pêche d'*A. californicus* en Colombie-Britannique et a été rapidement suivie d'un examen plus complet de la phase 0 (Boutillier *et al.* 1998). Ce dernier a conclu que la pêche d'*A. californicus* ne fournissait pas suffisamment de renseignements pour effectuer des évaluations de stocks ni pour évaluer les effets de la pêche. Boutillier *et al.* (1998) ont donc recommandé que la phase 1 de la pêche commerciale soit menée de manière à faciliter la collecte de données dépendantes et indépendantes de la pêche et la vérification des hypothèses de gestion. Plus précisément, les recommandations comprenaient la restriction de la pêche commerciale à 25 % de la côte, l'utilisation des estimations de densité et d'exploitation les plus prudentes disponibles, l'établissement de zones de gestion expérimentale (maintenant appelées zones de pêche expérimentale) et l'établissement de zones de contrôle fermées. Nombre de ces recommandations ont été mises en œuvre lors de la phase 1 et d'un plan de gestion adaptative en 1997 (MPO 2022; Hand et Rogers 1999). En effet, la récolte commerciale a été limitée à un quart statique de la côte de la Colombie-Britannique, 50 % de la côte a été fermée à la récolte à titre de contrôle et 25 % de la côte a été réservée à la recherche sur la pêche expérimentale. Le document de recherche était un projet de collaboration entre les nations Kitasoo/Xai'Xais, la Pacific Sea Cucumber Harvesters Association et Pêches et Océans Canada (MPO). À ce stade, les quotas de la pêche commerciale étaient fondés sur une estimation de la densité de la population tirée des relevés menés en Alaska (2,5 holothuries par mètre de côte) et sur une récolte annuelle durable de 4,2 % de la biomasse vierge, estimée à partir d'analyses de données recueillies dans l'État de Washington (Hand *et al.* 2009; Larson *et al.* 1995). Des récoltes allant généralement de 2 % à 16 % (mais jusqu'à 50 % en 2014 et 2015) ont été appliquées aux zones de pêche expérimentale.

La phase 1 a duré 10 ans et les données provenant de recherches dépendantes et indépendantes de la pêche, telles que les données sur la récolte, les relevés ouverts (p. ex. les relevés menés dans des zones de la côte restées ouvertes), les zones de pêche expérimentale et l'échantillonnage biologique, ont abouti à des recommandations pour la pêche qui ont été présentées et acceptées au sous-comité sur les invertébrés du Pacifique du Secrétariat canadien des avis scientifiques en 2007 (Hand *et al.* 2009). Hand *et al.* (2009) ont élaboré un

¹ Bazinet, A.C., Garner, G.D., and Hansen, S.C. *In prep.* Biomass estimates for sea cucumber (*Apostichopus californicus*) as determined through surveys conducted from 2014 to 2020. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.*

modèle de productivité latente fondé sur des données de pêches expérimentales, et la recommandation de réouverture de la pêche commerciale au-delà des 25 % de la côte autrefois restreints géographiquement, en utilisant un taux de récolte de 3,5 à 10,3 % (fondé sur le percentile inférieur des taux d'exploitation maximaux durables calculés dans le modèle de productivité latente pour les zones de pêche expérimentales) a été approuvée. Les recommandations approuvées ont également nécessité des relevés dans des zones avant leur réouverture à la pêche commerciale (Duprey *et al.* 2011; Hand *et al.* 2009). En outre, Hand *et al.* (2009) ont recommandé l'adoption d'un point de référence limite (PRL) de 50 % de la biomasse vierge (B_0), l'examen d'un point de référence supérieur du stock (PRS) entre 0,60 et 0,80 B_0 et le maintien des zones de pêche expérimentale. Alors que les taux de récolte actualisés ont été mis en œuvre, aucun système n'a été mis en place pour mesurer les populations d'holothuries par rapport aux points de référence proposés. Les points de référence sont destinés à être mis en œuvre à une échelle différente de celle de la pêche, qui est gérée sur la base d'une zone de gestion par quota. Puisque *A. californicus* est actuellement considéré comme un stock à l'échelle de la côte, les points de référence sont mis en œuvre à l'échelle de la côte.

La pêche commerciale d'*A. californicus* est ensuite entrée dans la phase 2 en 2008. Depuis, de grandes parties de la côte ont été rouvertes à la suite de relevés d'ouverture ciblés. En effet, la pêche s'est accrue de 25 % sur la côte pendant le plan de gestion adaptative/la phase 1 à 49 % en 2020, ce qui correspond à un ajout d'environ 6 300 km de littoral et à un total de 211 sous-zones de gestion des pêches du Pacifique ouvertes à la pêche (MPO 2022; P. Ridings, gestionnaire des pêches, Pêches et Océans Canada, Nanaimo, Colombie-Britannique, 2021, communication personnelle). Il est important de souligner des changements simultanés dans le cadre décisionnel du MPO, l'approche de précaution étant passée d'un concept accepté à une exigence législative en vertu des nouvelles dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches*² révisée. Le cadre de l'approche de précaution et les mesures actuelles de gestion de la pêche à l'holothurie sont bien décrits ailleurs (MPO 2009; 2022). Les zones de pêche expérimentale se sont poursuivies pendant quelques années au cours de la phase 2. Cependant, plusieurs changements ont compromis l'intégrité de la conception expérimentale des zones de pêche expérimentale, ce qui a finalement nécessité la conclusion du projet de zones de pêche expérimentale par la Direction des sciences du MPO en 2017 : à savoir, une collecte de données incohérente entre 2008 et 2015, l'ouverture d'une zone de pêche expérimentale de pêche commerciale, la recolonisation d'une zone de pêche expérimentale par des loutres de mer (*Enhydra lutris*) et l'installation de deux exploitations piscicoles à proximité d'une zone de pêche expérimentale. Néanmoins, il existe actuellement huit années supplémentaires de données non publiées sur les zones de pêche expérimentale recueillies dans le cadre de l'évaluation des stocks du MPO.

Le présent rapport a été produit à la demande de la Direction de la gestion des ressources du MPO, dans le but général de mettre à jour les estimations des taux de récolte, du point de référence limite et du point de référence supérieur du stock en utilisant la série chronologique complète de données de la zone de pêche expérimentale de 1998 à 2015. Ce rapport soutiendra donc la gestion de la pêche commerciale des holothuries et la rendra plus conforme au cadre de l'approche de précaution.

²*Loi sur les pêches* (L.R.C. 1985, ch. F-14)

2. MÉTHODES

Ce document présente un résumé de la conception des zones de pêche expérimentale et du protocole de relevé dans les zones de pêche expérimentale, ainsi qu'un aperçu du modèle de productivité latente précédemment examiné et publié par les pairs. Les détails complets du protocole de relevé sont documentés dans Campagna et Hand (2004) et Duprey *et al.* (2011), et une description complète des méthodes des zones de pêche expérimentale et du modèle figurent dans Hand *et al.* (2009) et Hajas *et al.* (2011). Les corrections d'erreurs et les améliorations progressives qui ont été apportées au modèle depuis la version de 2007 (Hand *et al.* 2009; Hajas *et al.* 2011) sont décrites à l'annexe B.

2.1. ZONES DE PÊCHE EXPÉRIMENTALE

Quatre zones de pêche expérimentale à long terme (inlet Jervis, inlet Laredo, chenal Tolmie et Zeballos) ont été établies le long de la côte de la Colombie-Britannique (figure 1) pour étudier l'effet de différents taux de récolte sur les stocks d'holothuries. Les quatre zones de pêche expérimentale ont été établies en 1998 et 1999 dans des sous-zones de gestion des pêches du Pacifique qui n'avaient pas été exploitées depuis au moins cinq ans. Les zones de pêche expérimentale ont donc été censées être à l'état vierge au début de l'expérience, avant la première récolte expérimentale. Les quatre zones de pêche expérimentale ont été choisies pour représenter une variété d'habitats de l'holothurie, allant d'un passage à faible densité à un canal à haute densité. Les données existantes recueillies dans le chenal Tolmie et l'inlet Laredo par le programme des pêches de Kitsoo (1996-1997) et dans l'inlet Jervis par le MPO (Campagna et Hand 1999) ont servi à la conception des zones de pêche expérimentale.

Cinq sites ont été déterminés dans chaque zone de pêche expérimentale. Chaque site avait une longueur de rivage de 10 km. En raison de la faible mobilité des holothuries adultes (~4 m/jour) [da Silva *et al.* 1986], chacun des 20 sites constitue approximativement une population indépendante. Cinq traitements de récolte différents ont été attribués au hasard à chaque site. Les traitements ciblés étaient des récoltes annuelles de 0, 2, 4, 8 et 16 % des estimations préliminaires de l'abondance de la population vierge, et ces quantités récoltées annuelles ciblées ont fourni une fourchette d'intensités de récolte dans chaque zone de pêche expérimentale. Les sites ont fait l'objet d'une pêche annuelle, à l'exception du chenal Tolmie et du inlet Laredo qui, après 2011 et 2012 respectivement, sont passés à des pêches triennales pour imiter le passage à la récolte triennale par la pêche commerciale dans la plupart des régions de la Colombie-Britannique. Les quantités cibles de récolte sont passées à 0, 4, 10, 25 et 50 % dans le chenal Tolmie en 2014 et dans l'inlet Laredo en 2015. Bien que les sites soient désignés par la fraction initiale prévue de biomasse vierge à récolter chaque année (par exemple, les sites 0, 2, 4, 8 et 16), la fraction réelle de biomasse vierge récoltée différait de la fraction ciblée. Les analyses actuelles fournissent de meilleures estimations des taux de récolte auxquels les sites ont réellement été soumis (figure 2). Il convient de souligner que toutes les analyses prennent en compte les quantités réelles de récolte et que les noms de sites sont simplement utilisés comme des étiquettes cohérentes.

Aucune des zones de pêche expérimentale n'est encore ouverte, car plusieurs événements ont compromis l'intégrité du plan expérimental. Notamment, l'inlet Jervis a été ouvert à la pêche commerciale, l'inlet Laredo présentait de faibles densités et n'était pas considéré comme représentatif d'une zone d'exploitation commerciale, le chenal Tolmie a fait l'objet de l'installation et de l'exploitation de deux exploitations piscicoles, et Zeballos a été recolonisé par les loutres de mer en 2008 (Nichol *et al.* 2015). L'effet des loutres de mer est abordé dans la section 4.3.

Les dates de début et de fin des zones de pêche expérimentale sont les suivantes :

-
- Inlet Jervis : janvier 1999³ à février 2007
 - Inlet Laredo : septembre 1998 à septembre 2015
 - Chenal Tolmie : septembre 1998 à novembre 2014
 - Zeballos : juillet 1999 à juillet 2012

2.2. PROTOCOLE DE RELEVÉ DANS LES ZONES DE PÊCHE EXPÉRIMENTALE

Les emplacements des transects ont été choisis au hasard au début de l'expérience pour chaque site, dans chaque zone de pêche expérimentale, et les emplacements des transects sont restés identiques pendant toute la durée de l'expérience. Il y avait 15 à 26 transects par site. Les sites 0, 8 et 16 ont fait l'objet de relevés tous les deux ans, tandis que les sites 2 et 4 ont fait l'objet de relevés tous les quatre ans (figure 3 et figure 4). Les transects consistaient en des bandes de 4 m de large s'étendant perpendiculairement à partir d'une profondeur de 18 m de jauge jusqu'au rivage. Les lignes de transect ont été marquées à des intervalles de 5 m pour définir des quadrats de 20 m². La plupart des données ont été consignées au niveau du quadrat, mais les transects constituent la principale unité d'échantillonnage. Des plongeurs en scaphandre autonome ont mené des explorations dans les quadrats profonds à peu profonds et ont enregistré le nombre d'holothuries, la profondeur de la jauge et des données sur l'habitat telles que le substrat dominant et les algues. La hauteur de la marée a été utilisée pour convertir la profondeur de la jauge au zéro des cartes.

Afin de déterminer la répartition de la population en fonction de la taille, des échantillons d'holothuries ont été recueillis sur chaque site des zones de pêche expérimentale chaque année où les sites ont fait l'objet d'une visite, que ce soit pour des relevés de densité ou des récoltes. Les échantillons ont été recueillis après le relevé du transect ou avant la récolte sur le site. Pour chaque site des zones de pêche expérimentale, deux transects ont été choisis au hasard lors de chaque visite, et les 50 premiers animaux rencontrés dans chacun de ces transects ont été recueillis (la taille de l'échantillon a été réduite à 25 animaux par transect dans l'inlet Laredo à partir de 2008). Chaque animal a été divisé longitudinalement, drainé, puis éviscéré de ses organes internes et pesé individuellement au gramme près pour obtenir le « poids éviscéré ».

Les données sont archivées dans la base de données biologiques des holothuries et gérées par l'unité des données sur les mollusques et les crustacés de la Station biologique du Pacifique.

2.3. MÉTHODES D'ANALYSE

2.3.1. Mesures de la densité

Les densités ont été calculées de la même manière que dans Hand *et al.* (2009) et Hajas *et al.* (2011).

L'abondance a été mesurée de deux façons :

1. Population (nombre d'holothuries)
2. Biomasse (grammes d'holothuries)

³L'inlet Jervis a fait l'objet d'un relevé initial en 1998 à titre d'essai pour aider à déterminer la taille appropriée de l'échantillon pour les relevés associés à la pêche expérimentale (Campagna et Hand 1999).

L'étendue de l'habitat a été mesurée de deux façons :

- a. De manière linéaire (mètres de rive)
- b. De manière spatiale (mètres carrés de plancher océanique)

Par conséquent, il peut y avoir quatre façons différentes de rapporter la densité des holothuries pour chaque combinaison de transect et d'unité de surface, dont les trois en gras sont présentées dans ce document :

1a. Densité linéaire de la population

1b. Densité spatiale de la population

2a. Densité linéaire de biomasse

2b. Densité spatiale de biomasse

La densité linéaire de la population est le nombre d'holothuries divisé par la longueur de littoral associée et est exprimée en nombre d'holothuries par mètre de littoral. La densité linéaire est l'estimation de la densité utilisée dans les calculs de quotas pour la pêche parce que les estimations de la superficie du banc d'holothuries ne sont pas disponibles alors que les longueurs du littoral sont connues (Duprey *et al.* 2011).

La densité spatiale de la population est le nombre d'holothuries divisé par la surface associée du plancher océanique et est exprimée en nombre d'holothuries par mètre². La superficie du plancher océanique est considérée comme une meilleure mesure de l'étendue de l'habitat que la longueur du littoral. En outre, les densités spatiales de population sont utilisées comme points de référence dans d'autres pêches en plongée d'invertébrés benthiques, comme l'oursin rouge géant (*Mesocentrotus franciscanus*) et l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*). Afin d'harmoniser l'approche relative aux échinodermes, l'unité de densité spatiale de la population est également envisagée comme point de référence de l'holothurie de Californie dans ce document.

La densité spatiale de la biomasse est la densité spatiale de la population multipliée par le poids éviscéré moyen. Pour chaque relevé sur chaque site, le poids moyen a été estimé avec une erreur-type. Les estimations ont été faites à partir de bioprélèvements recueillis dans des transects sélectionnés au hasard dans le cadre des relevés sur la densité ou à partir des holothuries prélevées (description dans la section 2.2).

La densité d'une zone donnée a été traitée comme un estimateur de rapport (Cochran 1977). Les transects étaient la principale unité d'échantillonnage, mais ils ont été pondérés en fonction de leur taille. La méthode bootstrap et les intervalles accélérés corrigés du biais (Efron et Tibshirani 1994) ont été utilisés pour produire des limites de confiance autour des estimations de densité.

2.3.2. Réduction de la longueur des transects

Les plongeurs ont fait de leur mieux pour revenir au même endroit du transect d'une année sur l'autre, mais l'emplacement exact d'un transect change à chaque fois qu'il fait l'objet d'un relevé. Cette erreur est due aux différents vents et courants qui influent sur la position du bateau lors de la pose des lignes de transects, sur la résolution grossière des systèmes de positionnement global (GPS), en particulier au début des zones de pêche expérimentale, et sur la hauteur de la marée au moment du relevé. Afin de rendre la localisation d'un transect aussi cohérente que possible d'une année à l'autre pour la mise en œuvre du modèle de productivité, les données ont été coupées aux extrêmes de manière à ce qu'elles aient la même longueur et un profil de profondeur similaire chaque année de relevé. Il convient de souligner que les

transects n'ont pas été coupés pour le calcul des points de référence empiriques (sections 2.3.5 et 2.3.6) parce que les changements d'une année à l'autre n'étaient pas pris en compte, mais que toutes les données de toutes les profondeurs ont été utilisées.

La longueur des transects a été déterminée de la même manière que dans Hand *et al.* (2009) et Hajas *et al.* (2011). Le processus de découpage a été amélioré et rendu plus répétable en utilisant un critère de meilleure entente pour les profils de profondeur (voir l'annexe A pour en savoir plus sur les méthodes de découpage des transects).

2.3.3. Le modèle bayésien

Le modèle bayésien est similaire à celui publié dans Hajas *et al.* (2011) et Hand *et al.* (2009). Une description du modèle est fournie à l'annexe B, ainsi qu'une liste des modifications apportées depuis 2009. Le modèle a été ajusté aux données d'une seule zone de pêche expérimentale à la fois. Le modèle a été appliqué à la série chronologique complète de données et au sous-ensemble disponible dans Hand *et al.* (2009). Pour l'inlet Jervis, aucune donnée n'a été recueillie après 2007, donc les deux ensembles de données sont les mêmes.

Lorsque les distributions postérieures ont été estimées pour le modèle et les ensembles de données associés, le produit principal était une estimation probabiliste de la courbe de productivité de la zone de pêche expérimentale. L'annexe B fournit une description mathématique du modèle et une discussion de sa mise en œuvre.

Dans le contexte des zones de pêche expérimentale, la biomasse avant récolte fait référence à la biomasse estimée lors du relevé qui a eu lieu juste avant la récolte. Dans le contexte de la gestion d'une pêche, la biomasse avant récolte se réfère à l'estimation la plus récente de la biomasse pour un endroit avant une récolte planifiée à cet endroit. La productivité, ou plus précisément la « productivité latente », est le taux d'augmentation de la biomasse en l'absence de récolte. Une hypothèse omniprésente (Ricker 1975; Hilborn et Walters 1992) et simplificatrice est que la productivité peut être déterminée à partir du niveau actuel du stock, autrement dit de la biomasse avant récolte.

Les données sur les récoltes tirées des zones de pêche expérimentale ont été représentées comme une série d'événements de récolte instantanés dans le modèle. L'approche la plus traditionnelle consiste à approximer la récolte comme un processus continu, mais elle n'a pas été utilisée dans ces analyses parce que dans le cas des zones de pêche expérimentale et de la pêche de l'holothurie en Colombie-Britannique en général, quel que soit l'emplacement, la récolte se produit pendant de très brèves périodes. La récolte de tous les sites d'une même zone de pêche expérimentale a duré 13 jours ou moins. La pêche est effectuée en 4 à 6 semaines et les navires de pêche restent sur les différents sites généralement pendant quelques jours. L'intervalle entre les récoltes est d'au moins un an. Il est donc plus approprié de modéliser la récolte comme un processus instantané. La productivité est donc calculée approximativement comme un processus qui s'arrête momentanément avant la récolte et reprend immédiatement après. La figure 5 illustre une succession hypothétique de récoltes et de périodes de productivité.

La productivité étant censée être une fonction de la biomasse avant récolte, elle s'exprime le plus facilement sous la forme d'une équation différentielle ordinaire : $\frac{dB}{d\tau} = P(B|\theta)$, où B est la biomasse avant récolte, τ est le temps et θ est l'ensemble des paramètres de la fonction de productivité.

Les contraintes de simplification suivantes ont été appliquées au modèle de productivité :

-
- La productivité est supérieure ou égale à zéro. Les niveaux de stock ne diminuent jamais, sauf en cas de récolte.
 - La productivité est nulle lorsque la biomasse est nulle, c'est-à-dire que le stock ne se reconstituera jamais après avoir été complètement épuisé.
 - La productivité est nulle lorsque la biomasse est à sa valeur vierge, c'est-à-dire que l'état vierge représente la plus grande quantité possible de biomasse.
 - Il existe un seul point maximal sur la courbe de productivité.
 - La biomasse relative peut être réduite à n'importe quelle valeur non nulle et elle reviendra à son état vierge en un temps fini.

2.3.3.1. Production de chaînes de Markov à partir du modèle

Le modèle a été mis en œuvre indépendamment pour chaque zone de pêche expérimentale. Quatre à six chaînes de Markov ont été produites pour chaque zone de pêche expérimentale. Pour chaque chaîne, il y a eu un rodage de 10 000 itérations. Après le rodage, chaque 100^e itération a été enregistrée dans un fichier. Les chaînes consignées ont été utilisées comme une représentation de la distribution postérieure estimée.

La convergence des distributions postérieures estimées a été évaluée d'après la statistique de Gelman-Rubin (Gelman et Rubin 1992). Le test de Gelman-Rubin a été appliqué à chaque paramètre du modèle ainsi qu'à la biomasse relative au moment de chaque récolte et relevé. Nous avons considéré que la distribution postérieure estimée des paramètres individuels du modèle était convergente si le facteur de réduction d'échelle correspondant était inférieur à 1,1. Lorsqu'il y avait convergence pour tous les paramètres du modèle, le logiciel produisant les chaînes a été arrêté. Il a fallu trois à cinq jours de travail informatique pour atteindre la convergence pour chaque zone de pêche expérimentale.

2.3.4. Biomasse

2.3.4.1. Estimation de la biomasse directement à partir des données des relevés

Pour certaines analyses, les estimations de la biomasse du site ont été faites directement à partir des données des relevés (figure 3 et figure 4). Les transects non réduits ont été utilisés dans les calculs. La biomasse estimée est la densité linéaire de biomasse multipliée par la longueur du littoral et le poids éviscéré moyen estimé. La méthode bootstrap (Davison et Hinkley 1997) a été utilisée pour tenir compte de l'incertitude de l'estimation. Cette estimation est fondée sur les limites du site telles qu'elles ont été observées par les plongeurs effectuant les relevés et les récoltes. L'effet des récoltes expérimentales a pu s'étendre au-delà de ces limites. Dans de nombreux cas, la biomasse estimée lors du premier relevé sur un site a été utilisée comme approximation de la biomasse vierge.

2.3.4.2. Biomasse vierge estimée à partir des analyses bayésiennes

Les analyses bayésiennes fournissent des estimations de la distribution postérieure de la biomasse vierge pour chaque site (annexe B). Les mêmes données et calculs utilisés pour estimer la biomasse vierge directement à partir des données de relevé (voir ci-dessus) ont été intégrés dans les analyses bayésiennes (afin de servir essentiellement à déterminer la distribution préalable).

Les analyses bayésiennes cherchent des valeurs de biomasse vierge qui sont cohérentes non seulement avec les données de relevé (voir ci-dessus), mais aussi avec les données de récolte et les autres valeurs de paramètres du modèle. Par exemple, si deux sites sont soumis à des

récoltes similaires et que l'un d'entre eux connaît un déclin plus important de la densité de la biomasse, on suppose que ce site a une biomasse vierge plus faible.

Les avantages des estimations bayésiennes de la biomasse vierge sont les suivants : ils tiennent compte de l'effet de la récolte au-delà des limites du site, et il n'est pas supposé que le site soit dans un état vierge lors du premier relevé.

2.3.5. Récolte en tant que fraction constante de la biomasse avant récolte

Les quantités récoltées peuvent être calculées comme une fraction de la biomasse avant récolte. L'avantage de cette approche est qu'une quantité récoltée appropriée peut être estimée directement à partir des données de relevé les plus récentes, comme cela se fait actuellement pour la pêche à l'holothurie (MPO 2022; Duprey *et al.* 2011).

La récolte maximale durable, en tant que fraction de la biomasse avant récolte, est estimée en fonction de l'intervalle entre les récoltes (1, 2, 3, 4 ou 5 ans) et de la biomasse d'équilibre souhaitée pour le niveau de stock après récolte, exprimée en tant que fraction de la biomasse vierge. Dans l'exemple hypothétique présenté sur le site (figure 6), si la biomasse d'équilibre après récolte souhaitée est de $0,60 B_0$, alors un an plus tard (juste avant la prochaine récolte), la biomasse est de $0,6875 B_0$ (biomasse après récolte et productivité estimée). Afin de ramener le stock à l'équilibre, une récolte de $0,0875$ est effectuée. En tant que fraction de la biomasse avant récolte, la quantité récoltée est de $0,0875/0,6875 = 0,125$, soit 12,5 %, et la biomasse après récolte est à nouveau de $0,60 B_0$.

2.3.6. Définition d'une densité minimale à partir de plusieurs relevés

D'après les données de la première décennie de zones de pêche expérimentale, Hand *et al.* (2009) ont recommandé un point de référence limite de $0,50 B_0$ et ont proposé un point de référence supérieur du stock de $0,60$ à $0,80 B_0$, en attendant des études supplémentaires. Cependant, les points de référence mesurés par rapport à la biomasse vierge (B_0) sont difficiles à mesurer et à mettre en œuvre. Un autre point de référence limite courant, particulièrement utile pour les stocks pauvres en données, est le niveau de stock historique estimé le plus bas à partir duquel on a observé un rétablissement. La mesure la plus courante du niveau du stock pour ce type de point de référence est la biomasse ($B_{\text{rétablissement}}$). La densité (D) est un autre indicateur de l'abondance qui est mesuré directement à partir de relevés et qui est particulièrement important pour la réussite de la reproduction des invertébrés marins frayant à la volée (Read *et al.* 2012; Uthicke *et al.* 2009). De faibles densités de population peuvent induire un effet d'Allee de réduction de l'efficacité de la fertilisation, ce qui pourrait nuire gravement au stock (Allee 1938; Courchamp *et al.* 1999; Uthicke *et al.* 2009). Nous explorons ici l'approche consistant à utiliser la plus faible densité estimée d'une série chronologique à partir de laquelle le stock se rétablit sans intervention, comme le point de référence limite, une approche qui a été appliquée dans plusieurs pêches canadiennes (Marentette *et al.* 2021). Un tel point de référence limite est probablement supérieur au seuil de l'effet d'Allee, comme le démontre le rétablissement, et constitue donc un choix prudent. On peut donc définir $D_{\text{rétablissement}}$ comme la densité la plus faible observée dans la série chronologique de données tirées des zones de pêche expérimentale, à partir de laquelle on a observé un rétablissement. Il s'agit d'un seuil visant à éviter de nuire gravement au stock. Pour le choix du PRL, le rétablissement a été défini comme étant le moment où les intervalles de confiance à 95 % d'une densité subséquente dans la chronologie se situaient dans la fourchette de l'estimation fondée sur le premier relevé (c.-à-d. l'approximation de la densité avant l'exploitation) et étaient supérieurs, sans les chevaucher, aux intervalles de confiance à 95 % de la plus faible densité recensée dans la série chronologique. Il est important de souligner qu'il s'agit de la définition du

rétablissement pour choisir le PRL, et non pour définir la reconstitution d'un stock, comme cela serait fait dans un plan de rétablissement.

La première étape pour déterminer $D_{\text{rétablissement}}$ consiste à trouver les densités moyennes les plus faibles observées dans les séries chronologiques tirées des zones de pêche expérimentale. Comme les densités moyennes sont estimées par la méthode bootstrap (Davison et Hinkley 1997), les moyennes estimatives sont représentées par un échantillon aléatoire de valeurs. La valeur minimale de toutes ces estimations pourrait être un point de référence limite; cependant, il n'est pas toujours intuitif de définir une valeur minimale lorsque toutes les valeurs sont représentées par des échantillons aléatoires.

L'exemple hypothétique suivant est fourni pour illustrer la méthode utilisée pour définir les échantillons de $D_{\text{rétablissement}}$ pour chacune des zones de pêche expérimentale. Si vous aviez trois distributions hypothétiques de densité moyenne (par exemple, figure 7), la plus petite valeur pourrait provenir d'un échantillon, le plus petit mode pourrait provenir d'un autre échantillon et la plus petite moyenne d'échantillon pourrait provenir d'un autre échantillon encore (figure 7a). Aucun des trois échantillons ne représente explicitement une valeur plus petite que les deux autres. Plutôt que de choisir l'un des trois échantillons comme étant le plus petit, un nouvel échantillon de 100 valeurs peut être produit pour représenter le plus petit des trois échantillons originaux (figure 7b). Le premier membre du nouvel échantillon représente le quantile 0,005. Le quantile 0,005 des trois échantillons originaux est produit et le plus petit devient le quantile 0,005 du nouvel échantillon. De même, le quantile 0,015 du nouvel échantillon est le plus petit quantile 0,015 des trois échantillons originaux. Le processus se poursuit jusqu'à ce que le quantile 0,995 du nouvel échantillon soit produit.

Cette méthode a été utilisée pour produire un échantillon de 100 valeurs représentant les densités de population linéaires minimales et les densités de population spatiales minimales pour chacune des cinq zones de pêche expérimentale.

Après avoir défini les densités moyennes les plus faibles observées dans la série chronologique sur chaque zone de pêche expérimentale, on a examiné les données des relevés des années suivantes pour déterminer si les densités s'étaient rétablies à partir de ces minima dans les relevés ultérieurs. La moyenne des minima des zones de pêche expérimentale qui répondaient à la définition du rétablissement a été calculée afin d'intégrer une plus grande variabilité spatiale et de déterminer un PRL plus prudent pour toute la côte.

2.3.7. Calcul d'une moyenne de densités moyennes estimées

Comme il est décrit dans la section 2.3.6, la densité minimale de chaque zone de pêche expérimentale a été représentée par un échantillon de valeurs. Les valeurs étaient des quantiles régulièrement espacés :

$$\frac{0+0.5}{n} \quad \frac{1+0.5}{n} \quad \frac{2+0.5}{n} \quad \dots \quad (n-1+0.5)/n; \quad n=100 \text{ est généralement une valeur appropriée.}$$

Il y a quatre zones de pêche expérimentale et donc quatre échantillons de densité minimale dont calculer la moyenne. Le i^{e} quantile du k^{e} échantillon est $q_{i k}$, où $k = 0, 1, 2, 3$.

Le k^{e} échantillon a reçu une pondération de w_k .

Il y avait des valeurs minimales pour représenter chaque valeur minimale des zones de pêche expérimentale. Chacune des combinaisons de n^m a été produite et la moyenne pondérée :

$$\frac{\sum w_k * x_k}{\sum w_k}$$

a été calculée, avec une pondération égale pour chaque zone de pêche expérimentale.

L'échantillon des moyennes pondérées sera très, très grand. Pour des raisons de commodité, l'échantillon de moyennes a été réduit aux quantiles suivants :

$$\frac{0+0,5}{n} \quad \frac{1+0,5}{n} \quad \frac{2+0,5}{n} \quad \dots \quad (n-1+0,5)/n; \text{ où } n \text{ est égal à } 100.$$

3. RÉSULTATS

Bien que les quantités récoltées soient généralement ordonnées, avec une plus grande exploitation sur les sites 8 et 16, une faible exploitation sur le site 2 et une exploitation négligeable sur le site 0, une certaine variabilité est apparente entre les traitements et les zones de pêche expérimentale au fil du temps (figure 2). Les intervalles de confiance à 95 % des quantités récoltées estimées utilisées dans les zones de pêche expérimentale allaient de presque zéro à 0,538 de la biomasse vierge.

Les fluctuations des densités de population estimées des holothuries sur les sites des zones de pêche expérimentale au fil du temps sont représentées dans figure 3 et figure 4 (densités linéaires et spatiales, respectivement). En général, les densités étaient les plus élevées dans le chenal Tolmie, intermédiaires dans l'inlet Jervis et à Zeballos, et les plus faibles dans l'inlet Laredo. Les déclinés de la densité de la population au cours de la série chronologique sont les plus évidents sur les sites à forte exploitation (par exemple, le site 16 du inlet Jervis et du chenal Tolmie; figure 3 et figure 4). Il convient également de souligner la persistance ou le rétablissement apparent de faibles densités de population sur plusieurs sites (par exemple, le site 8 du chenal Tolmie et les sites multiples du inlet Laredo). Il convient de souligner que, bien que la longueur variable des transects entraîne une certaine divergence entre les résultats linéaires et spatiaux (Hand *et al.* 2009), les tendances sont similaires.

3.1. PRODUCTIVITÉ

La productivité de l'holothurie différait entre les zones de pêche expérimentale et la variabilité des estimations de la productivité était hétérogène (figure 8; tableau 1). Le tableau 1 fournit des intervalles de confiance à 95 % pour les paramètres de productivité, mais pas la covariance entre les valeurs de paramètre (ce qui est évoqué dans l'annexe D). En général, la plus grande productivité a été observée dans l'inlet Jervis. L'inclusion des données postérieures à 2008 a entraîné de légères modifications des courbes de productivité du chenal Tolmie, du inlet Laredo et du inlet Jervis, avec un effet plus important observé à Zeballos. Notamment, l'inclusion des données postérieures à 2008 à Zeballos a réduit de plus de trois fois la productivité maximale observée et a abaissé le point de troncature d'environ la moitié. La partie verticale des courbes se trouve au point de troncature. Tronquer les courbes de productivité à la biomasse relative la plus faible observée dans les zones de pêche expérimentale (itération par itération) fournit une option plus prudente. Cependant, des courbes tronquées et non tronquées ont été produites (voir la figure 8).

3.2. BIOMASSE VIERGE

La biomasse vierge estimée variait entre les zones de pêche expérimentale et entre les sites d'une même zone de pêche expérimentale (tableau 2). La biomasse vierge estimée par les analyses bayésiennes est cohérente avec le modèle, les distributions antérieures et les données. La biomasse estimée la plus importante a été observée sur le site 2 du chenal Tolmie et la plus faible sur le site 2 du inlet Laredo.

3.3. LES QUANTITÉS RÉCOLTÉES

Hand *et al.* (2009) fournissent une fourchette des taux de récolte annuels. Certains de ces taux sont actuellement utilisés dans la pêche à l'holothurie. Une stratégie de récolte par rotation et une récolte triennale d'environ 10 % sont utilisées dans certaines zones de gestion par quota. D'autres zones de gestion par quota font l'objet d'une récolte annuelle entre 2,2 et 4,2 % (MPO 2022).

La fixation des quantités récoltées pour les récoltes par rotation nécessite des calculs plus sophistiqués que ceux effectués par le passé. Par exemple, si des récoltes triennales sont effectuées dans l'inlet Jervis, le quantile de 0,01 de la récolte maximale durable est de 24,9 % de la biomasse vierge (tableau 3), ce qui correspond à un taux de récolte maximal de 8,3 % de la biomasse vierge par an. Pour une récolte annuelle, le quantile de 0,01 de la récolte durable maximale au inlet Jervis est de 8,8 % de la biomasse vierge (tableau 3). La récolte durable est plus compliquée que la multiplication d'un taux par le temps entre les récoltes. Pour maintenir un niveau de stock après récolte, plus l'intervalle entre les récoltes est long, plus le niveau de stock avant récolte augmente et plus la productivité avant récolte est faible, plus la productivité moyenne de l'intervalle de récolte est faible et plus le taux de récolte durable est faible.

Les récoltes maximales durables actualisées (en tant que fraction de la biomasse vierge) sont fournies dans tableau 3 et présentées dans la figure 9, en utilisant à la fois les données complètes (1998-2015) et les données précoces (jusqu'en 2007) tirées des zones de pêche expérimentale. Les valeurs obtenues en utilisant uniquement les données précoces sont incluses pour faciliter la comparaison avec les résultats de (Hand *et al.* 2009; voir le tableau 12 du présent rapport), qui illustre l'effet des mises à jour du modèle. À l'inverse, la comparaison des résultats obtenus à partir du sous-ensemble et des données complètes présentés ici (tableau 3 et figure 9) illustre l'effet des données supplémentaires (recueillies depuis Hand *et al.* 2009). En utilisant tous les ensembles de données disponibles, les quantiles de 0,01 actualisés des récoltes annuelles maximales durables vont de 2,0 à 8,8 % de la biomasse vierge (tableau 3). Les quantiles de 0,01 des récoltes annuelles maximales durables (courbes de productivité tronquées) dans chacune des zones de pêche expérimentale sont les suivants : 8,8 % au inlet Jervis, 3,7 % au inlet Laredo, 5,4 % dans le chenal Tolmie et 2,0 % à Zeballos. Ces estimations des taux de récolte maximaux durables diffèrent de celles produites par Hand *et al.* (2009) d'environ -8 à +2 %, la différence la plus importante étant à Zeballos. Si nous ne considérons que les données précoces dans le nouveau modèle, les taux de récolte maximaux durables sont estimés à 8,3 %, 5,1 %, 4,6 % et 13,5 %, pour l'inlet Jervis, l'inlet Laredo, le chenal Tolmie et Zeballos, respectivement (tableau 3). Cela démontre que les années supplémentaires de données entraînent de légers ajustements des taux de récolte pour l'inlet Jervis, l'inlet Laredo et le chenal Tolmie (à la fois des augmentations et des diminutions), et une grande différence pour Zeballos.

De même, les quantiles de 0,01 des récoltes triennales maximales durables vont de 6,0 à 24,9 % de la biomasse vierge (tableau 3). Les quantiles de 0,01 de la récolte triennale maximale durable (par rapport à la biomasse vierge) dans chacune des zones de pêche expérimentale sont les suivants : 24,9 % dans l'inlet Jervis, 11,2 % dans l'inlet Laredo, 15,9 % dans le chenal Tolmie et 6,0 % à Zeballos.

En sélectionnant les quantiles de 0,01, nous pouvons être sûrs à 99 % que les véritables récoltes maximales durables (que ce soit pour les stratégies de récolte annuelle ou par rotation) sont supérieures aux récoltes maximales durables modélisées. Par exemple, nous sommes sûrs à 99 % que la récolte maximale durable triennale est supérieure à 6,0 % de la biomasse vierge à Zeballos. En dessous de la plage de données, le modèle suppose de manière prudente que la productivité latente est nulle, ce qui entraînerait l'effondrement des stocks. Bien qu'il

s'agisse également de l'approche adoptée par Hand *et al.* (2009), nous incluons des années supplémentaires de données, ce qui donne lieu à des plages de données différentes et donc à des seuils minimaux plus bas. Notamment, la biomasse relative minimale médiane dans cette étude variait de 0,114 à 0,341 (fraction de la biomasse vierge; tableau 4), alors qu'elle variait de 0,280 à 0,462 dans Hand *et al.* (2009). Les taux de récolte maximaux durables de cette étude permettraient donc aux populations d'holothuries de tomber à des niveaux plus bas.

Pour faciliter l'utilisation, les récoltes maximales durables sont également fournies sous forme de fraction de la biomasse avant récolte (voir tableau 5 et figure 10), car les estimations de la biomasse vierge peuvent être difficiles à obtenir. Les quantiles de 0,01 de la récolte annuelle maximale durable vont de 5,1 à 29,5 % de la biomasse avant récolte, tandis que les quantiles de 0,01 des récoltes triennales maximales durables vont de 14,7 à 55,8 % de la biomasse avant récolte (tableau 5).

Enfin, puisque les seuils minimaux (fondés sur la plage inférieure de données) sont moins prudents que ceux utilisés précédemment, cette étude a également estimé les récoltes maximales durables qui maintiendraient les populations d'holothuries au-dessus d'autres seuils, à savoir les points de référence de 0,5, 0,6 et 0,8 B_0 de Hand *et al.* (2009; voir tableau 6 et tableau 7). Par exemple, la fourchette des taux de récolte annuels qui maintiendraient les stocks au-dessus de 0,6 B_0 est de 1,2 à 5,2 % de la biomasse vierge ou de 2,0 à 8,0 % de la biomasse avant récolte (quantiles de 0,01; tableau 6 et tableau 7). La fourchette représente les différentes zones de pêche expérimentale, avec 8,0 %, 5,1 %, 4,4 % et 2,0 % de la biomasse avant récolte dans l'inlet Jervis, l'inlet Laredo, le chenal Tolmie et Zeballos, respectivement. La fourchette de récoltes maximales durables triennales qui permettrait de maintenir les stocks au-dessus de 0,6 B_0 est de 3,6 à 13,9 % de la biomasse vierge ou de 5,7 à 18,8 % de la biomasse avant récolte (quantiles de 0,01; tableau 6 et tableau 7). Encore une fois, la fourchette représente les différentes zones de pêche expérimentale, avec 18,8 %, 13,5 %, 11,5 % et 5,7 % de la biomasse avant récolte dans l'inlet Jervis, l'inlet Laredo, le chenal Tolmie et Zeballos, respectivement. Il est donc important de souligner que les fourchettes supérieures ne sont appropriées que pour les zones très productives.

3.4. POINTS DE RÉFÉRENCE

Les holothuries de la Colombie-Britannique sont gérées comme un seul stock à l'échelle de la côte avec de nombreuses sous-unités (zones de gestion par quota) et feront donc l'objet d'un seul PRL. Dans la série chronologique de 18 ans sur les zones de pêche expérimentale, on a observé que la population d'holothuries sur plusieurs sites et dans plusieurs zones de pêche expérimentale persistait à de faibles densités, augmentant même parfois à partir de faibles niveaux sous une pression de pêche continue (figures 2 à 4). Par exemple, on a constaté des augmentations à partir de faibles densités dans le chenal Tolmie (site 8) et à Zeballos (sites 4, 8 et 16). Les densités dans l'inlet Laredo étaient généralement faibles (la médiane variant de 0,40 à 4,73 holothuries m^{-1} ou de 0,009 à 0,140 holothurie m^{-2}) tout au long de la série chronologique. En effet, c'est dans l'inlet Laredo que la densité de la population estimée la plus faible dans toutes les zones de pêche expérimentale de la série chronologique a été observée, au site 8, en 2005 : 0,40 holothurie m^{-1} ou 0,009 m^{-2} (IC à 95 % : 0,12 à 0,83 holothurie m^{-1} et 0,003 holothurie à 0,018 m^{-2}). Un rétablissement statistiquement significatif à partir de cette faible densité à l'intérieur de la fourchette de l'estimation tirée du premier relevé s'est produit en 2015, lorsque la densité médiane a atteint 2,05 holothuries m^{-1} ou 0,050 holothurie m^{-2} (IC à 95 % : 1,02 à 3,420 holothuries m^{-1} ; 0,024 à 0,083 holothurie m^{-2}), malgré un événement de récolte supplémentaire en 2007. La faible densité de population au deuxième rang d'importance à partir de laquelle on a observé un rétablissement statistiquement significatif dans la fourchette de l'estimation tirée du premier relevé a été observée au site 8 à Zeballos, où les densités ont

chuté à un minimum de 0,900 holothurie m⁻¹ ou 0,020 holothurie m⁻² (IC à 95 % : 0,430 à 1,400 holothuries m⁻¹; 0,010 à 0,040 holothurie m⁻²) en 2008 et sont remontées à 3,430 holothuries m⁻¹ ou 0,090 holothurie m⁻² (2,310 à 4,860 holothuries m⁻¹; 0,060 à 0,130 holothurie m⁻²) en 2010. La limite supérieure de l'IC à 99 % des minima est de 0,920 holothurie m⁻¹ ou 0,019 holothurie m⁻² dans l'inlet Laredo et de 1,490 holothurie m⁻¹ ou 0,039 holothurie m⁻² à Zeballos. Par conséquent, D_{rétablissement}, tel qu'il est défini dans la section 2.3.5, est de 0,92 holothurie m⁻¹ ou 0,019 holothurie m⁻². L'utilisation de la limite supérieure de l'IC à 99 % donne un degré élevé de confiance dans le fait d'être au-dessus des véritables minima. Nous recommandons d'utiliser la moyenne de l'IC supérieur à 99 % des estimations spatiales minimales du inlet Laredo et de Zeballos comme PRL pour les holothuries 0,029 m⁻², car cette méthode intègre une variabilité spatiale supplémentaire et est plus prudente. Cela équivaut à 1,20 holothurie m⁻¹ (linéaire), une valeur que nous fournissons ici pour contexte, mais nous recommandons que la densité spatiale soit utilisée comme le PRL parce qu'elle est indépendante de la longueur du transect et donc plus significative sur le plan biologique et comparable entre les zones.

On relève des différences considérables dans la productivité et la densité entre les zones de pêche expérimentale. Afin d'incorporer une partie de cette variabilité spatiale dans les points de référence, nous recommandons de fixer le PRS à la limite supérieure de l'IC à 99 % de la densité minimale de la population moyennée entre les zones de pêche expérimentale. La distribution des densités de population linéaires et spatiales minimales estimées pour les zones de pêche expérimentale est présentée dans la figure 11 et la figure 12; la densité minimale de la population moyenne estimée y figure également (pour toutes les zones de pêche expérimentale). Il convient de souligner que ces minima excluent la dernière année de relevé, de manière à assurer que les stocks ont persisté après les minima observés. Le PRS recommandé, dérivé du minimum, est donc de 0,038 holothurie m⁻² (densité spatiale). En unités linéaires, cette valeur est de 1,95 holothurie m⁻¹ (linéaire), et comme il est indiqué ci-dessus, nous recommandons que la densité spatiale soit utilisée comme PRS).

4. INCERTITUDES

4.1. INCERTITUDE DU MODÈLE

Les résultats présentés dans le présent document sont fondés sur des hypothèses exprimées par des modèles mathématiques. Il est important de garder à l'esprit que tous les modèles sont faux, mais certains sont utiles (Box 1979).

Comme c'est souvent le cas avec les modèles mathématiques, le modèle utilisé pour décrire le système biologique dans les zones de pêche expérimentale est une approximation simpliste. Surtout, le modèle suppose que le système est stationnaire; la distribution conjointe des valeurs des paramètres ne change pas avec le temps. Implicitement, cela signifie que les changements dans les niveaux de stock sont entièrement attribuables à la récolte, à la productivité et aux effets aléatoires de l'année. On ne tient pas compte des baisses de niveau du stock qui sont attribuables à des facteurs autres que la pêche commerciale, comme les changements climatiques.

4.2. CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Les changements climatiques ont des répercussions sur les océans et les organismes marins de diverses manières. Par exemple, l'augmentation du CO₂ atmosphérique entraîne une augmentation des concentrations de CO₂ dans l'océan, ce qui fait baisser le pH de l'océan, un effet appelé acidification des océans. Bien que d'autres recherches soient nécessaires pour

mieux comprendre les effets de l'acidification des océans, les données existantes montrent qu'il existe des effets négatifs directs et indirects potentiels sur les échinodermes (Haigh *et al.* 2015). Aucune étude connue ne porte sur les effets de l'acidification des océans sur l'holothurie de Californie, mais une étude sur une espèce vivant sur des récifs (*Holothuria* sp.) a révélé une altération de la motilité des spermatozoïdes à des valeurs basses du pH (Morita *et al.* 2010). Le déclin des holothuries pourrait avoir un effet néfaste sur les fonctions du cycle des éléments nutritifs qu'elles assurent dans les écosystèmes, mais les effets au niveau de l'écosystème restent inconnus. D'autres aspects des changements climatiques peuvent également avoir un effet sur les holothuries. Le réchauffement des températures et le stress thermique sont associés aux maladies chez les échinodermes (Aalto *et al.* 2020; Harvell *et al.* 2019; Lester *et al.* 2007; Scheibling 1984; Scheibling et Stephenson 1984; Smale *et al.* 2019) et la modification des régimes actuels peut avoir des répercussions importantes sur la dispersion des larves et la connectivité des populations (Bashevkin *et al.* 2020; Kendall *et al.* 2016). Des recherches ultérieures pourraient permettre d'introduire les effets des changements climatiques dans le modèle.

La stratégie consistant à prélever une fraction fixe des niveaux de stocks actuels (tableau 7 et figure 10) assure un certain degré de protection des stocks contre les changements dans la dynamique de l'océan. Si l'effet d'un phénomène tel que les changements climatiques peut être assimilé à un changement de la biomasse vierge, alors les récoltes augmenteront ou diminueront en fonction de ces changements. En tant que fraction des niveaux de stocks vierges, les niveaux de stocks avant et après récolte resteront approximativement les mêmes. Par contre, en tant que fraction de la biomasse ou de la population avant récolte, les récoltes et les niveaux de stocks changeront au même rythme que les estimations changeantes du niveau des stocks vierges. Puisque le changement climatique peut être plus compliqué qu'une modification de l'équilibre des niveaux de stocks vierges, on ne sait pas si une stratégie consistant à récolter une fraction fixe des niveaux de stocks actuels protégera la viabilité du stock.

4.3. LOUTRES DE MER

On s'attend à ce que la prédation de la loutre de mer ait un effet croissant sur les populations d'holothuries, car les populations de ces mammifères continuent de croître et de s'étendre depuis leur réintroduction en Colombie-Britannique en 1969 (Nichol *et al.* 2015). Bien que la loutre de mer affiche de fortes préférences en ce qui concerne ses proies et qu'elle ait tendance à cibler les sources de nourriture très énergétiques comme les oursins lorsqu'elle arrive dans une zone, une fois que ces proies sont épuisées, la loutre de mer cible d'autres espèces, notamment les holothuries (Ostfeld 1982). La présence de la loutre de mer est donc associée à une baisse de la densité des holothuries, l'ampleur de cette baisse dépendant de la durée et de l'importance de la présence de la loutre de mer (Larson *et al.* 2013). Dans Lochead *et al.* (2019), la capacité d'un échinoderme benthique à persister à de faibles densités malgré la présence de loutres de mer a été utilisée pour établir le PRL.

La zone de pêche expérimentale de Zeballos a été occupée par des loutres de mer à partir de 2008 (Nichol *et al.* 2015). Bien que l'inclusion de l'ensemble des données des zones de pêche expérimentale ait entraîné une réduction considérable des taux de récolte recommandés à Zeballos, les densités d'holothuries après 2008 ont fluctué sans tendance claire (figure 3 et figure 4). Les plus faibles densités de population d'holothuries observées dans l'ensemble des zones de pêche expérimentale se trouvaient dans l'inlet Laredo, zone qui n'a pas encore été occupée par les loutres de mer. Les points de référence recommandés dans ce document ne sont donc pas liés à la présence de la loutre de mer. Néanmoins, les effets limités constatés à ce jour peuvent être dus à la nature récente de l'occupation de la loutre de mer à Zeballos et à

sa préférence pour d'autres espèces proies lors de la recolonisation initiale d'une zone (Ostfeld 1982; Laidre et Jameson 2006). Les études futures devraient prendre en compte les effets de la loutre de mer sur l'holothurie, en particulier après des temps d'occupation plus longs, et examiner si les PRL doivent être ajustés en présence de la loutre de mer.

4.4. POINT DE RÉFÉRENCE $D_{\text{rétablissement}}$

L'utilisation de $D_{\text{rétablissement}}$, la densité historique la plus faible à partir de laquelle on a observé un rétablissement ($D_{\text{rétablissement}}$), ou de ses dérivations comme point de référence limite, est assortie d'une incertitude. Tout d'abord, l'hypothèse d'un rétablissement dans le futur dépend des conditions qui prévalent à ce moment-là. Si les futurs facteurs de la productivité (comme le succès du recrutement, la mortalité naturelle) sont aussi bons, voire meilleurs que les facteurs passés de la productivité, il est raisonnable de s'attendre à un rétablissement similaire. Toutefois, si la productivité diminue, le rétablissement devient plus incertain. Ici, $D_{\text{rétablissement}}$ est partiellement dérivé de la zone de pêche expérimentale ayant les plus faibles densités globales (chenal Laredo et Zeballos), tout en étant soumise à une pression de pêche continue et à un moment où la prédation par les étoiles de mer *Pycnopodia* aurait eu lieu (avant l'apparition de la maladie du dépérissement des étoiles de mer, en 2014-2015 sur la côte centrale et nord de la Colombie-Britannique). Bien que la documentation sur la prédation de *Pycnopodia* sur les holothuries soit limitée, *A. californicus* présente une forte réaction d'évitement lorsqu'il est touché par le solaster géant, ce qui indique une relation proie-prédateur (Lambert 1997). Puisque le rétablissement s'est produit alors que la récolte et la prédation se poursuivaient, il n'est pas déraisonnable de s'attendre à ce que le rétablissement soit possible pour les populations faisant l'objet d'une pêche commerciale, qui ont généralement des densités plus élevées que des endroits comme le chenal Laredo, notamment parce que la prédation par les étoiles de mer est maintenant faible et qu'une intervention telle que l'arrêt de la pression de pêche est possible.

Les lacunes dans les connaissances concernant la dynamique source/puits ainsi que le recrutement introduisent une incertitude supplémentaire dans $D_{\text{rétablissement}}$. Il n'est pas possible de définir une relation stock-recrutement au sens traditionnel du terme pour l'holothurie, car la durée du stade de larve planctonique est longue et qu'il est peu probable que le recrutement à un endroit soit lié à la capacité de reproduction au même endroit. En l'absence d'information sur le déplacement des larves en Colombie-Britannique, il n'est pas possible de déterminer quelles populations servent de sources de recrutement pour les autres. Par conséquent, nous ne savons pas dans quelle mesure le rétablissement à partir de faibles densités a pu être facilité par l'immigration (adultes ou larves de transition arrivant d'ailleurs). Par conséquent, bien qu'il soit raisonnable de s'attendre à ce qu'un site se rétablisse à partir de $D_{\text{rétablissement}}$ si le recrutement n'a pas été altéré ou entravé (s'il s'agit d'un incident isolé et que les autres zones ne sont pas touchées), on ne sait pas ce qui se passerait si plusieurs zones chutaient simultanément à des niveaux de $D_{\text{rétablissement}}$. Toutefois, compte tenu de la large distribution des holothuries en profondeur et des limites physiques imposées par la pêche en scaphandre autonome, les zones de pêche commerciale disposent d'une réserve de profondeur de facto qui constitue un certain tampon.

5. DISCUSSION

La pêche d'*Apostichopus californicus* en Colombie-Britannique est gérée à l'aide d'une stratégie de pêche adaptative par rotation, selon laquelle la plupart des zones sont soumises à une récolte triennale, mais certaines zones se sont vu attribuer un intervalle de récolte différent (entre un et quatre ans). En outre, certaines zones disposent d'estimations de la biomasse

vierge, tandis que d'autres n'en disposent pas. Pour faciliter la mise en œuvre des conseils actualisés sur la récolte, nous avons fourni des conseils sous plusieurs formes afin de satisfaire à des stratégies multiples. En effet, les quantités récoltées sont présentées comme des fractions de la biomasse vierge et de la biomasse avant récolte, pour différents intervalles de récolte (entre un et cinq ans), et pour maintenir les populations d'holothuries au-dessus de différents seuils : la biomasse la plus faible observée dans les données des zones de pêche expérimentale, $0,50 B_0$, $0,60 B_0$ et $0,80 B_0$. Des combinaisons de toutes ces stratégies sont présentées sous forme de tableaux, à prendre en compte et à mettre en œuvre à la discrétion des gestionnaires des pêches (voir tableaux 3-7).

Puisque les zones de pêche expérimentale ont été choisies pour représenter des habitats et des productivités différents (figure 8), les conseils de récolte sont présentés séparément pour chaque zone de pêche expérimentale. La combinaison des zones de pêche expérimentale pour ces analyses entraînerait un masquage des tendances et une augmentation de la variabilité. De plus, la pêche utilise des zones de gestion par quota à petite échelle et les gestionnaires peuvent exercer leur discrétion pour déterminer quels taux de récolte dans les zones de pêche expérimentale (densités faibles à élevées et différentes productivités) sont les plus pertinents pour une zone de gestion par quota donnée.

Dans l'ensemble, les résultats sont similaires à ceux obtenus au cours des 10 premières années du projet de zones de pêche expérimentale (Hand *et al.* 2009), bien que les quantités récoltées recommandées soient légèrement inférieures. Par souci de précaution et pour tenir compte de l'incertitude des données, des modèles et de l'environnement, nous recommandons de prendre en considération les quantiles de 0,01 pour les quantités récoltées et celles calculées pour maintenir la biomasse au-dessus de $0,60 B_0$. Cela donne une fourchette de récolte recommandée de 2,0 à 8,0 % de la biomasse avant récolte dans une pêche annuelle ou de 5,7 à 18,8 % de la biomasse avant récolte dans une pêche triennale. Puisque la fourchette représente la variabilité entre les zones de pêche expérimentale, les pourcentages les plus élevés ne conviendraient que pour les zones très productives et devraient donc être examinés avec prudence. Une prudence supplémentaire est intégrée en continuant à utiliser des estimations prudentes de la biomasse (intervalle de confiance inférieur à 90 % de la densité moyenne estimée) lors des évaluations des relevés, et en mettant en place des points de référence. Alors que les quantités récoltées sont fournies par rapport à la fois à la biomasse avant récolte et à la biomasse vierge (tableaux 3-7), les recommandations fondées sur ces tableaux sont maintenant fournies uniquement par rapport à la biomasse avant récolte (voir section 7). Les taux de récolte recommandés dans Hand *et al.* (2009) étaient exprimés en tant que fraction de la biomasse vierge, mais les taux de récolte dans la pêche sont généralement appliqués en fonction des meilleures données disponibles, à savoir les résultats des relevés les plus récents pour une zone donnée. Par conséquent, en fournissant des recommandations relatives à la biomasse avant récolte, nous ne proposons pas un changement d'approche, mais nous calculons plutôt les conseils sur l'approche actuelle pour faciliter une meilleure mise en œuvre.

L'avis de récolte recommandé qui maintiendrait le stock à $0,60 B_0$ est prudent compte tenu des exemples d'autres instances. En Australie, la pêche dirigée est fermée pour les stocks dont on estime qu'ils sont inférieurs à $0,50 B_{RMD}$ ou à $0,20 B_0$ (Smith *et al.* 2009). En Nouvelle-Zélande, la fermeture des pêches est envisagée lorsque les stocks sont estimés être inférieurs à $0,25 B_{RMD}$ ou à $0,10 B_0$, le chiffre le plus élevé étant retenu (Anderton 2008). Cependant, compte tenu des incertitudes et des lacunes susmentionnées dans les connaissances sur les paramètres de base du cycle biologique de l'holothurie de Californie, la prudence est de mise.

Les points de référence sont des éléments importants des stratégies de récolte, car ils fonctionnent comme des seuils quantitatifs de conservation qui déclenchent des mesures de gestion. Pour déterminer les points de référence relatifs à l'holothurie en Colombie-Britannique, cette étude explore le concept de dommage sérieux défini par l'approche de précaution du MPO comme étant le point auquel il y a « une forte probabilité que la productivité soit tellement réduite qu'un dommage sérieux se produira » (MPO 2009). Cette étude prend également en compte les quatre critères d'orientation possibles pour les PLR proposés lors de l'atelier d'expertise technique en évaluation des stocks (ETES) de décembre 2021 sur les points de référence limite dans la sélection d'un PLR :

1. La cohérence avec l'objectif pour éviter des dommages sérieux.
2. Le fondement sur les meilleures informations disponibles.
3. L'utilisation sur le plan opérationnel.
4. Une estimation fiable (Marentette *et al.* 2021).

L'objectif d'éviter des dommages sérieux aux stocks est au cœur de la politique sur l'approche de précaution du Canada (MPO 2009). Dans le cas des reproducteurs à la volée, les faibles densités de population peuvent induire un effet d'Allee de réduction de l'efficacité de la fertilisation, car les rencontres de gamètes diminuent (Allee 1938; Courchamp *et al.* 1999; Uthicke *et al.* 2009). Des études ont montré que le déclin des taux de fertilisation qui accompagne les densités décroissantes d'invertébrés benthiques est exponentiel (Levitan 1991; Babcock *et al.* 1994; Wahle et Peckham 1999). Des dommages sérieux pourraient se produire si les populations descendaient en dessous d'un seuil de densité susceptible de provoquer un effet d'Allee et d'empêcher le rétablissement. Comme la densité est une mesure importante pour la réussite de la fertilisation des reproducteurs à la volée, c'est une mesure qui est considérée ici comme point de référence de l'holothurie.

Des points de référence qui définissent ou évitent les états de déficience reproductive sont utilisés dans le monde entier (Sainsbury 2008). Par exemple, le PRL qui correspond à la valeur la plus faible de la biomasse observée avant le rétablissement de la population est utilisé par le Conseil international pour l'exploration de la mer, un organisme international de décision (CIEM 2019). Au Canada, la biomasse ou la densité la plus faible observée historiquement, à partir de laquelle un rétablissement a été observé ($B_{\text{rétablissement}}$; $D_{\text{rétablissement}}$), a été utilisée comme point de référence limite pour l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) (MPO 2018a), la morue franche (*Gadus morhua*) (MPO 2011), la morue du sud du golfe du Saint-Laurent (*Gadus morhua*) (MPO 2003), le hareng du sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2005), Haddock (MPO 2017) et la goberge de l'Alaska (*Theragra chalcogramma*) (MPO 2018b; Marentette *et al.* 2021). Pour les holothuries, l'effet d'Allee se produit à des densités décroissantes, et la plus faible densité à partir de laquelle un rétablissement a été observé ($D_{\text{rétablissement}}$) dans les ensembles de données des zones de pêche expérimentale a donc été choisie comme point de référence limite possible. Ce n'est pas nécessairement le point où il y a « une forte probabilité que la productivité soit tellement altérée qu'un dommage grave se produira » (MPO 2009), mais il est facile de rationaliser que le seuil d'Allee est probablement plus bas que $D_{\text{rétablissement}}$ en raison de la preuve historique de concept dans le rétablissement observé. Cela fait intrinsèquement de $D_{\text{rétablissement}}$ un choix prudent de PRL. Certains avantages de $B_{\text{rétablissement}}$ ou $D_{\text{rétablissement}}$ comme point de référence sont qu'il est utile pour les stocks plus pauvres en données, qu'il est indépendant de la relation stock-recrutement, qu'il n'est pas aussi fortement influencé par les hypothèses du modèle et qu'il est facile à comprendre et à communiquer. Un inconvénient évident, comme il est mentionné à la section 4.4, est que l'hypothèse d'un éventuel rétablissement futur dépend des conditions qui prévalent à ce moment-là.

Le point de référence limite devrait être fixé selon les meilleures données scientifiques disponibles (MPO 2009). Bien qu'il y ait toujours un manque de données et des lacunes dans la connaissance de la biologie et de l'écologie d'*Apostichopus californicus*, le projet de zones de pêche expérimentale a produit un riche indice pluriannuel d'abondance dans quatre environnements côtiers différents. L'étude actuelle s'appuie sur cet ensemble de données, en tant que meilleure information scientifique disponible, pour établir les points de référence.

Hand *et al.* (2009) ont recommandé un point de référence limite prudent de 50 %, B_0 . Bien que scientifiquement fondé, ce point de référence n'était pas utile sur le plan opérationnel. Cela est dû à l'incapacité d'estimer la biomasse vierge sur les 25 % de la côte qui étaient ouverts pendant toute la phase 1 de la pêche. Dans ces endroits, la récolte a souvent eu lieu pendant de nombreuses années et parfois pendant plusieurs décennies avant le premier relevé. Par conséquent, l'estimation de la biomasse issue du premier relevé ne fournirait pas une estimation raisonnable de la biomasse vierge.

Le quatrième critère pour un point de référence limite est qu'il peut être estimé de manière fiable. Dans cette étude, $D_{\text{rétablissement}}$ est fourni en unités d'holothuries par mètre de rivage ainsi qu'en unités d'holothuries par mètre carré. Il existe en Colombie-Britannique des méthodes de recensement des holothuries bien établies qui permettent d'estimer de manière fiable les densités par mètre de côte (Campagna et Hand 2004; Duprey *et al.* 2011). En outre, un relevé de surveillance des invertébrés benthiques plurispécifiques est en cours de développement depuis 2016, qui estime les densités par mètre carré (Lochead *et al.* sous presse). Ainsi, les points de référence proposés peuvent être pris en compte immédiatement dans les zones où des relevés ont déjà été réalisés, et peuvent continuer à être mis en œuvre à mesure que les évaluations de l'holothurie passent à une approche plurispécifique.

Les relevés sur les holothuries et les relevés plurispécifiques utilisent un placement aléatoire des transects (Campagna et Hand 2004; Duprey *et al.* 2011; Lochead *et al.* sous presse), ce qui fait que l'habitat approprié des holothuries ne sera pas toujours ciblé. Les holothuries se trouvent dans une variété d'habitats, mais ne préfèrent généralement pas les substrats de boue, les habitats très exposés et la tête des passages (Duprey *et al.* 2016; 2011). Pour que les points de référence aillent dans le sens des plans de relevés aléatoires, il est en outre recommandé que les estimations de densité utilisées pour évaluer l'état du stock par rapport aux points de référence soient calculées uniquement à l'aide de données qui incluent l'habitat de l'holothurie.

Lorsque le stock devient faible, le préjudice grave le plus directement pertinent est un système de gestion trop lent à réagir. C'est pourquoi, outre les points de référence, les points de contrôle opérationnels peuvent être utiles pour éviter des dommages sérieux. Un point de contrôle opérationnel est une valeur d'un indicateur ou d'une autre variable d'intrant qui sert de déclencheur à une modification des mesures de gestion, par exemple dans une règle de contrôle des prises (Marentette *et al.* 2021). Le rôle des points de contrôle opérationnels devrait être clairement défini comme des points pour les mesures de gestion qui sont des fonctions distinctes des points de référence (mais qui peuvent être égaux à ceux-ci). Dans le cas de la pêche à l'holothurie en Colombie-Britannique, les zones dont on envisage la réouverture à la pêche dans le cadre de la phase 2 sont étudiées et évaluées en fonction d'un seuil de 2,5 holothuries par mètre de rivage. Ce seuil de points de contrôle opérationnels est une recommandation scientifique dans le cadre d'évaluation publié et fait partie du plan de réouverture (Duprey *et al.* 2011). Les zones ne sont généralement pas considérées pour l'ouverture à la pêche commerciale si l'intervalle de confiance inférieur à 90 % de l'estimation de la densité de la population est inférieur à ce seuil. Cela permet d'éviter les zones à faible densité et ajoute une couche supplémentaire de prudence au cadre de gestion de la pêche. Les

points de référence jouent un rôle complémentaire en garantissant que le stock ne diminue pas à des niveaux en dessous desquels on peut s'attendre à des dommages graves.

En plus des points de référence, la pêche aux holothuries en Colombie-Britannique comporte des aspects supplémentaires qui favorisent la conservation. Par exemple, seule une partie du stock est vulnérable à la récolte. Une réserve naturelle d'holothuries existe à des profondeurs supérieures à environ 20 m, la profondeur maximale réalisable pour la récolte commerciale en scaphandre autonome. De plus, seulement environ 50 % de la côte de la Colombie-Britannique est ouverte à la pêche commerciale et le processus de réouverture est presque terminé. Il existe également 18 réserves interdites à la récolte commerciale totalisant 930 km de littoral (environ 6 % du littoral exploitable actuel) et d'autres processus sont en cours qui pourraient protéger environ 10 % des zones ouvertes à la récolte d'holothuries. Puisque les populations d'holothuries sont reliées par des voies de dispersion des larves et compte tenu des incertitudes entourant la dynamique source/puits, les réserves interdites à la récolte continueront d'être des éléments importants de la stratégie de gestion des holothuries en Colombie-Britannique.

6. LES ORIENTATIONS FUTURES

Les prochaines étapes du programme sur l'holothurie de Californie de la région du Pacifique sont liées à l'initiative de planification stratégique de l'évaluation des stocks actuellement entreprise au sein du Ministère à l'échelle de la Direction des sciences de Pêches et Océans Canada. Cette initiative vise à :

- Rendre les pêches de la région du Pacifique conformes à l'approche de précaution et au Cadre pour la pêche durable du MPO, maintenant intégrés aux nouvelles dispositions sur les stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* révisée.
- Établir un équilibre entre les obligations légales de conservation et les besoins en matière de pêche durable, y compris les intérêts des Premières Nations, de l'industrie et des pêches récréatives.
- Passer d'une approche axée sur une seule espèce à une approche plurispécifique afin d'intégrer les interactions des écosystèmes et de tenir compte des répercussions des changements climatiques.
- Tenir compte de la biologie des espèces et des conditions du milieu qui touchent les stocks.
- Identifier les parties prenantes et les autres parties intéressées et communiquer avec elles, déterminer les processus d'établissement des priorités des activités scientifiques et de leur adaptation en fonction des nouveaux enjeux.

Avec des points de référence actualisés, les prochaines étapes consisteront à évaluer l'état du stock de l'holothurie de Californie dans la région du Pacifique. Pêches et Océans Canada élabore actuellement un nouveau programme de surveillance plurispécifique des invertébrés benthiques conçu spécialement pour produire des données chronologiques à l'échelle de la côte à utiliser pour la surveillance et l'évaluation de l'état des stocks d'invertébrés marins. Cette nouvelle approche de surveillance a été examinée par les pairs dans le cadre du processus d'examen régional par les pairs du Secrétariat canadien des avis scientifiques (Lohead *et al.* sous presse). Une fois l'approche de surveillance mise en œuvre, la Direction des sciences du MPO sera en mesure d'évaluer et de rendre compte de l'état du stock d'holothuries de Californie par rapport aux points de référence, à l'aide des données produites par le programme de surveillance plurispécifique. Les points critiques pour la réévaluation des points de référence peuvent inclure tout changement important dans les populations d'holothuries, que ce soit par la maladie, la prédation (expansion de la loutre de mer), le recrutement ou une autre cause.

L'élaboration de points de référence pertinents bénéficiera d'un processus itératif et adaptatif. Des travaux futurs pourraient également comparer les points de référence empiriques recommandés aux points de référence fondés sur B_{RMD} ou sur B_0 élaborés selon des méthodes riches en données.

Il est essentiel de poursuivre les recherches sur *A. californicus*, de combler les lacunes dans les connaissances à mesure que de nouvelles méthodes et études le permettent, et d'intégrer ces données aux évaluations et à la gestion. Par exemple, malgré le long stade larvaire pélagique et le potentiel de dispersion sur de longues distances d'*A. californicus*, des preuves récentes laissent entendre une différenciation génétique à grande échelle entre les groupes régionaux du nord et du sud en Colombie-Britannique (Xuereb *et al.* 2018). Des sites clés peuvent soutenir les voies de dispersion et la connectivité des populations entre ces régions (par exemple, l'île Calvert, la côte centrale sud; Sunday *et al.* 2014; Xuereb *et al.* 2018). Les études futures pourraient porter sur la dynamique source/puits et la migration, et examiner l'application des aires marines protégées pour protéger les voies de dispersion. Enfin, des points de référence régionaux pourraient être examinés, tout comme l'incorporation de phénomènes environnementaux comme les changements climatiques et l'expansion de l'aire de répartition de la loutre de mer.

7. RECOMMANDATIONS

1. Établir des récoltes annuelles qui ne dépassent pas la fourchette de 2,0 à 8,0 % de la biomasse estimée avant récolte, avec la mise en garde que les fourchettes supérieures peuvent être appropriées uniquement pour les zones hautement productives.
2. Établir des récoltes triennales qui ne dépassent pas la fourchette de 5,7 à 18,8 % de la biomasse estimée avant récolte, avec la mise en garde que les fourchettes supérieures peuvent être appropriées uniquement pour les zones hautement productives.
3. Pour d'autres stratégies de récolte par rotation, tenir compte des quantiles de 0,01 des quantités correspondant à une récolte durable de la biomasse avant récolte dans le tableau 7 et des résultats du stock à l'équilibre de $0,60 B_0$ ou $0,80 B_0$.
4. Fixer un point de référence limite prudent à $0,029$ holothurie m^{-2} sur l'habitat de l'holothurie et un point de référence supérieur du stock à $0,038$ holothurie m^{-2} sur l'habitat de l'holothurie.
5. Il est recommandé de recourir à une étude scientifique indépendante pour évaluer l'état du stock d'holothuries par rapport au PRL et au PRS. Un relevé plurispécifique sur les invertébrés benthiques à l'échelle de la côte est en cours d'élaboration dans le cadre d'un processus distinct du Secrétariat canadien des avis scientifiques.

8. RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES

Le code utilisé pour mettre en œuvre le modèle mathématique est [disponible sur GitHub](#).

9. REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Kendra Holt (Direction des sciences – région du Pacifique) et Paul Spencer (Alaska Fisheries Science Center, National Oceanic and Atmospheric Administration) qui ont fait partie du groupe de travail technique qui a formulé des conseils et des orientations pendant l'élaboration du présent document. Merci à Paul Spencer et Chris Rooper qui ont fourni des commentaires utiles sur la version finale de l'article. Les auteurs

tiennent également à remercier les Premières Nations Kitasoo/Xais-Xais, et plus particulièrement Ken Cripps, Larry Greba, Sandie Hankewich et Ernest Mason, pour leur contribution à l'élaboration et à la mise en œuvre du projet de zones de pêche expérimentale. Un grand merci également à tous les membres de la Pacific Sea Cucumber Harvesters Association, et en particulier à Ken Ridgway et Thom Liptrot, pour leur partenariat et leur participation au projet de zones de pêche expérimentales. Nous sommes également très reconnaissants des précieux commentaires fournis par les deux réviseurs officiels, Sarah Power (Direction des sciences – région du Pacifique) et Jessica Sameoto (Direction des sciences – région des Maritimes). Et merci à la présidente de ce processus, Cher LaCoste, à tous les participants et au bureau de Secrétariat canadien des avis scientifiques.

10. RÉFÉRENCES CITÉES

- Aalto, E.A., Lafferty, K.D., Sokolow, S.H., Grewelle, R.E., Ben-Horin, T., Boch, C.A., Raimondi, P.T., Bograd, S.J., Hazen, E.L., Jacox, M.G., Micheli, F., and De Leo, G.A. 2020. [Models with environmental drivers offer a plausible mechanism for the rapid spread of infectious disease outbreaks in marine organisms](#). *Scientific Reports*, 10(1), 5975.
- Allee, W.C. 1938. [The social life of animals](#). In *The social life of animals*. W W Norton & Co.
- Anderton, H.J. 2008. [Harvest Strategy Standard for New Zealand Fisheries Ministry of Fisheries - October 2008](#).
- Babcock, R.C., Mundy, C.N., and Whitehead, D. 1994. [Sperm Diffusion Models and In Situ Confirmation of Long-Distance Fertilization in the Free-Spawning Asteroid *Acanthaster planci*](#). *The Biological Bulletin*, 186(1), 17–28.
- Bashevkin, S.M., Dibble, C.D., Dunn, R.P., Hollarsmith, J.A., Ng, G., Satterthwaite, E.V, and Morgan, S.G. 2020. [Larval dispersal in a changing ocean with an emphasis on upwelling regions](#). *Ecosphere*, 11(1), e03015.
- Boutillier, J.A., Campbell, A., Harbo, R., and Neifer, S. 1998. Scientific advice for management of the sea cucumber (*Parastichopus californicus*) fishery in British Columbia. In *Invertebrate Working Papers reviewed by the Pacific Stock Assessment Review Committee (PSARC) in 1996* (pp. 309–340). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.
- Box, G.E.P. 1979. Robustness in the strategy of scientific model building. In R. L. Launer and G. N. Wilkinson (Eds.), *Robustness in Statistics* (pp. 201–236). Academic Press.
- Cameron, J.L., and Fankboner, P.V. 1989. [Reproductive biology of the commercial sea cucumber *Parastichopus californicus* \(Stimpson\) \(Echinodermata:Holothuroidea\). II. Observations on the ecology of development, recruitment, and the juvenile life stage](#). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 127(1), 43–67.
- Campagna, S., and Hand, C.M. 1999. Density estimates of Giant Red Sea Cucumber (*Parastichopus californicus*) populations, by dive survey, in the Gulf Islands and Jervis Bras areas, British Columbia, Canada, in November 1997 and January 1998. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2495.
- Campagna, S., and Hand, C.M. 2004. [Baseline Density Estimates From Sea Cucumber \(*Parastichopus Californicus*\) Surveys Conducted in British Columbia, Canada](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/065. v + 34 p.
- Campana, S.E., and Thorrold, S.R. 2001. [Otoliths, increments, and elements: Keys to a comprehensive understanding of fish populations?](#) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1), 30–38.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. John Wiley and Sons.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., and Grenfell, B. 1999. [Inverse density dependence and the Allee effect](#). *Trends in Ecology & Evolution*, 14(10), 405–410.
- da Silva, J., Cameron, J.L., and Fankboner, P.V. 1986. [Movement and orientation patterns in the commercial sea cucumber *Parastichopus californicus* \(Stimpson\) \(Holothuroidea: Aspidochirotida\)](#). *Marine Behaviour and Physiology*, 12(2), 133–147.
- Davison, A.C., and Hinkley, D.V. 1997. *Bootstrap Methods and their Applications*. The Press Syndicate of the University of Cambridge.

-
- Duprey, N.M.T., Hand, C.M., Lochhead, J., and Hajas, W. 2011. [Assessment framework for sea cucumber \(*Parastichopus californicus*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/105. vi + 38 p.
- Duprey, N.M.T., Curtis, J.M.R., Finney, J.L., and Hand, C.M. 2016. [Simulation modelling tools to evaluate alternative fishery closure area network designs for shallow-water benthic invertebrates in British Columbia](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/011. vi + 81 p.
- Ebert, T.A. 1978. Growth and Size of the Tropical Sea Cucumber *Holothuria (Halodeima) atra* Jager at Enewetak Atoll, Marshall Islands.
- Efron, B. and Tibshirani, R.J. 1994. An introduction to the bootstrap. CRC press.
- Fankboner, P.V, and Cameron, J.L. 1985. [Seasonal atrophy of the visceral organs in a sea cucumber](#). *Canadian Journal of Zoology*, 63(12), 2888–2892.
- Gelman, A., Carlin, J., Stern, H., Dunson, D., Vehtari, A., and Rubin, D. 2013. *Bayesian Data Analysis* (3rd ed.). Chapman and Hall/CRC.
- Gelman, A., and Rubin, D.B. 1992. [Inference from Iterative Simulation Using Multiple Sequences](#). *Statistical Science*, 7(4), 457–472.
- Gilks, W.R., Richardson, S., and Spiegelhalter, D.J. 1995. Introducing Markov chain Monte Carlo. In *Markov Chain Monte Carlo in Practice*. Chapman and Hall London.
- Haigh, R., Ianson, D., Holt, C.A., Neate, H.E., and Edwards, A.M. 2015. [Effects of ocean acidification on temperate coastal marine ecosystems and fisheries in the northeast Pacific](#). *PloS One*, 10(2), e0117533–e0117533.
- Hajas, W., Hand, C., Duprey, N., Lochhead, J., and Deault, J. 2011. [Using production models with new and developing fisheries: A case study using the sea cucumber *Parastichopus californicus* in British Columbia, Canada](#). *Fisheries Research*, 110(3), 421-434.
- Hand, C.M., Hajas, W., Duprey, N., Lochhead, J., Deault, J., and Caldwell, J. 2009. [An evaluation of fishery and research data collected during the Phase 1 sea cucumber fishery in British Columbia, 1998 to 2007](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/065. viii + 115 p.
- Hand, C.M., and Rogers, J. 1999. [Sea Cucumber Phase 1 Fishery Progress Report](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 1999/141. 32 p.
- Harvell, C.D., Montecino-Latorre, D., Caldwell, J.M., Burt, J.M., Bosley, K., Keller, A., Heron, S.F., Salomon, A.K., Lee, L., Pontier, O., Pattengill-Semmens, C., and Gaydos, J.K. 2019. [Disease epidemic and a marine heat wave are associated with the continental-scale collapse of a pivotal predator \(*Pycnopodia helianthoides*\)](#). *Science Advances*, 5(1), eaau7042.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Springer Science Business Media.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES). 2019. [ICES Advice Basis](#).
- Kendall, M.S., Poti, M., and Karnauskas, K.B. 2016. [Climate change and larval transport in the ocean: Fractional effects from physical and physiological factors](#). *Global Change Biology*, 22(4), 1532–1547.
- Laidre, K.L., and Jameson, R.J. 2006. [Foraging patterns and prey selection in an increasing and expanding sea otter population](#). *Journal of Mammalogy*, 87(4), 799–807.
- Lambert, P. 1997. *Sea Cucumbers of British Columbia, Southeast Alaska and Puget Sound*. Royal British Columbia Museum.
-

-
- Lambert, P., and Boutillier, J.A. 2011. [Deep-sea echinodermata of British Columbia, Canada](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2929: viii + 143 p.
- Larson, R., Minicucci, T., and Woodby, D. 1995. Southeast Alaska sea cucumber research report, 1993. *Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fish, Regional Information Report 1J95-04*.
- Larson, S.D., Hoyt, Z.N., Eckert, G.L., and Gill, V.A. 2013. [Impacts of sea otter \(*Enhydra lutris*\) predation on commercially important sea cucumbers \(*Parastichopus californicus*\) in southeast Alaska](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(10), 1498–1507.
- Lester, S.E., Tobin, E.D., and Behrens, M.D. 2007. Disease dynamics and the potential role of thermal stress in the sea urchin, *Strongylocentrotus purpuratus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(2), 314–323.
- Levitán, D.R. 1991. [Influence of Body Size and Population Density on Fertilization Success and Reproductive Output in a Free-Spawning Invertebrate](#). *The Biological Bulletin*, 181(2), 261–268.
- Lochead, J., Zhang, Z., et Leus, D. 2019. [Détermination des points de référence possibles et des options de taux de récolte pour la pêche commerciale de l'oursin rouge \(*Mesocentrotus franciscanus*\) en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/061. viii + 72 p.
- Lochead, J., Schwarz, C.J., Rooper, C., and Bureau, D. Recommendations on the design of a multispecies benthic marine invertebrate dive survey program for stock monitoring in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. Sous presse.
- Lunn, D., Spiegelhalter, D., Thomas, A., and Best, N. 2009. [The BUGS project : Evolution , critique and future directions](#). *March*, 3049–3067.
- Maillet, G.L., and Checkley, D.M. Jr. 1990. Effects of Starvation on the Frequency of Formation and Width of Growth Increments in Sagittae of Laboratory-Reared Atlantic Menhaden *Brevoortia tyrannus* Larvae. *Fishery Bulletin*, 88.
- Marentette, J.R., Kronlund, A.R., et Cogliati, K.M. 2021. [Spécification des points de référence de l'approche de précaution et des règles de contrôle des prises dans les principaux stocks exploités gérés et évalués au niveau national au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/057. vii + 112 p.
- MPO. 2003. [Cod in the Southern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Science Stock Status Report 2003/016.
- MPO. 2005. [Stock Assessment Report on Southern Gulf of St. Lawrence \(4T\) Herring](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/021.
- MPO. 2009. [Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution](#). (Consulté le 23 novembre 2021).
- MPO. 2011. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la morue franche \(*Gadus morhua*\) de l'unité désignable du Nord Laurentien \(3Pn, 4RS et 3Ps\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/026.
- MPO. 2017. [Évaluation du stock d'aiglefin des divisions 4X5Y en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/006.
- MPO. 2018a. [Mise à jour sur l'état du stock d'oursins verts \(*Strongylocentrotus droebachiensis*\) en Colombie-Britannique et options de prélèvement pour la pêche de 2018 à 2021](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/054.
-

-
- MPO. 2018b. [Évaluation du stock de Goberge de l'alaska \(*Theragra Chalcogramma*\) pour la Colombie-Britannique en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/020.
- MPO. 2022. [Résumé du Plan de gestion intégrée des pêcheries : Holothurie \(*Apostichopus californicus*\) en plongée - Région du Pacifique, 2022/2023](#).
- Morita, M., Suwa, R., Iguchi, A., Nakamura, M., Shimada, K., Sakai, K., and Suzuki, A. 2010. [Ocean acidification reduces sperm flagellar motility in broadcast spawning reef invertebrates](#). *Zygote (Cambridge, England)*, 18(2), 103–107.
- Nichol, L. M., Watson, J. C., Abernethy, R., Rechsteiner, E., and Towers, J. 2015. [Trends in the abundance and distribution of sea otters \(*Enhydra lutris*\) in British Columbia updated with 2013 survey results](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/039. vii + 31 p.
- Ostfeld, R.S. 1982. Foraging strategies and prey switching in the California sea otter. *Oecologia*, 53(2), 170–178.
- Patil, A., Huard, D., and Fonnesbeck, C.J. 2010. PyMC: Bayesian Stochastic Modelling in Python. *Journal of Statistical Software*, 35(4), 1–81.
- Perry, R.I., Walters, C.J., and Boutillier, J.A. 1999. [A framework for providing scientific advice for the management of new and developing invertebrate fisheries](#). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(2), 125–150.
- Phillips, A.C., and Boutillier, J.A. 1998. Stock assessment and quota options for the sea cucumber fishery. In *Invertebrate Working Papers reviewed by the Pacific Stock Assessment Review Committee (PSARC) in 1995. Part 2. Echinoderms. C* (pp. 147–167). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.
- Read, K.D., Lemay, M.A., Acheson, S., and Boulding, E.G. 2012. [Using molecular pedigree reconstruction to evaluate the long-term survival of outplanted hatchery-reared larval and juvenile northern abalone \(*Haliotis kamtschatkana*\)](#). *Conservation Genetics*, 13(3), 801–810.
- Ricker, W.E. 1975. *Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations*. Blackburn Press.
- Sainsbury, K. 2008. *Best Practice Reference Points for Australian Fisheries*. A Report to Australian Fisheries Management Authority and the Department of the Environment and Heritage.
- Schaefer, M.B. 1954. [Some Aspects of the Dynamics of Populations Important to the Management of Commercial Marine Fisheries](#). 1, 27–51.
- Scheibling, R.E. 1984. [Echinoids, epizootics and ecological stability in the rocky subtidal off Nova Scotia, Canada](#). *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 37(1–4), 233–242.
- Scheibling, R.E., and Stephenson, R.L. 1984. [Mass mortality of *Strongylocentrotus droebachiensis* \(Echinodermata: Echinoidea\) off Nova Scotia, Canada](#). *Marine Biology*, 78(2), 153–164.
- Smale, D.A., Wernberg, T., Oliver, E.C.J., Thomsen, M., Harvey, B.P., Straub, S.C., Burrows, M.T., Alexander, L.V, Benthuyssen, J.A., Donat, M.G., Feng, M., Hobday, A.J., Holbrook, N.J., Perkins-Kirkpatrick, S.E., Scannell, H.A., Sen Gupta, A., Payne, B.L., and Moore, P.J. 2019. [Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services](#). *Nature Climate Change*, 9(4), 306–312.
- Smith, D., Punt, A., Dowling, N., Smith, A., Tuck, G., and Knuckey, I. 2009. [Reconciling Approaches to the Assessment and Management of Data-Poor Species and Fisheries with Australia's Harvest Strategy Policy](#). *Marine and Coastal Fisheries*, 1(1), 244–254.
-

-
- Stephenson, P.H., Elliot, S.J., Foster, L.T., and Harris, J. 1995. *A Persistent Spirit: Towards Understanding Aboriginal Health in British Columbia*. Canadian Western Geographical Series. Vol. 31. Victoria: Department of Geography. University of Victoria.
- Strathmann, R.R. 1978. [The evolution and loss of feeding larval stages of marine invertebrates](#). *Evolution*, 32(4), 894–906.
- Stimpson, W. 1857. On the Crustacea and Echinodermata of the Pacific shores of North America. *Boston Journal of Natural History*, 6, 444-532, pls.18-23.
- Sunday, J.M., Calosi, P., Dupont, S., Munday, P.L., Stillman, J.H. and Reusch, T.B. 2014. Evolution in an acidifying ocean. *Trends in ecology & evolution*, 29(2), pp.117-125.
- Uthicke, S., Schaffelke, B., and Byrne, M. 2009. [A boom-bust phylum? Ecological and evolutionary consequences of density variations in Echinoderms](#). *Ecological Monographs*, 79, 3–24.
- van Rossum, G., and Drake, F.L. 2011. *The Python Language Reference Manual*. Network Theory Ltd.
- Wahle, R.A., and Peckham, S.H. 1999. [Density-related reproductive trade-offs in the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*](#). *Marine Biology*, 134(1), 127–137.
- Xuereb, A., Benestan, L., Normandeau, É., Daigle, R.M., Curtis, J.M.R., Bernatchez, L., and Fortin, M.-J. 2018. [Asymmetric oceanographic processes mediate connectivity and population genetic structure, as revealed by RADseq, in a highly dispersive marine invertebrate \(*Parastichopus californicus*\)](#). *Molecular Ecology*, 27(10), 2347–2364.

11. TABLEAUX

Tableau 1. Valeurs estimées des paramètres de productivité. Trois valeurs sont fournies pour chaque paramètre : l'intervalle de crédibilité à 95 % et la médiane de la distribution postérieure estimée (inférieure, médiane, supérieure). 'a' contrôle la pente de la courbe de productivité lorsque l'abondance du stock est faible. 'b' contrôle la pente de la courbe de productivité lorsque l'abondance du stock est quasi vierge. B_{max} est la valeur de B pour laquelle la courbe de productivité non tronquée prévoit une productivité maximale. f_{max} est la productivité maximale de la courbe de productivité non tronquée. Min. (Biomasse relative) est la valeur minimale de la biomasse relative qui doit se produire dans les zones de pêche expérimentale (courbe tronquée). Max. (Productivité) est la valeur maximale de la productivité qui doit se produire dans les zones de pêche expérimentale (courbe tronquée). Voir Hand et al. (2009) pour obtenir plus de détails.

Ensemble de données	Zone de pêche expérimentale	Valeurs des paramètres																	
		a			b			B_{max}			f_{max}			Min. (Biomasse relative)			Max. (Productivité)		
Complet	Inlet Jervis	0,004	0,065	0,331	0,627	0,906	0,995	0,004	0,070	0,272	0,103	0,177	0,240	0,067	0,133	0,209	0,100	0,171	0,234
	Inlet Laredo	0,004	0,173	0,909	0,011	0,421	0,964	0,015	0,318	0,935	0,042	0,075	0,126	0,246	0,341	0,434	0,042	0,073	0,114
	Chenal Tolmie	0,003	0,047	0,228	0,698	0,928	0,996	0,003	0,050	0,198	0,056	0,068	0,083	0,089	0,114	0,139	0,056	0,066	0,077
	Zeballos	0,002	0,043	0,273	0,709	0,947	0,997	0,003	0,042	0,224	0,022	0,062	0,143	0,132	0,191	0,265	0,022	0,057	0,119
Jusqu'à 2007	Inlet Jervis	0,004	0,067	0,324	0,633	0,906	0,995	0,004	0,071	0,268	0,098	0,171	0,240	0,069	0,135	0,210	0,095	0,165	0,233
	Inlet Laredo	0,008	0,278	0,940	0,027	0,511	0,965	0,027	0,374	0,877	0,057	0,095	0,151	0,161	0,258	0,382	0,057	0,094	0,144
	Chenal Tolmie	0,003	0,073	0,424	0,686	0,932	0,997	0,004	0,075	0,319	0,050	0,074	0,104	0,220	0,257	0,295	0,049	0,066	0,083
	Zeballos	0,005	0,160	0,757	0,039	0,613	0,986	0,002	0,032	0,708	0,153	0,211	0,248	0,259	0,348	0,454	0,150	0,200	0,240
Distribution antérieure		0,005	0,270	0,951	0,004	0,272	0,952	0,028	0,499	0,975	0,016	0,131	0,244	-	-	-	-	-	-

Tableau 2. Estimation de la biomasse vierge (poids éviscéré en kg) pour les sites de la zone de pêche expérimentale.

Zone de pêche expérimentale	Site	Quantile sur la biomasse vierge estimée (kg)								
		0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,750	0,900	0,950	0,990
Inlet Jarvis	0	9 768	10 688	11 798	14 906	20 005	25 177	28 309	29 465	30 977
	2	5 764	6 006	6 154	6 417	6 820	7 499	8 641	9 812	12 696
	4	17 251	19 490	20 747	22 900	25 045	26 822	28 217	28 964	30 305
	8	17 502	19 082	19 876	21 183	22 514	23 766	24 807	25 425	26 465
	16	11 025	11 759	12 232	13 125	14 380	15 868	17 329	18 253	19 860
Inlet Laredo	0	4 090	4 511	4 811	5 493	6 561	7 653	8 466	8 927	9 705
	2	833	923	976	1 085	1 259	1 692	2 670	3 147	3 806
	4	7 163	8 530	9 502	11 320	13 257	14 803	15 967	16 565	17 732
	8	2 572	2 764	2 879	3 089	3 382	3 698	3 993	4 196	4 646
	16	8 066	8 624	8 923	9 469	10 101	10 758	11 334	11 697	12 354
Chenal Tolmie	0	22 726	23 604	24 242	25 845	28 433	30 982	32 611	33 374	34 496
	2	33 014	34 448	35 359	37 283	39 722	41 816	43 424	44 269	45 717
	4	23 850	24 584	24 989	25 701	26 627	27 809	29 156	30 112	32 363
	8	33 167	33 923	34 315	34 965	35 701	36 413	37 065	37 463	38 221
	16	24 066	24 617	24 912	25 396	25 923	26 452	26 914	27 202	27 733
Zeballos	0	17 365	18 455	19 174	20 700	22 816	25 047	26 690	27 615	29 200
	2	14 195	15 182	15 709	16 657	17 853	19 240	20 907	22 250	25 793
	4	10 449	11 032	11 343	11 876	12 515	13 241	14 006	14 546	15 698
	8	16 830	17 831	18 389	19 283	20 315	21 413	22 469	23 129	24 586
	16	18 007	19 990	20 959	22 454	24 301	26 098	27 606	28 519	30 161

Tableau 3. Récolte maximale durable en tant que fraction de la biomasse vierge. Il convient de souligner que le niveau de stock à l'équilibre après récolte pour une quantité récoltée donnée est supérieur ou égal au point de troncature appliqué à la fonction de productivité.

Zone de pêche expérimentale	Ensemble de données	Intervalle de récolte (années)	Quantile sur la récolte maximale durable (fraction de la biomasse vierge)				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Inlet Jervis	Complet	1	0,088	0,107	0,118	0,138	0,162
Inlet Jervis	Jusqu'à 2007	1	0,083	0,104	0,115	0,135	0,156
Inlet Laredo	Complet	1	0,037	0,046	0,050	0,059	0,072
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	1	0,051	0,063	0,069	0,080	0,093
Chenal Tolmie	Complet	1	0,054	0,057	0,059	0,062	0,065
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	1	0,046	0,051	0,054	0,059	0,064
Zeballos	Complet	1	0,020	0,029	0,035	0,045	0,057
Zeballos	Jusqu'à 2007	1	0,135	0,149	0,158	0,173	0,189
Inlet Jervis	Complet	2	0,171	0,206	0,225	0,261	0,302
Inlet Jervis	Jusqu'à 2007	2	0,161	0,200	0,221	0,256	0,293
Inlet Laredo	Complet	2	0,075	0,091	0,100	0,117	0,141
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	2	0,103	0,125	0,136	0,158	0,184
Chenal Tolmie	Complet	2	0,107	0,113	0,116	0,121	0,127
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	2	0,090	0,100	0,106	0,114	0,124
Zeballos	Complet	2	0,041	0,058	0,069	0,088	0,111
Zeballos	Jusqu'à 2007	2	0,257	0,281	0,294	0,320	0,351
Inlet Jervis	Complet	3	0,249	0,294	0,321	0,367	0,419
Inlet Jervis	Jusqu'à 2007	3	0,234	0,287	0,316	0,360	0,409
Inlet Laredo	Complet	3	0,112	0,135	0,149	0,173	0,208
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	3	0,154	0,186	0,203	0,235	0,272
Chenal Tolmie	Complet	3	0,159	0,166	0,170	0,177	0,186
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	3	0,133	0,147	0,155	0,167	0,180
Zeballos	Complet	3	0,060	0,086	0,102	0,129	0,162
Zeballos	Jusqu'à 2007	3	0,355	0,385	0,403	0,436	0,478
Inlet Jervis	Complet	4	0,321	0,373	0,404	0,457	0,515

Zone de pêche expérimentale	Ensemble de données	Intervalle de récolte (années)	Quantile sur la récolte maximale durable (fraction de la biomasse vierge)				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Inlet Jarvis	Jusqu'à 2007	4	0,302	0,365	0,399	0,450	0,505
Inlet Laredo	Complet	4	0,148	0,179	0,197	0,228	0,271
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	4	0,204	0,245	0,268	0,309	0,354
Chenal Tolmie	Complet	4	0,207	0,217	0,222	0,231	0,241
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	4	0,175	0,192	0,201	0,216	0,232
Zeballos	Complet	4	0,080	0,114	0,134	0,169	0,209
Zeballos	Jusqu'à 2007	4	0,432	0,464	0,483	0,520	0,561
Inlet Jarvis	Complet	5	0,384	0,442	0,476	0,532	0,594
Inlet Jarvis	Jusqu'à 2007	5	0,363	0,433	0,471	0,525	0,583
Inlet Laredo	Complet	5	0,185	0,222	0,243	0,280	0,331
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	5	0,254	0,303	0,331	0,379	0,431
Chenal Tolmie	Complet	5	0,253	0,265	0,271	0,281	0,292
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	5	0,215	0,235	0,245	0,262	0,280
Zeballos	Complet	5	0,100	0,141	0,166	0,207	0,254
Zeballos	Jusqu'à 2007	5	0,486	0,517	0,535	0,568	0,603

Tableau 4. Biomasse relative minimale pendant les zones de pêche expérimentale.

Zone de pêche expérimentale	Quantile sur la biomasse relative minimale pendant les zones de pêche expérimentale (fraction de la biomasse vierge)																		
	Ensemble complet de données										Données jusqu'en 2007								
	0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,750	0,900	0,950	0,990	0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,750	0,900	0,950	0,990	
Inlet Jervis	0,057	0,077	0,089	0,109	0,133	0,158	0,181	0,196	0,224	0,056	0,079	0,091	0,111	0,135	0,160	0,184	0,198	0,223	
Inlet Laredo	0,228	0,262	0,279	0,308	0,341	0,372	0,401	0,419	0,452	0,144	0,175	0,193	0,222	0,258	0,297	0,335	0,360	0,407	
Chenal Tolmie	0,085	0,093	0,098	0,105	0,114	0,122	0,130	0,135	0,144	0,214	0,226	0,233	0,244	0,257	0,270	0,282	0,289	0,303	
Zeballos	0,126	0,141	0,151	0,169	0,193	0,220	0,242	0,254	0,274	0,247	0,273	0,288	0,316	0,348	0,382	0,413	0,432	0,468	

Tableau 5. Récolte maximale durable en tant que fraction de la biomasse avant récolte. Il convient de souligner que le niveau de stock à l'équilibre après récolte pour une quantité récoltée donnée est supérieur ou égal au point de troncature appliqué à la fonction de productivité.

Zone de pêche expérimentale	Ensemble de données	Intervalle de récolte (années)	Quantile sur la récolte maximale durable (fraction de la biomasse avant récolte)				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Inlet Jervis	Complet	1	0,295	0,363	0,402	0,468	0,544
Inlet Jervis	Jusqu'à 2007	1	0,281	0,351	0,394	0,460	0,534
Inlet Laredo	Complet	1	0,051	0,071	0,086	0,114	0,150
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	1	0,076	0,099	0,117	0,153	0,209
Chenal Tolmie	Complet	1	0,226	0,298	0,320	0,341	0,362
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	1	0,131	0,166	0,175	0,187	0,200
Zeballos	Complet	1	0,096	0,151	0,173	0,202	0,227
Zeballos	Jusqu'à 2007	1	0,195	0,257	0,281	0,314	0,348
Inlet Jervis	Complet	2	0,461	0,530	0,567	0,627	0,692
Inlet Jervis	Jusqu'à 2007	2	0,443	0,518	0,558	0,620	0,684
Inlet Laredo	Complet	2	0,100	0,137	0,164	0,211	0,263
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	2	0,146	0,190	0,221	0,282	0,360
Chenal Tolmie	Complet	2	0,402	0,471	0,485	0,506	0,527
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	2	0,243	0,284	0,294	0,310	0,325
Zeballos	Complet	2	0,182	0,264	0,294	0,331	0,363
Zeballos	Jusqu'à 2007	2	0,364	0,415	0,433	0,466	0,500
Inlet Jervis	Complet	3	0,558	0,617	0,651	0,703	0,758
Inlet Jervis	Jusqu'à 2007	3	0,540	0,609	0,643	0,698	0,752
Inlet Laredo	Complet	3	0,147	0,199	0,238	0,294	0,350
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	3	0,213	0,272	0,315	0,389	0,468
Chenal Tolmie	Complet	3	0,535	0,571	0,582	0,600	0,620
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	3	0,337	0,369	0,380	0,395	0,412
Zeballos	Complet	3	0,259	0,351	0,382	0,421	0,453
Zeballos	Jusqu'à 2007	3	0,473	0,501	0,517	0,546	0,579
Inlet Jervis	Complet	4	0,621	0,671	0,701	0,747	0,794
Inlet Jervis	Jusqu'à 2007	4	0,604	0,663	0,694	0,742	0,788

Zone de pêche expérimentale	Ensemble de données	Intervalle de récolte (années)	Quantile sur la récolte maximale durable (fraction de la biomasse avant récolte)				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Inlet Laredo	Complet	4	0,192	0,257	0,304	0,364	0,419
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	4	0,276	0,348	0,399	0,474	0,546
Chenal Tolmie	Complet	4	0,615	0,636	0,646	0,661	0,679
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	4	0,406	0,434	0,444	0,458	0,474
Zeballos	Complet	4	0,323	0,418	0,448	0,486	0,517
Zeballos	Jusqu'à 2007	4	0,516	0,543	0,559	0,587	0,617
Inlet Jervis	Complet	5	0,662	0,707	0,733	0,774	0,816
Inlet Jervis	Jusqu'à 2007	5	0,648	0,700	0,727	0,770	0,811
Inlet Laredo	Complet	5	0,237	0,312	0,363	0,422	0,474
Inlet Laredo	Jusqu'à 2007	5	0,336	0,418	0,471	0,541	0,603
Chenal Tolmie	Complet	5	0,665	0,681	0,690	0,703	0,720
Chenal Tolmie	Jusqu'à 2007	5	0,461	0,483	0,492	0,506	0,521
Zeballos	Complet	5	0,377	0,471	0,500	0,536	0,564
Zeballos	Jusqu'à 2007	5	0,528	0,559	0,576	0,603	0,633

Tableau 6. Récolte maximale durable en tant que fraction de la biomasse vierge pour maintenir différents seuils de biomasse.

Zone de pêche expérimentale	Niveau de stock cible après récolte (fraction de la biomasse vierge)	Intervalle de récolte (années)	Quantile de la quantité récoltée durable (fraction de la biomasse vierge)									
			Ensemble complet de données					Données jusqu'en 2007				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Inlet Jervis	0,5	1	0,062	0,074	0,081	0,092	0,106	0,060	0,072	0,079	0,090	0,103
Inlet Laredo	0,5	1	0,035	0,042	0,047	0,054	0,065	0,048	0,057	0,063	0,074	0,085
Chenal Tolmie	0,5	1	0,034	0,036	0,038	0,039	0,042	0,035	0,038	0,040	0,043	0,047
Zeballos	0,5	1	0,015	0,021	0,024	0,030	0,038	0,112	0,125	0,134	0,149	0,167
Inlet Jervis	0,5	2	0,118	0,139	0,150	0,170	0,192	0,113	0,136	0,148	0,167	0,188
Inlet Laredo	0,5	2	0,070	0,084	0,092	0,107	0,128	0,094	0,114	0,124	0,144	0,165
Chenal Tolmie	0,5	2	0,066	0,070	0,073	0,076	0,080	0,067	0,074	0,078	0,084	0,091
Zeballos	0,5	2	0,029	0,040	0,047	0,059	0,074	0,202	0,225	0,239	0,267	0,302
Inlet Jervis	0,5	3	0,168	0,195	0,209	0,234	0,262	0,163	0,191	0,207	0,231	0,258
Inlet Laredo	0,5	3	0,104	0,124	0,136	0,157	0,186	0,140	0,166	0,182	0,209	0,240
Chenal Tolmie	0,5	3	0,097	0,102	0,105	0,110	0,116	0,098	0,107	0,112	0,121	0,131
Zeballos	0,5	3	0,043	0,060	0,069	0,086	0,107	0,274	0,302	0,319	0,352	0,399
Inlet Jervis	0,5	4	0,213	0,243	0,260	0,287	0,317	0,207	0,240	0,257	0,284	0,313
Inlet Laredo	0,5	4	0,136	0,162	0,178	0,205	0,241	0,182	0,215	0,235	0,268	0,308
Chenal Tolmie	0,5	4	0,125	0,131	0,135	0,142	0,149	0,127	0,139	0,145	0,155	0,168
Zeballos	0,5	4	0,057	0,078	0,090	0,111	0,139	0,329	0,358	0,377	0,411	0,459
Inlet Jervis	0,5	5	0,252	0,284	0,302	0,331	0,361	0,244	0,281	0,299	0,327	0,357
Inlet Laredo	0,5	5	0,168	0,199	0,218	0,250	0,292	0,222	0,261	0,284	0,321	0,366
Chenal Tolmie	0,5	5	0,151	0,159	0,163	0,171	0,180	0,154	0,167	0,175	0,187	0,201
Zeballos	0,5	5	0,070	0,096	0,110	0,136	0,167	0,372	0,400	0,418	0,449	0,489
Inlet Jervis	0,6	1	0,052	0,061	0,067	0,076	0,087	0,050	0,060	0,066	0,075	0,086
Inlet Laredo	0,6	1	0,032	0,039	0,043	0,051	0,061	0,044	0,053	0,059	0,068	0,080
Chenal Tolmie	0,6	1	0,028	0,030	0,031	0,032	0,034	0,029	0,032	0,033	0,036	0,039

Zone de pêche expérimentale	Niveau de stock cible après récolte (fraction de la biomasse vierge)	Intervalle de récolte (années)	Quantile de la quantité récoltée durable (fraction de la biomasse vierge)									
			Ensemble complet de données					Données jusqu'en 2007				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Zeballos	0,6	1	0,012	0,017	0,020	0,025	0,032	0,093	0,105	0,113	0,129	0,149
Inlet Jervis	0,6	2	0,098	0,114	0,123	0,139	0,158	0,094	0,112	0,122	0,137	0,155
Inlet Laredo	0,6	2	0,064	0,077	0,085	0,099	0,117	0,086	0,103	0,114	0,131	0,153
Chenal Tolmie	0,6	2	0,054	0,057	0,059	0,062	0,066	0,055	0,061	0,064	0,069	0,075
Zeballos	0,6	2	0,025	0,033	0,039	0,048	0,061	0,166	0,186	0,199	0,225	0,263
Inlet Jervis	0,6	3	0,139	0,160	0,171	0,191	0,214	0,133	0,157	0,170	0,189	0,211
Inlet Laredo	0,6	3	0,093	0,113	0,124	0,144	0,171	0,125	0,149	0,164	0,188	0,219
Chenal Tolmie	0,6	3	0,078	0,083	0,085	0,090	0,095	0,081	0,088	0,092	0,100	0,108
Zeballos	0,6	3	0,036	0,049	0,057	0,071	0,088	0,223	0,247	0,262	0,292	0,338
Inlet Jervis	0,6	4	0,175	0,199	0,212	0,234	0,259	0,169	0,196	0,210	0,232	0,255
Inlet Laredo	0,6	4	0,121	0,146	0,160	0,186	0,219	0,161	0,191	0,208	0,238	0,276
Chenal Tolmie	0,6	4	0,101	0,106	0,110	0,115	0,122	0,104	0,113	0,119	0,128	0,138
Zeballos	0,6	4	0,048	0,064	0,074	0,091	0,113	0,268	0,292	0,308	0,337	0,379
Inlet Jervis	0,6	5	0,206	0,232	0,246	0,269	0,294	0,199	0,229	0,243	0,267	0,290
Inlet Laredo	0,6	5	0,147	0,177	0,193	0,224	0,264	0,193	0,227	0,246	0,280	0,323
Chenal Tolmie	0,6	5	0,122	0,129	0,132	0,139	0,147	0,126	0,137	0,143	0,153	0,165
Zeballos	0,6	5	0,059	0,079	0,090	0,111	0,137	0,302	0,324	0,339	0,365	0,397
Inlet Jervis	0,8	1	0,028	0,033	0,036	0,041	0,048	0,027	0,032	0,035	0,041	0,047
Inlet Laredo	0,8	1	0,020	0,025	0,029	0,036	0,047	0,028	0,035	0,039	0,048	0,060
Chenal Tolmie	0,8	1	0,014	0,015	0,016	0,017	0,018	0,015	0,017	0,018	0,019	0,021
Zeballos	0,8	1	0,007	0,009	0,011	0,013	0,017	0,050	0,057	0,063	0,075	0,097
Inlet Jervis	0,8	2	0,052	0,061	0,066	0,074	0,085	0,051	0,060	0,065	0,074	0,083
Inlet Laredo	0,8	2	0,038	0,048	0,054	0,069	0,089	0,052	0,064	0,072	0,088	0,111
Chenal Tolmie	0,8	2	0,028	0,029	0,031	0,033	0,035	0,029	0,032	0,034	0,037	0,041
Zeballos	0,8	2	0,013	0,018	0,021	0,026	0,032	0,087	0,099	0,108	0,126	0,157

Zone de pêche expérimentale	Niveau de stock cible après récolte (fraction de la biomasse vierge)	Intervalle de récolte (années)	Quantile de la quantité récoltée durable (fraction de la biomasse vierge)									
			Ensemble complet de données					Données jusqu'en 2007				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Inlet Jervis	0,8	3	0,074	0,084	0,090	0,101	0,114	0,071	0,083	0,090	0,100	0,112
Inlet Laredo	0,8	3	0,055	0,068	0,077	0,097	0,127	0,074	0,090	0,100	0,121	0,150
Chenal Tolmie	0,8	3	0,040	0,043	0,044	0,047	0,051	0,042	0,046	0,049	0,053	0,058
Zeballos	0,8	3	0,020	0,027	0,030	0,038	0,047	0,116	0,129	0,139	0,158	0,188
Inlet Jervis	0,8	4	0,092	0,104	0,111	0,123	0,136	0,089	0,103	0,110	0,122	0,135
Inlet Laredo	0,8	4	0,070	0,086	0,097	0,120	0,158	0,093	0,111	0,123	0,147	0,178
Chenal Tolmie	0,8	4	0,052	0,055	0,057	0,060	0,065	0,054	0,059	0,062	0,067	0,074
Zeballos	0,8	4	0,026	0,035	0,040	0,049	0,060	0,138	0,151	0,160	0,178	0,199
Inlet Jervis	0,8	5	0,108	0,121	0,128	0,140	0,153	0,104	0,120	0,127	0,139	0,152
Inlet Laredo	0,8	5	0,084	0,102	0,115	0,140	0,182	0,110	0,129	0,142	0,166	0,195
Chenal Tolmie	0,8	5	0,062	0,066	0,068	0,072	0,078	0,065	0,071	0,074	0,080	0,088
Zeballos	0,8	5	0,032	0,042	0,048	0,059	0,072	0,154	0,167	0,175	0,189	0,200

Tableau 7. Quantités récoltées (fraction de la biomasse avant récolte) pour des combinaisons d'intervalles de récolte et de niveaux de stocks à l'équilibre après récolte (points de référence de Hand et al. 2009), en utilisant à la fois les données complètes et les données précoces.

Zone de pêche expérimentale	Niveau de stock cible après récolte (fraction de la biomasse vierge)	Intervalle de récolte (années)	Quantile de la quantité récoltée durable (fraction de la biomasse avant récolte)									
			Ensemble complet de données					Données jusqu'en 2007				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Inlet Jervis	0,5	1	0,111	0,129	0,139	0,156	0,175	0,107	0,127	0,137	0,153	0,171
Inlet Laredo	0,5	1	0,066	0,078	0,085	0,098	0,116	0,087	0,103	0,112	0,128	0,145
Chenal Tolmie	0,5	1	0,064	0,068	0,070	0,073	0,077	0,065	0,071	0,074	0,080	0,086
Zeballos	0,5	1	0,029	0,039	0,045	0,057	0,071	0,183	0,201	0,211	0,229	0,251
Inlet Jervis	0,5	2	0,191	0,217	0,231	0,253	0,278	0,185	0,214	0,228	0,250	0,274
Inlet Laredo	0,5	2	0,123	0,143	0,156	0,176	0,203	0,159	0,185	0,199	0,223	0,249
Chenal Tolmie	0,5	2	0,117	0,123	0,127	0,132	0,139	0,119	0,129	0,134	0,144	0,154
Zeballos	0,5	2	0,055	0,075	0,085	0,105	0,129	0,288	0,310	0,323	0,348	0,376
Inlet Jervis	0,5	3	0,251	0,280	0,295	0,319	0,344	0,246	0,277	0,293	0,316	0,340
Inlet Laredo	0,5	3	0,172	0,198	0,214	0,239	0,271	0,218	0,249	0,267	0,295	0,324
Chenal Tolmie	0,5	3	0,162	0,169	0,174	0,180	0,189	0,164	0,177	0,184	0,195	0,207
Zeballos	0,5	3	0,079	0,106	0,121	0,146	0,177	0,354	0,376	0,389	0,413	0,444
Inlet Jervis	0,5	4	0,298	0,327	0,342	0,365	0,388	0,292	0,324	0,339	0,362	0,385
Inlet Laredo	0,5	4	0,214	0,245	0,263	0,291	0,325	0,267	0,301	0,320	0,349	0,381
Chenal Tolmie	0,5	4	0,200	0,208	0,213	0,221	0,230	0,203	0,217	0,225	0,237	0,251
Zeballos	0,5	4	0,102	0,135	0,152	0,182	0,217	0,397	0,417	0,430	0,451	0,479
Inlet Jervis	0,5	5	0,335	0,363	0,377	0,398	0,419	0,328	0,359	0,374	0,396	0,416
Inlet Laredo	0,5	5	0,251	0,285	0,303	0,334	0,369	0,308	0,343	0,362	0,391	0,422
Chenal Tolmie	0,5	5	0,232	0,241	0,246	0,255	0,265	0,235	0,251	0,259	0,272	0,287
Zeballos	0,5	5	0,123	0,161	0,180	0,213	0,251	0,427	0,445	0,455	0,473	0,494
Inlet Jervis	0,6	1	0,080	0,093	0,100	0,113	0,127	0,077	0,091	0,099	0,111	0,125
Inlet Laredo	0,6	1	0,051	0,062	0,067	0,078	0,092	0,069	0,082	0,089	0,102	0,117
Chenal Tolmie	0,6	1	0,044	0,047	0,048	0,051	0,054	0,046	0,050	0,052	0,057	0,061
Zeballos	0,6	1	0,020	0,028	0,032	0,040	0,050	0,134	0,149	0,158	0,176	0,199

Zone de pêche expérimentale	Niveau de stock cible après récolte (fraction de la biomasse vierge)	Intervalle de récolte (années)	Quantile de la quantité récoltée durable (fraction de la biomasse avant récolte)									
			Ensemble complet de données					Données jusqu'en 2007				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Inlet Jarvis	0,6	2	0,140	0,160	0,171	0,189	0,208	0,136	0,158	0,169	0,186	0,205
Inlet Laredo	0,6	2	0,096	0,114	0,124	0,142	0,164	0,126	0,147	0,160	0,180	0,204
Chenal Tolmie	0,6	2	0,083	0,087	0,089	0,094	0,099	0,085	0,092	0,096	0,103	0,111
Zeballos	0,6	2	0,039	0,053	0,060	0,075	0,092	0,217	0,236	0,249	0,273	0,305
Inlet Jarvis	0,6	3	0,188	0,210	0,222	0,242	0,263	0,182	0,208	0,220	0,240	0,260
Inlet Laredo	0,6	3	0,135	0,158	0,171	0,194	0,221	0,173	0,199	0,214	0,239	0,268
Chenal Tolmie	0,6	3	0,115	0,121	0,124	0,130	0,137	0,118	0,128	0,134	0,142	0,152
Zeballos	0,6	3	0,057	0,076	0,086	0,105	0,128	0,271	0,291	0,304	0,328	0,360
Inlet Jarvis	0,6	4	0,226	0,249	0,261	0,281	0,301	0,219	0,246	0,259	0,279	0,299
Inlet Laredo	0,6	4	0,168	0,196	0,211	0,236	0,267	0,211	0,241	0,257	0,284	0,315
Chenal Tolmie	0,6	4	0,144	0,151	0,155	0,161	0,169	0,148	0,159	0,165	0,175	0,187
Zeballos	0,6	4	0,074	0,097	0,110	0,132	0,159	0,309	0,327	0,339	0,359	0,387
Inlet Jarvis	0,6	5	0,256	0,278	0,291	0,309	0,329	0,249	0,277	0,289	0,308	0,326
Inlet Laredo	0,6	5	0,197	0,227	0,244	0,272	0,306	0,244	0,275	0,291	0,318	0,350
Chenal Tolmie	0,6	5	0,169	0,176	0,181	0,188	0,197	0,173	0,186	0,193	0,203	0,216
Zeballos	0,6	5	0,090	0,116	0,131	0,156	0,185	0,335	0,351	0,361	0,378	0,398
Inlet Jarvis	0,8	1	0,034	0,039	0,043	0,049	0,056	0,033	0,039	0,042	0,048	0,055
Inlet Laredo	0,8	1	0,024	0,031	0,035	0,044	0,056	0,033	0,041	0,047	0,056	0,070
Chenal Tolmie	0,8	1	0,018	0,019	0,019	0,021	0,022	0,019	0,020	0,022	0,024	0,026
Zeballos	0,8	1	0,008	0,011	0,013	0,016	0,021	0,058	0,067	0,073	0,086	0,108
Inlet Jarvis	0,8	2	0,062	0,070	0,076	0,085	0,096	0,059	0,070	0,075	0,084	0,094
Inlet Laredo	0,8	2	0,046	0,056	0,064	0,079	0,101	0,061	0,075	0,083	0,099	0,122
Chenal Tolmie	0,8	2	0,033	0,036	0,037	0,039	0,042	0,035	0,039	0,041	0,044	0,048
Zeballos	0,8	2	0,016	0,022	0,025	0,031	0,039	0,098	0,110	0,119	0,136	0,164
Inlet Jarvis	0,8	3	0,084	0,095	0,102	0,112	0,124	0,082	0,094	0,101	0,111	0,123
Inlet Laredo	0,8	3	0,064	0,078	0,088	0,108	0,137	0,085	0,101	0,111	0,131	0,158

Zone de pêche expérimentale	Niveau de stock cible après récolte (fraction de la biomasse vierge)	Intervalle de récolte (années)	Quantile de la quantité récoltée durable (fraction de la biomasse avant récolte)									
			Ensemble complet de données					Données jusqu'en 2007				
			0,010	0,050	0,100	0,250	0,500	0,010	0,050	0,100	0,250	0,500
Chenal Tolmie	0,8	3	0,048	0,051	0,052	0,055	0,060	0,050	0,055	0,057	0,062	0,068
Zeballos	0,8	3	0,024	0,032	0,037	0,045	0,055	0,127	0,139	0,148	0,165	0,191
Inlet Jarvis	0,8	4	0,103	0,115	0,122	0,133	0,145	0,100	0,114	0,121	0,132	0,144
Inlet Laredo	0,8	4	0,081	0,097	0,108	0,131	0,165	0,104	0,122	0,134	0,155	0,182
Chenal Tolmie	0,8	4	0,061	0,064	0,066	0,070	0,075	0,063	0,069	0,072	0,078	0,084
Zeballos	0,8	4	0,031	0,042	0,047	0,058	0,070	0,147	0,159	0,167	0,182	0,199
Inlet Jarvis	0,8	5	0,119	0,131	0,138	0,149	0,161	0,115	0,130	0,137	0,148	0,159
Inlet Laredo	0,8	5	0,095	0,113	0,125	0,149	0,186	0,121	0,139	0,151	0,172	0,196
Chenal Tolmie	0,8	5	0,072	0,076	0,078	0,083	0,088	0,076	0,082	0,085	0,091	0,099
Zeballos	0,8	5	0,038	0,050	0,057	0,069	0,083	0,162	0,172	0,179	0,191	0,200

12. FIGURES

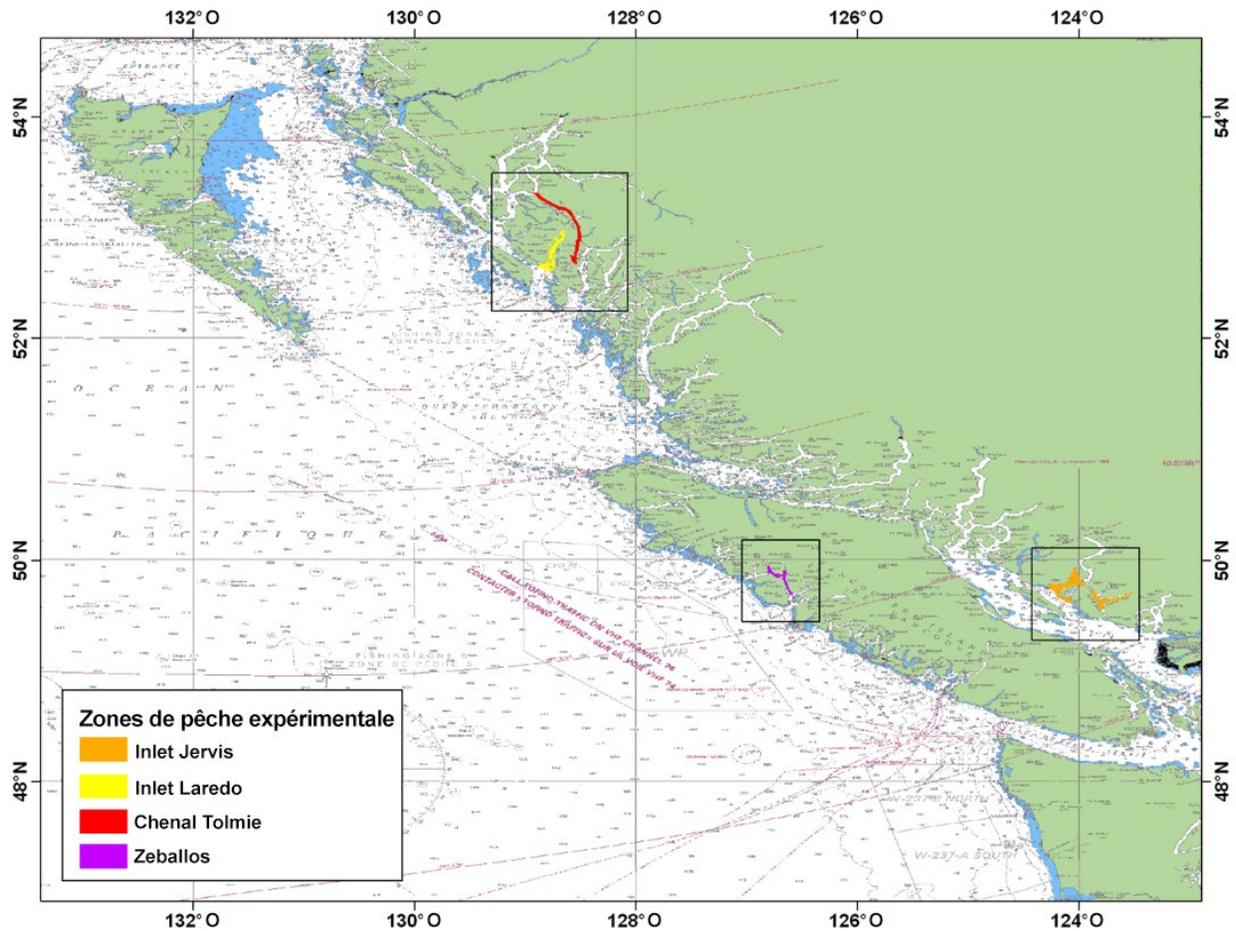


Figure 1. Emplacement des zones de pêche expérimentale sur la côte de la Colombie-Britannique.

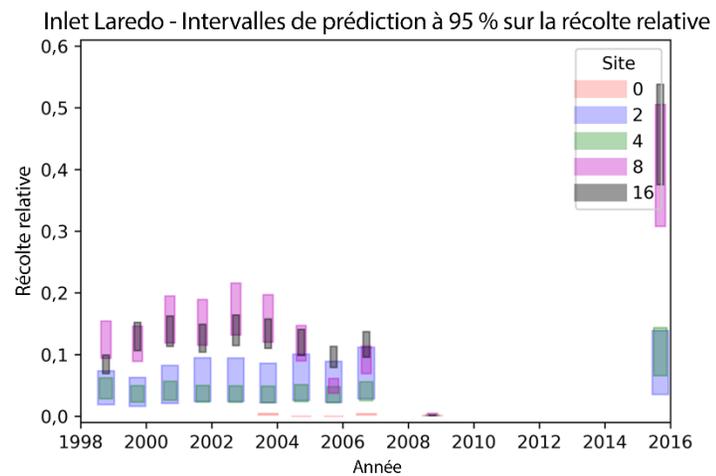
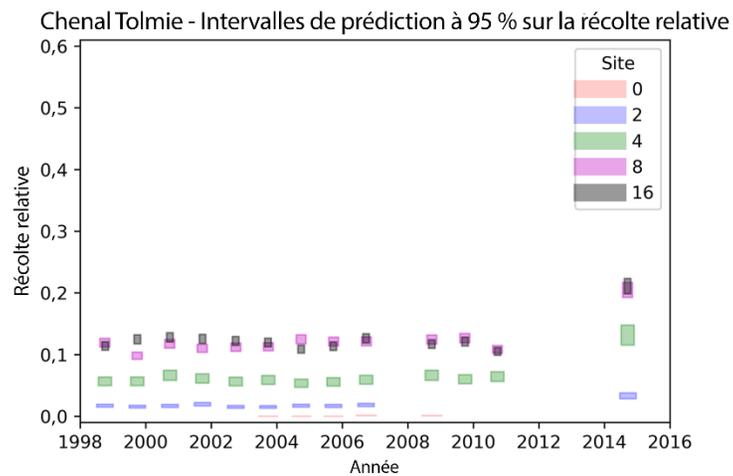
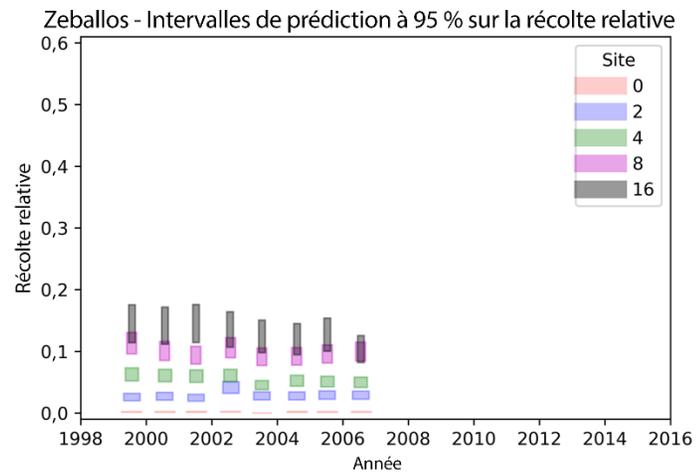
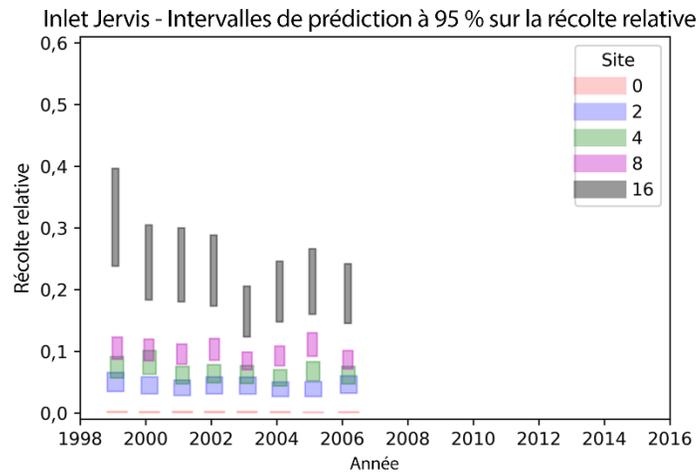


Figure 2. Intervalles de confiance à 95 % sur les quantités récoltées pour les zones de pêche expérimentale. Les quantités récoltées sont exprimées en tant que fraction de la biomasse vierge touchée par la récolte.

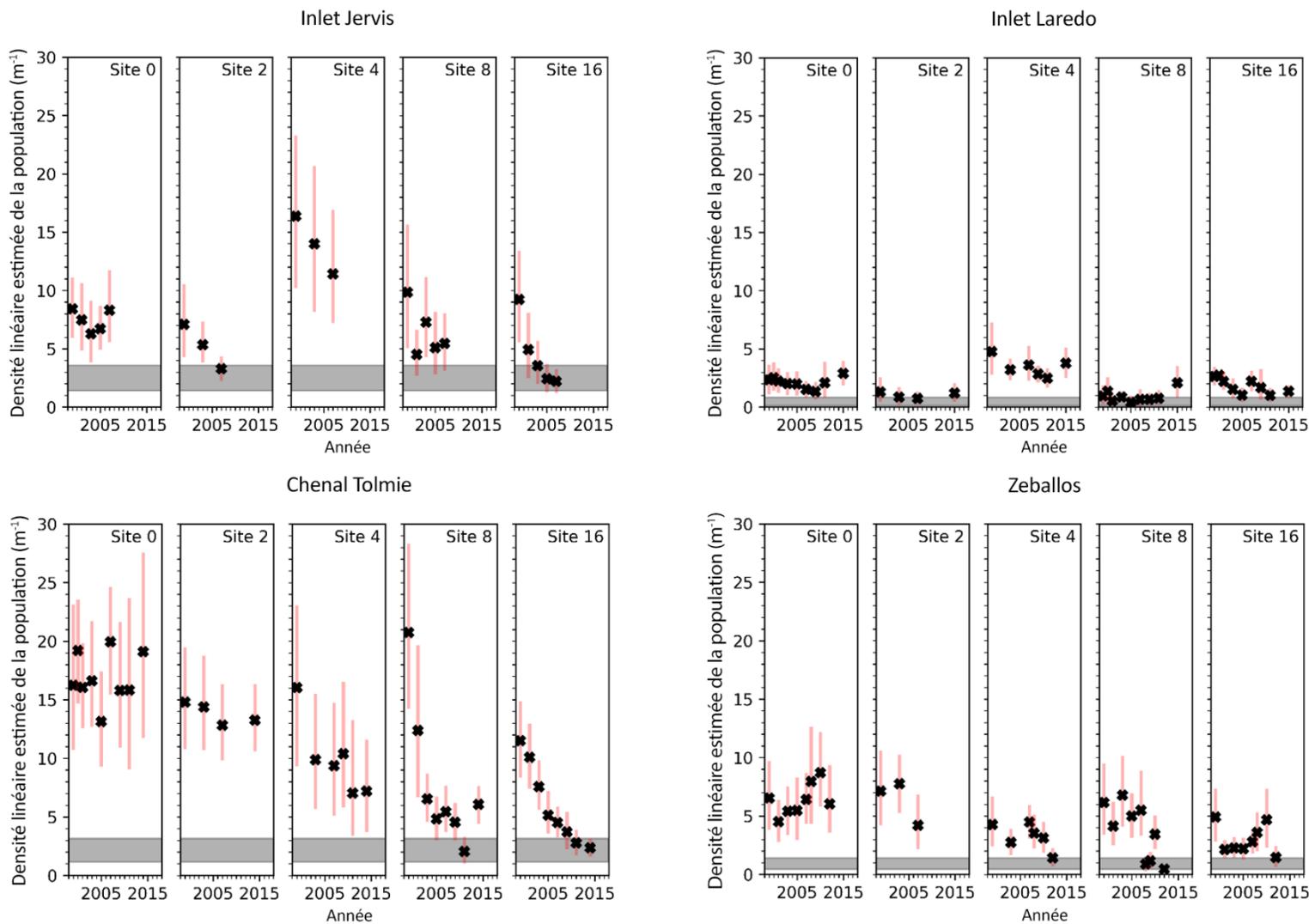


Figure 3. Estimation des densités linéaires de population par zone de pêche expérimentale, site et année. Les lignes roses indiquent les limites de confiance à 95 % de la densité linéaire moyenne estimée de la population (m^{-1}), les x indiquent les médianes et les barres grises indiquent les intervalles de confiance à 95 % estimés pour la densité minimale dans chaque zone de pêche expérimentale (à l'exclusion des estimations de la densité finale).

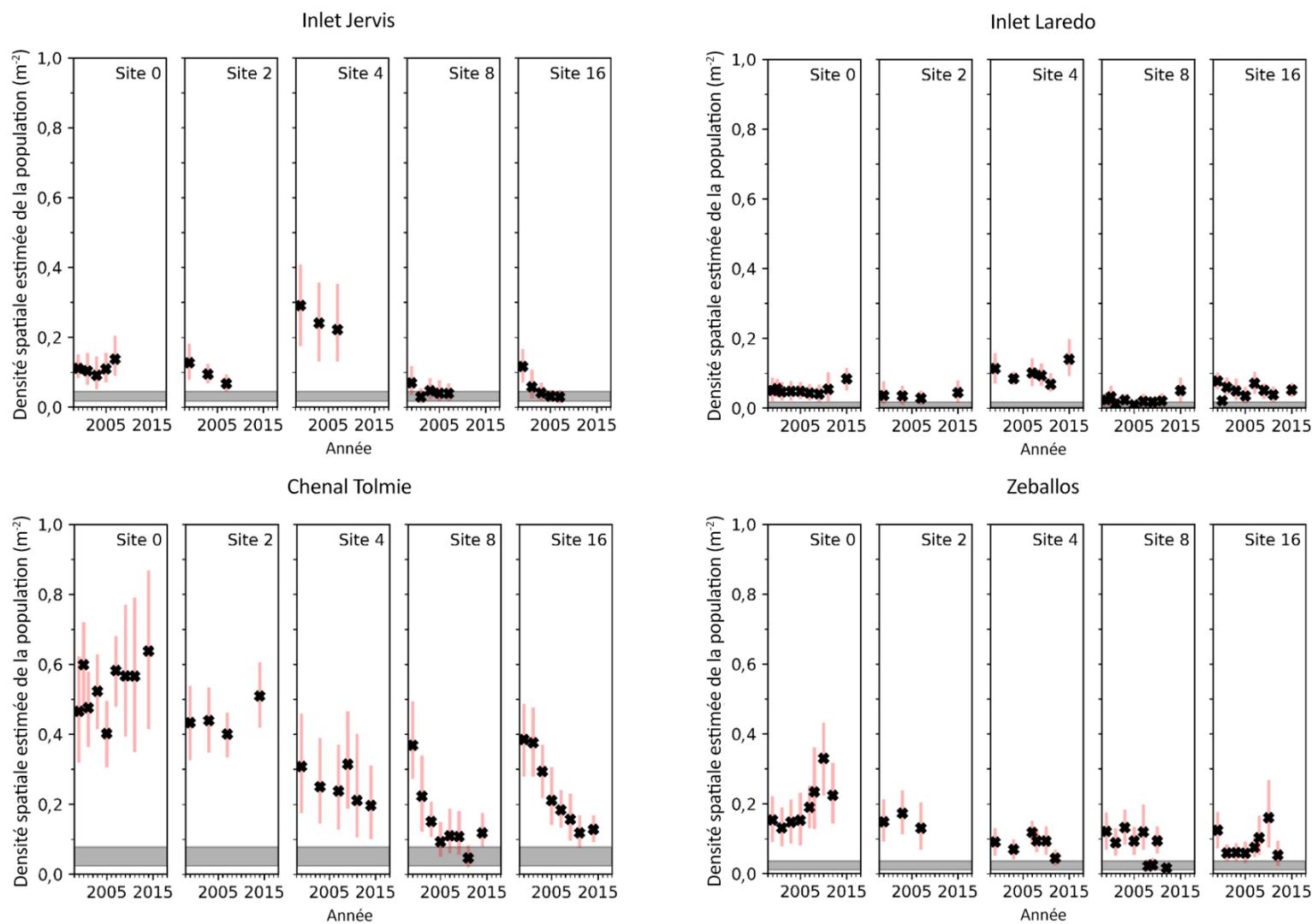


Figure 4. Estimation des densités spatiales de population par zone de pêche expérimentale, site et année. Les lignes roses indiquent les limites de confiance à 95 % de la densité spatiale moyenne estimée de la population (m^{-2}), les x indiquent les médianes et les barres grises indiquent les intervalles de confiance à 95 % estimés pour la densité minimale dans chaque zone de pêche expérimentale (à l'exclusion des estimations de la densité finale).

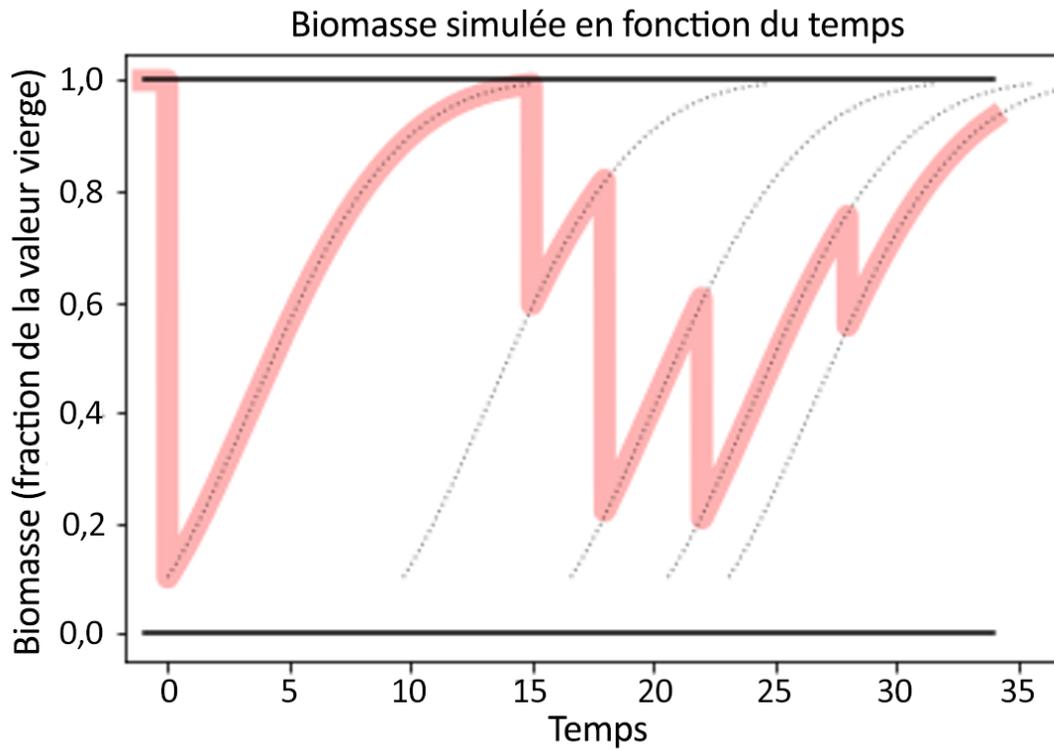


Figure 5. Une démonstration déterministe des effets de la récolte et de la productivité sur un stock, où la récolte est instantanée. La ligne rose représente le niveau des stocks en fonction du temps et les courbes parallèles en pointillés représentent la courbe de productivité. Il convient de souligner que les niveaux de stock peuvent ne pas atteindre zéro dans cette démonstration.

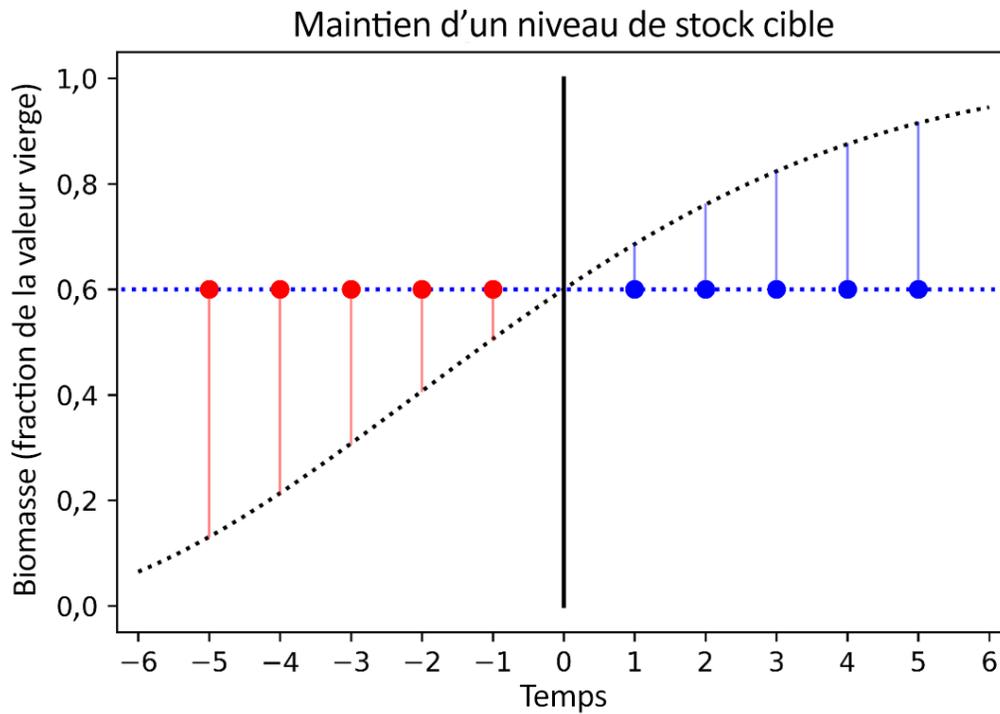
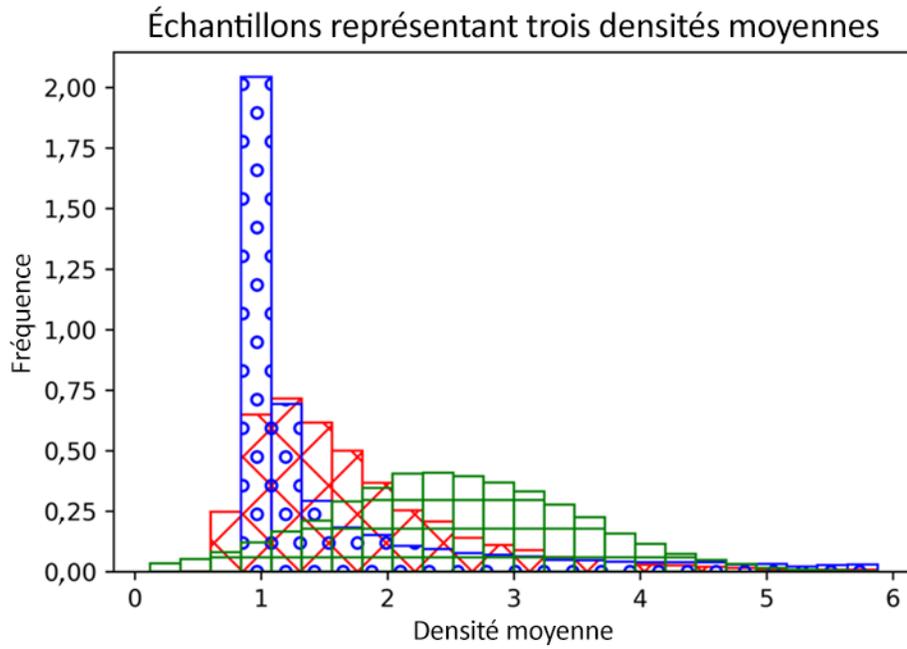


Figure 6. Une représentation graphique de la récolte pour maintenir un niveau de stock équilibré. La ligne horizontale est le niveau de stock à l'équilibre, la courbe grise est l'une des trajectoires parallèles hypothétiques que les niveaux de stock suivent lorsqu'il n'y a pas de récolte. La distance par rapport à l'axe vertical est la longueur du cycle de récolte. Les longueurs des lignes verticales bleues représentent les récoltes qui maintiendront le niveau de stock à l'équilibre en tant que valeur après récolte. Les longueurs des lignes verticales rouges représentent les récoltes qui maintiendront le niveau de stock à l'équilibre comme valeur avant récolte.

A.



B.

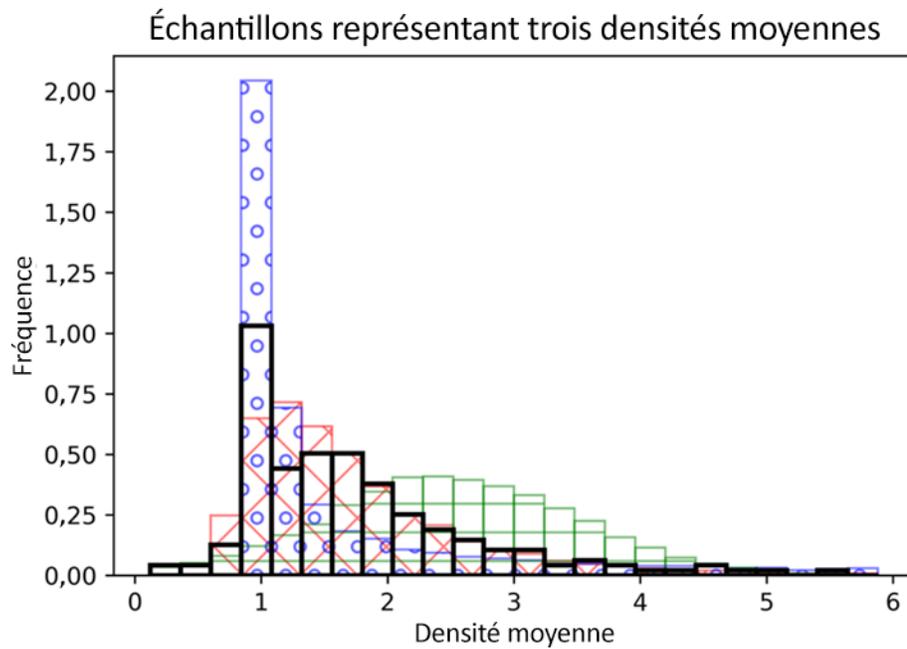


Figure 7. Densité moyenne de trois minima. Le panneau A (en haut) montre des distributions hypothétiques de trois échantillons de valeurs : barres rayées vertes, barres hachurées rouges et barres pointillées bleues. Le panneau B (en bas) montre l'échantillon de 100 valeurs produit pour représenter le plus petit des trois échantillons originaux avec des barres noires.

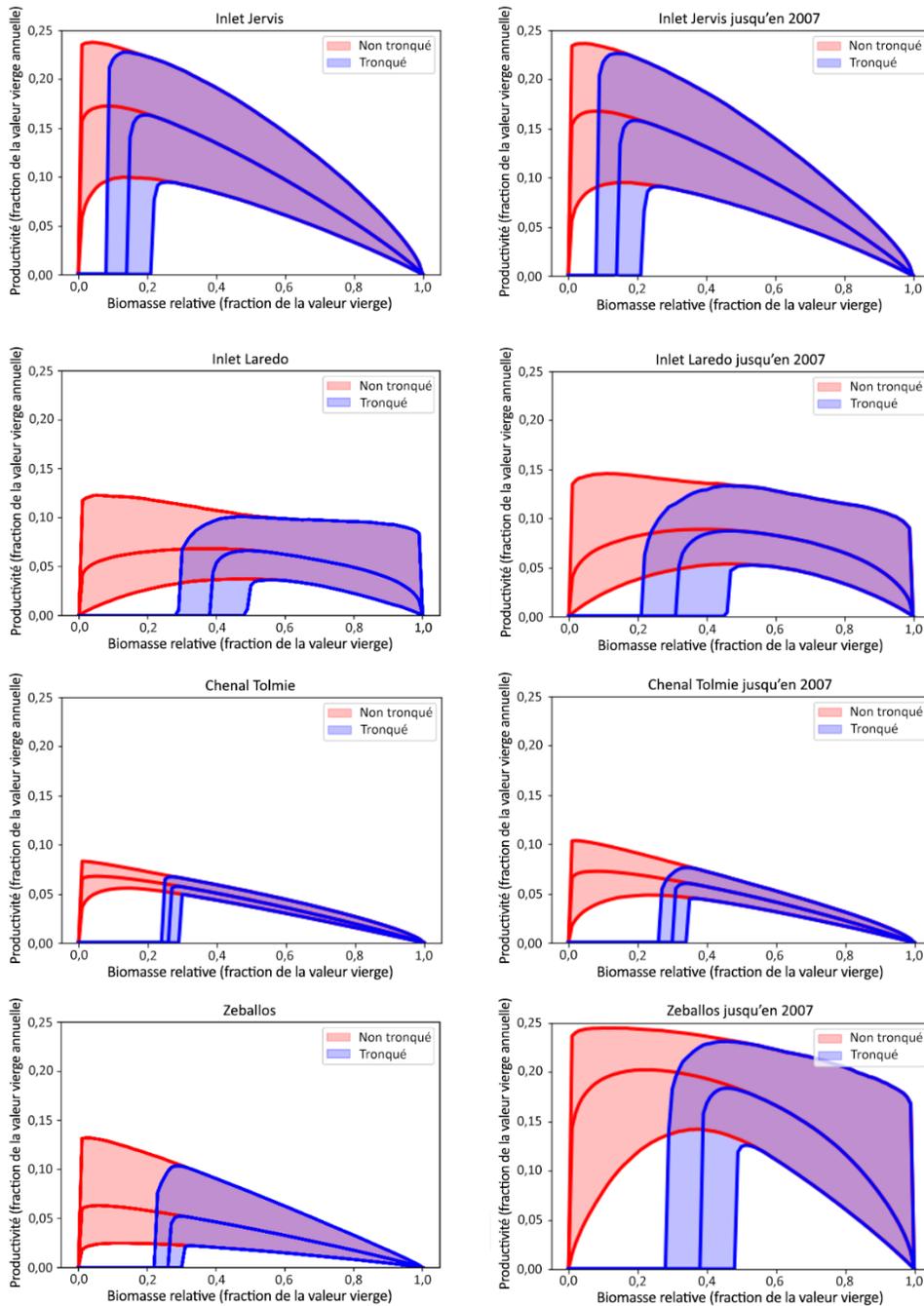


Figure 8. Courbes de productivité probabilistes à partir d'une analyse bayésienne. Les intervalles crédibles à 95 % et les médianes de la distribution postérieure sont indiqués. Pour les courbes tronquées (bleues), la productivité est supposée, de manière prudente, être nulle en dehors des niveaux de stocks qui se sont produits dans les zones de pêche expérimentale. Pour les courbes non tronquées (rouges), l'extrapolation est utilisée pour estimer la productivité au-delà des niveaux de stocks qui ont été observés dans les zones de pêche expérimentale.

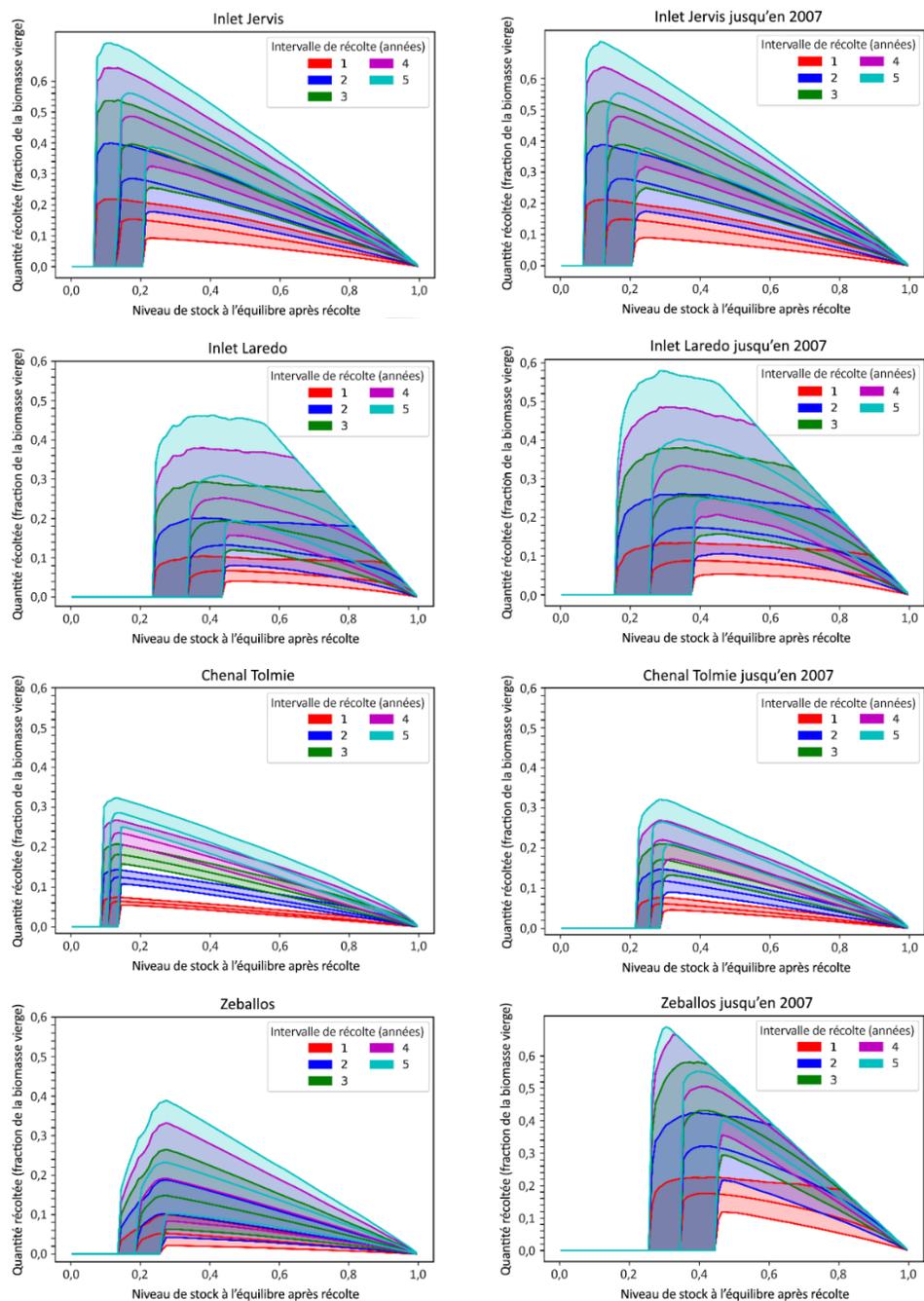


Figure 9. Quantité récoltée pour maintenir les niveaux de stock après la récolte. Les quantités récoltées et les niveaux de stock sont indiqués comme une fraction du niveau de stock vierge. Les résultats sont présentés pour des intervalles de récolte de 1, 2, 3, 4 et 5 ans. Les lignes pleines représentent les quantiles de 0,025, 0,50 et 0,975 de la distribution postérieure estimée. Les zones ombragées montrent des intervalles de confiance à 95 %. Les graphiques de gauche utilisent toutes les données disponibles. Les graphiques de droite utilisent des données qui étaient disponibles avant 2008. Pour l'inlet Jervis, les derniers relevés ont eu lieu en 2007 et donc les mêmes données ont été utilisées pour les deux graphiques, mais de petites différences apparaîtront en raison des graines aléatoires utilisées dans les calculs.

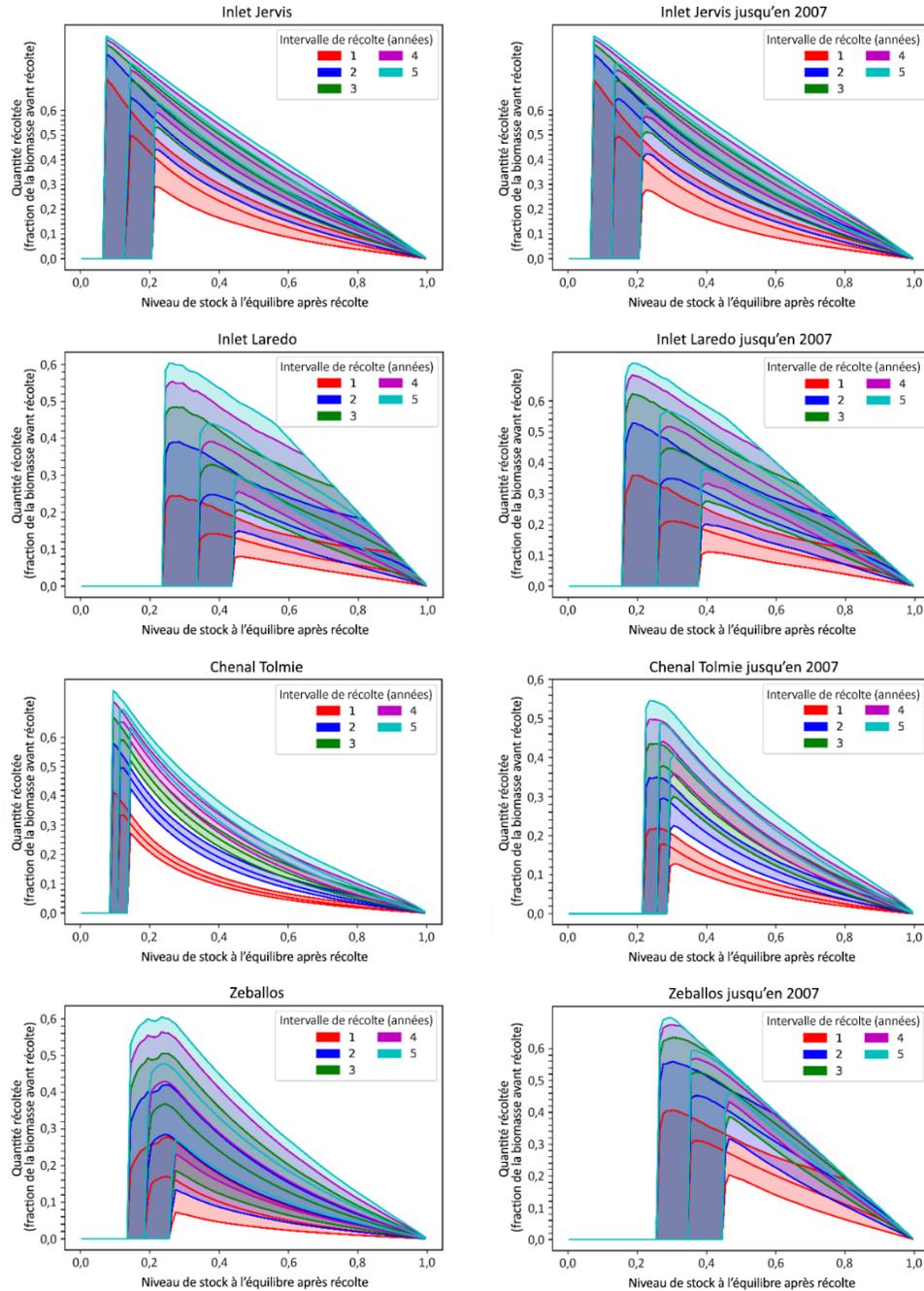


Figure 10. Quantité récoltée pour maintenir les niveaux de stock après la récolte. Les quantités récoltées sont indiquées comme une fraction du niveau de stock avant récolte et les niveaux de stock après récolte sont indiqués comme une fraction de la valeur vierge. Les résultats sont présentés pour des intervalles de récolte de 1, 2, 3, 4 et 5 ans. Les lignes pleines représentent les quantiles de 0,025, 0,50 et 0,975 de la distribution postérieure estimée. Les zones ombragées montrent des intervalles de confiance à 95 %. Les graphiques de gauche utilisent toutes les données disponibles. Les graphiques de droite utilisent des données qui étaient disponibles avant 2008. Pour l'inlet Jervis, les derniers relevés ont eu lieu en 2007 et donc les graphiques de gauche et de droite sont les mêmes.

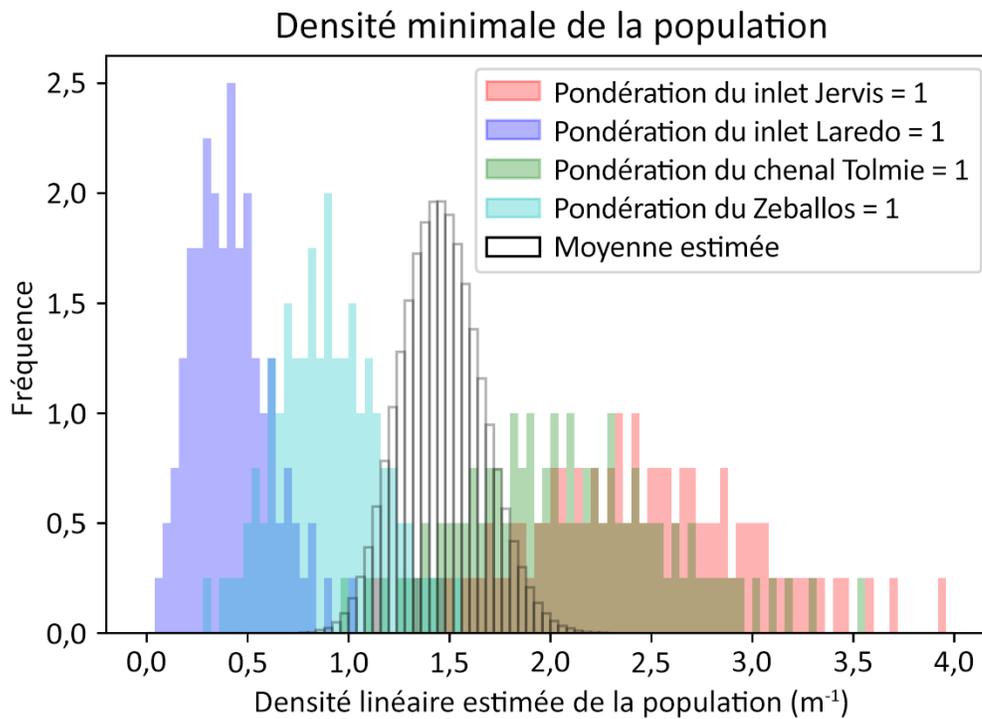


Figure 11. Moyenne des densités linéaires minimales de population estimées pour les zones de pêche expérimentale.

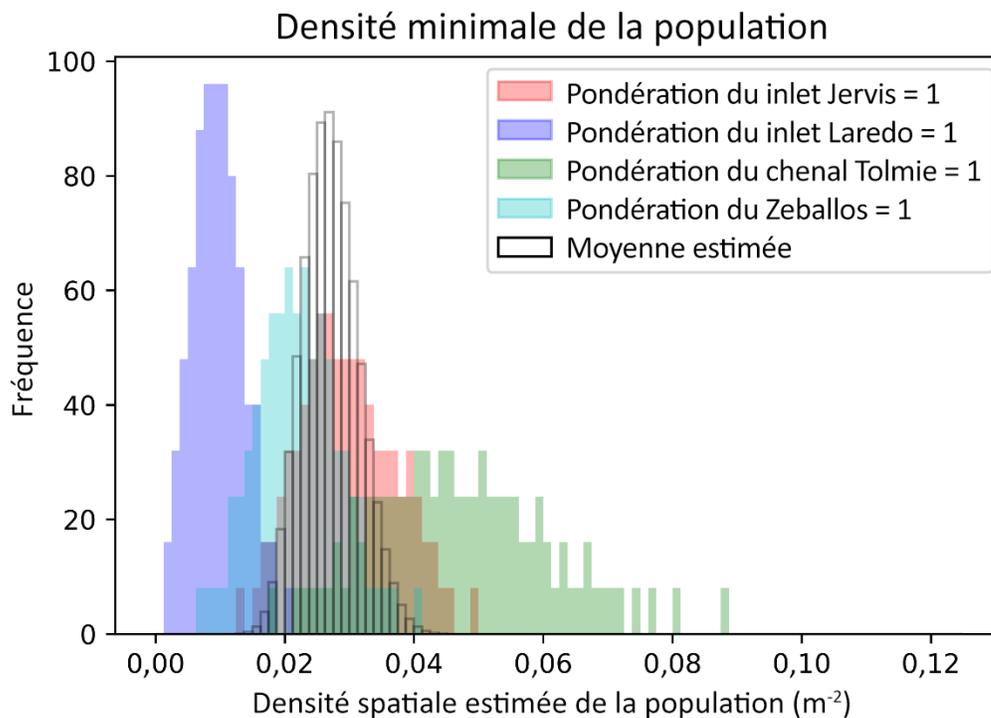


Figure 12. Moyenne des densités spatiales minimales de population estimées pour les zones de pêche expérimentale.

ANNEXE A. TRANSECTS RÉDUITS

Les transects ont été relevés quadrat par quadrat, de la profondeur la plus importante à la plus faible, et les résultats ont été enregistrés pour chaque quadrat au fur et à mesure. La profondeur de la jauge a été enregistrée pour chaque quadrat et la hauteur de la marée a été utilisée pour convertir la profondeur de la jauge en profondeur de la carte.

Dans la mesure du possible, les plongeurs ont réutilisé les emplacements des transects d'une année sur l'autre. Avec cette stratégie, les différences annuelles du niveau des stocks sont moins touchés par les effets aléatoires des emplacements des transects. Les changements d'une année sur l'autre des résultats des relevés seront de meilleures représentations des effets annuels, de la récolte et de la productivité.

Malgré tous les efforts, l'emplacement d'un transect change à chaque fois qu'il fait l'objet de relevés. Certains de ces changements sont directement liés à des questions de navigation. Le système de positionnement global (GPS) est loin d'être parfait, surtout compte tenu du fait que les zones de pêche expérimentale viennent d'être mises en place. Les courants étaient au moins légèrement différents à chaque fois qu'un transect faisait l'objet d'un relevé. Cela a contribué à des changements d'emplacement des transects.

D'autres changements sont d'ordre environnemental. Puisque les plongeurs ne peuvent travailler efficacement que sur une gamme limitée de profondeurs de jauge (0 à 18 m), ils travailleront plus loin en mer ou plus près du rivage en fonction de la hauteur de la marée à ce moment-là. Même avec une navigation parfaite, un transect est différent à chaque fois qu'il fait l'objet d'un relevé (figure A-1).

Afin que les emplacements des transects soient aussi cohérents que possible d'une année sur l'autre, les données ont été coupées aux extrémités. Une quantité différente a été supprimée à chaque relevé dans le transect. À la suite du procédé de réduction :

- La longueur du transect est la même chaque fois que l'emplacement fait l'objet d'un relevé.
- Le profil de profondeur est aussi similaire que possible d'un sondage à l'autre.

La première étape a consisté à trouver la plage de profondeurs commune qui s'est présentée à chaque fois que le transect a été étudié.

La deuxième étape a consisté à déterminer la longueur minimale du transect associée à cette plage de profondeurs. Chaque fois que l'emplacement d'un transect a fait l'objet d'un relevé, le premier et le dernier quadrats dans la plage de profondeurs commune ont été déterminés et utilisés pour définir un segment de transect. La longueur du plus court de ces segments est devenue la longueur de référence pour l'emplacement du transect.

L'ancienne version (Hand *et al.* 2009) et la version actuelle du processus de réduction des transects utilisent la même méthode pour obtenir la longueur des transects. Pour l'ancienne version, le segment de transect le plus court qui correspondait à la plage de profondeurs devenait le profil de profondeurs de référence. Si le segment de transect le plus court apparaissait plusieurs fois, on a choisi arbitrairement lequel des segments de transects correspondants a contribué au profil de profondeur de référence.

Pour la version actuelle du processus, le profil de profondeur de référence a été choisi selon un critère de meilleure adéquation. La « meilleure » partie du critère signifie qu'il n'y avait qu'un seul profil de profondeur de référence et donc un ensemble unique de segments de transects qui représentent le transect.

Compte tenu de la longueur de référence, une approche de force brute a été utilisée pour déterminer le meilleur profil de profondeur de référence. Chaque segment de transect possible

de la longueur requise, de n'importe quelle année, indépendamment de la plage de profondeurs, a été évalué pour savoir si son profil de profondeur correspondait aux profils de profondeur qui se sont produits les autres fois où le transect a fait l'objet d'un relevé.

Deux profils de profondeur peuvent être comparés en fonction de la somme des carrés des différences de profondeur, $\sum_{i=1}^m (q_i - r_i)^2$, où q_i et r_i sont les profondeurs des deux segments de transects du i^{e} quadrat. Une somme de carrés plus petite indique un meilleur ajustement.

Pour évaluer un segment de transect possible par rapport aux valeurs de profondeur d'une autre année, le calcul de la somme des carrés a été appliqué à tous les segments de transects de même longueur de l'autre année. La plus petite de ces sommes des carrés représente la mesure dans laquelle le segment possible correspond au profil de profondeur de l'autre année.

Pour évaluer un segment de transect possible par rapport aux multiples fois où le transect a fait l'objet d'un relevé, la somme minimale des carrés a été appliquée à chacune des autres années. La somme de ces minima indique dans quelle mesure le profil de profondeur du segment possible correspond aux profils de profondeur des autres années.

La somme des minima (de la somme des carrés) a été calculée pour chaque segment de transect possible. Le profil de profondeur présentant la plus petite valeur a été utilisé comme référence. Pour les données de chaque année, les extrémités du transect ont été coupées, de façon à ce que ce qui reste ait la longueur de référence et corresponde le plus possible au profil de profondeur de référence.

Le transect 5 du chenal Laredo est fourni ici à titre d'exemple pour illustrer la méthode de réduction (figure A-1). L'endroit a été sondé 10 fois entre 1998 et 2015. Les lignes montrent les profils de profondeur tels qu'ils étaient avant que les transects ne soient réduits, et les symboles représentent la profondeur finale des transects de 5 m de long. La plage de profondeurs commune était de 0 à 10 mètres. Il y a eu deux relevés, en 2001 et 2003, où seulement trois quadrats se situaient dans cette plage de profondeurs. Trois quadrats ont donc été choisis comme longueur de référence. Pour 2003, les quadrats 3, 4 et 5 (le quadrat 5 n'est pas illustré à la figure A-1) ont des profondeurs comprises entre 0 et 10 m. Lorsqu'on les adapte au profil de profondeur de référence, les quadrats 2, 3 et 4 (illustrés à la figure A-1) s'adaptent le mieux au profil de profondeur de référence (voir ci-dessous).

Le segment de trois quadrats qui représente le mieux l'emplacement du transect a eu lieu en 2009. Les profondeurs consécutives des cartes étaient de 10, 8 et 5 mètres (quadrats 1, 2 et 3). Les symboles de la figure montrent le segment de trois quadrats de chaque relevé qui correspond le mieux au profil de profondeur de référence. Ce sont les transects réduits qui ont été utilisés dans les analyses.

Hajas *et al.* (2011) et Hand *et al.* (2009) ont utilisé un critère différent pour sélectionner un segment de transect de référence. Le segment de transect de référence a simplement été choisi comme étant le plus court pour s'inscrire dans la plage de profondeurs de référence. Lorsque cette longueur la plus courte apparaissait plus d'une fois, le segment de transect de référence a été choisi arbitrairement. Cette nouvelle méthode qui choisit le profil de profondeur de référence selon un critère de meilleur ajustement est une amélioration, car elle est plus répétable.

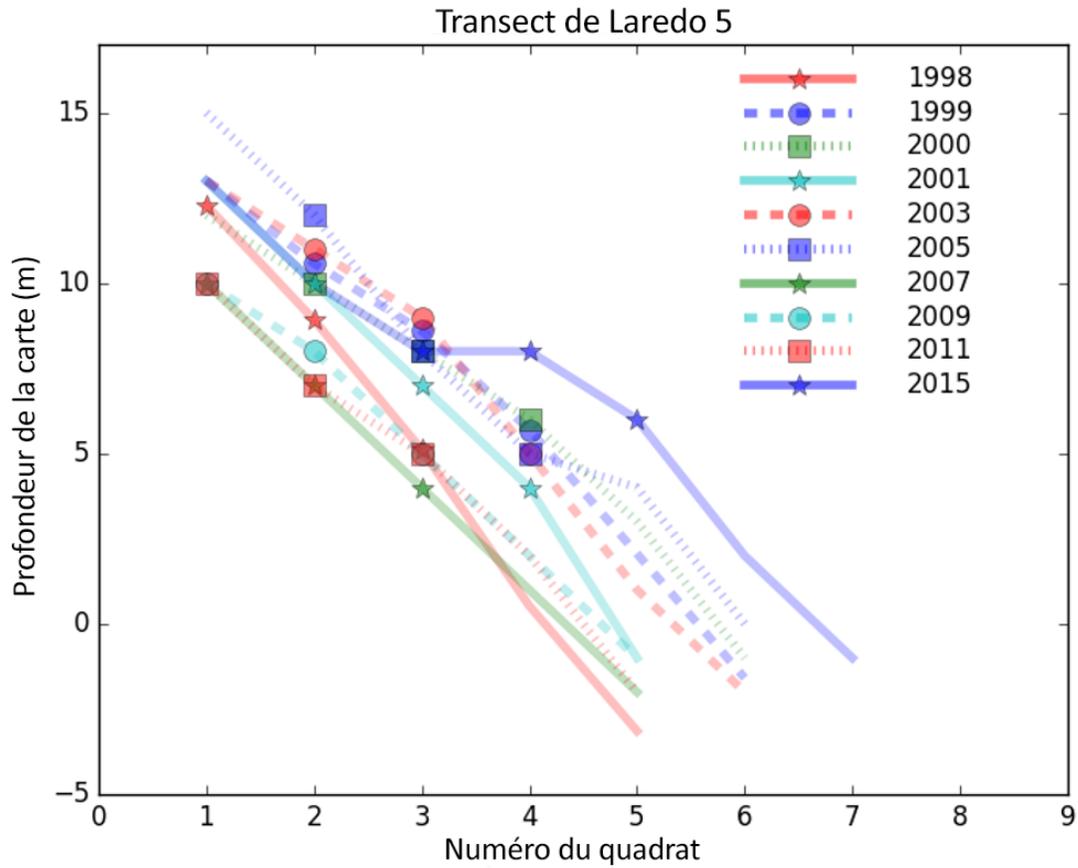


Figure A-1. Profil de profondeur de référence pour le transect 5 dans le chenal Laredo. Les lignes représentent tous les quadrats où des données ont été recueillies (transects non réduits). Les marqueurs représentent les quadrats inclus dans les transects réduits. Les transects réduits ont tous la même longueur (trois quadrats) et les profils de profondeur concordent autant que possible.

ANNEXE B. MODÈLES MATHÉMATIQUES UTILISÉS DANS LES ANALYSES BAYÉSIENNES

B.1. RÉCOLTE

La récolte est modélisée comme une baisse instantanée de la biomasse relative. La récolte relative est la quantité récoltée divisée par la biomasse vierge estimée. Si la récolte relative est supérieure à la biomasse relative avant récolte, la biomasse relative après récolte est fixée à zéro. Sinon, la biomasse relative après récolte est simplement le niveau du stock avant récolte moins la récolte relative.

B.2. PRODUCTIVITÉ

Pour ces analyses, la fonction de productivité est tirée de (Hajas *et al.* 2011);

$$P(B|a, b, B_{max}, f_{max}) = f_{max} * \frac{B^a}{B_{max}^a} * \frac{1-B}{1-B_{max}}^b \text{ où :}$$

- f_{max} , est la valeur maximale possible de la productivité avec des unités de l'année⁻¹.
- $0 < B_{max} < 1$ est la valeur de la biomasse relative où la productivité est maximale, $P(B = B_{max}|a, b, B_{max}, f_{max}) = f_{max}$.
- $0 < a < 1$ et $0 < b = a * \frac{1-B_{max}}{B_{max}} \leq 1$ contrôlent la largeur de la courbe de productivité.
- $\theta = (a, b, B_{max}, f_{max})$ est le vecteur des paramètres de productivité.

Voici les caractéristiques importantes de cette fonction de productivité :

- La productivité est supérieure ou égale à zéro. Les niveaux de stock ne diminuent jamais, sauf en cas de récolte.
- La productivité est nulle lorsque la biomasse est nulle, c'est-à-dire que le stock ne se reconstituera jamais après avoir été complètement épuisé.
- La productivité est nulle lorsque la biomasse est à sa valeur vierge, c'est-à-dire que l'état vierge représente la plus grande quantité possible de biomasse.
- Il existe un seul point maximal sur la courbe de productivité.
- La biomasse relative peut être réduite à n'importe quelle valeur non nulle et elle reviendra à son état vierge en un temps fini.
- La biomasse est soit en augmentation, soit stable à zéro, soit stable à l'état vierge.

Les valeurs de a et b doivent être inférieures à un afin de gérer un artefact mathématique de la fonction de productivité. Avec cette contrainte, la biomasse relative peut commencer à n'importe quelle valeur non nulle et revenir à l'état vierge ($B = 1$) en un temps fini. Si a et b sont supérieurs ou égaux à un, il existe des situations où l'état vierge n'est pas réalisable et où le modèle devient conceptuellement incohérent.

Le modèle familier de Schaefer (Schaefer 1954) est un cas particulier du modèle actuel, où $a = 1$, $b = 1$ et $B_{max} = 1/2$.

Comme autre hypothèse prudente et simple, la productivité est censée être nulle lorsque la biomasse relative est inférieure au minimum qui s'est produit dans les zones de pêche expérimentale. Il n'y a pas de données qui laissent entendre que les stocks de productivité sont

faibles. Si le modèle est utilisé comme un outil d'extrapolation, on obtient des estimations très optimistes de la productivité à de faibles niveaux de stock (figure 8).

Entre deux récoltes, la biomasse augmente au rythme de $\frac{dB}{d\tau}P(B|a, b, B_{max}, f_{max})$, où τ est le temps. Des méthodes numériques ont été mises en œuvre pour résoudre l'équation.

B.3. MODÈLE D'ÉCHANTILLONNAGE

Le modèle d'échantillonnage représente la variabilité aléatoire des résultats du relevé. Les effets aléatoires associés à l'année du relevé, aux emplacements des sites et aux emplacements des transects sont pris en compte.

Même pour les sites où il n'y a pas de récolte importante, les résultats des relevés varient d'une année à l'autre. Une partie de la variabilité peut être due à des changements d'une année sur l'autre de l'abondance ou de la migration sur site ou hors site et des profondeurs de plongée. Pour tenir compte de cette variabilité, les effets annuels sont donnés par $Y_y \sim norm(0, \sigma_y^2)$ et $\sum_y Y_y = 0$, où :

- $y = y(\tau)$ est un indice correspondant à l'année civile, telle qu'il est déterminé à partir du moment du relevé, τ .
- Y_y est l'effet annuel.
- σ_y^2 est la variance des effets annuels et est également utilisé comme une approximation de la variabilité naturelle de l'abondance d'une année sur l'autre.

De même, au sein d'une même zone de pêche expérimentale, il y aura des effets associés à différents sites qui ne sont pas associés au traitement de la récolte. Les effets de site sont traités de la même manière que les effets annuels, $S_s \sim norm(0, \sigma_s^2)$ et $\sum_s S_s = 0$, où :

- s est un indice pour les sites.
- S_s est l'effet de site.
- σ_s^2 est la variation des effets de site.

Les exigences susmentionnées concernant les valeurs des effets annuels et des effets de site sont moins restrictives que celles de Hajas *et al.* (2011). L'annexe C fournit plus de détails sur la manière dont les restrictions actuelles sur les valeurs de Y_y et de S_s ont été appliquées.

Les effets de l'emplacement des transects sont différents parce que l'exigence de la somme à zéro est appliquée à des sites individuels. Pour l'emplacement du t^e transect du s^e site, l'effet du transect est $T_{st} \sim norm(0, \sigma_t^2)$ et $\sum_t T_{st} = 0$.

Hajas *et al.* (2011) ont appliqué des exigences plus restrictives aux valeurs des effets. L'annexe C donne plus de détails sur la façon dont les restrictions de la somme à zéro sur les effets ont été appliquées.

Compte tenu de ces effets, pour un état vierge, la densité de la biomasse à un emplacement de transect précis et une année donnée est $U_{syt} = G * \exp(S_s + Y_y + T_{st})$, où :

- G est une grande moyenne géométrique de la densité spatiale de la biomasse pour la zone de pêche expérimentale.

Pour un transect dans une des zones de pêche expérimentale, la densité spatiale attendue de la biomasse est $H_{st}(\tau) = U_{syt(\tau)} * B_s(\tau)$, où :

-
- $B_s(\tau)$ est la biomasse relative, telle qu'elle est calculée à partir du modèle de productivité, pour le s^e site à un temps égal à τ .

La biomasse attendue sur le transect t^e du site s^e est $M_{s_t}(\tau) = A_{s_t} * B_s(\tau)$, où :

- A_{s_t} est la surface du transect réduit. Le processus de réduction des transects est décrit à l'annexe A.

Enfin, le nombre attendu d'holothuries sur le transect est de $P_{s_t}(\tau) = M_{s_t}(\tau)/W_s(\tau)$, où :

- $W_s(\tau)$ est le poids moyen estimé sur le site s^{th} à un temps égal à τ .

La relation entre le nombre attendu et observé d'holothuries est $O_{s_t}(\tau) \sim poisson(P_{s_t}(\tau))$. Selon la répartition des poissons, le nombre possible d'holothuries sur un transect doit être un entier non négatif.

B.4. CHANGEMENTS DEPUIS HAND *ET AL.* (2009)

La version actuelle du modèle est mise en œuvre dans pymc2 (Patil *et al.* 2010). Auparavant, le modèle fonctionnait sur WinBUGS (Lunn *et al.* 2009) avec une extension permettant de résoudre l'équation différentielle du modèle de productivité. Le code de l'extension a été perdu et réécrire cette extension aurait été fastidieux. La mise en œuvre de nouvelles fonctions ou distributions statistiques est beaucoup plus facile avec pymc2 comme nouvelle plateforme.

1. pymc2 est étroitement intégré au langage PYTHON (van Rossum & Drake 2011) et hérite de nombreuses constructions de programme (par exemple, l'orientation objet) de ce langage.
2. WinBUGS utilise l'échantillonnage de Gibbs tandis que pymc2 utilise l'échantillonnage ponctuel de Metropolis-Hastings (Gelman *et al.* 2013).
3. Avec pymc2, il est beaucoup plus facile de produire des noms de nœuds significatifs, car ils sont entièrement précisés par l'utilisateur.
4. Dans la version précédente du modèle, l'effet estimé de la première année était incorrectement inclus dans l'estimation de la biomasse vierge. Dans le modèle actuel, la biomasse vierge n'est pas touchée par les effets propres à l'année.
5. Dans le cadre du processus de réduction des transects, la nouvelle version du modèle est plus reproductible (voir l'annexe A pour plus de détails).
6. La version précédente du modèle mettait en œuvre la productivité comme une approximation numérique de second ordre avec un intervalle de temps fixe d'un mois. La version actuelle utilise une approximation du quatrième ordre avec un intervalle de temps adaptatif, ce qui est préférable, car la version actuelle est plus rapide et plus précise numériquement.
7. Les effets aléatoires associés à l'année du relevé, aux emplacements des sites et aux emplacements des transects sont pris en compte dans le modèle. Pour un ensemble d'effets dans le modèle précédent, la moyenne devait être égale à zéro et l'écart-type estimé devait être égal à une valeur échantillonnée. Dans la version actuelle, la somme des éléments de l'ensemble est égale à zéro et il existe des distributions antérieures avec une variabilité définie en matière d'écart-type échantillonné. L'annexe C donne plus de détails sur la façon dont les restrictions de la somme à zéro sur les effets ont été appliquées dans la version actuelle.

-
8. Il y avait une erreur dans la précédente version. La distribution antérieure de la longueur moyenne des transects a utilisé une erreur-type plutôt que la valeur tau. L'erreur a été corrigée dans la version actuelle.

ANNEXE C. SÉRIE D'EFFETS

Dans le modèle d'échantillonnage, il existe une série d'effets propres à l'année, une série d'effets du site et, pour chaque site, une série d'effets du transect.

Dans les statistiques non bayésiennes, il est courant d'exiger qu'un ensemble d'effets ait une somme égale à zéro. Cette exigence est tout à fait raisonnable. Sinon, tous les effets d'un ensemble pourraient être augmentés d'une unité, la moyenne générale pourrait être diminuée d'une unité et l'ajustement aux données serait le même. Il semblerait simplement que tous les effets soient plus positifs.

Dans les analyses bayésiennes, il n'est généralement pas nécessaire que la somme soit égale à zéro. Au lieu de cela, une sorte de distribution antérieure centrée sur zéro est appliquée indépendamment à chaque effet; par exemple, $\partial_i \sim \text{norm}(0, \theta_\partial^2)$. Ces distributions antérieures ne sont pas aussi restrictives que l'exigence de la somme à zéro. La distribution postérieure comprendra des combinaisons de valeurs de paramètres qui sont effectivement redondantes les unes par rapport aux autres. La chaîne de Markov convergera plus lentement, car elle doit examiner un plus grand espace de paramètres.

Ces analyses ont mis en œuvre une exigence de somme à zéro dans une analyse bayésienne. Il existe n effets dans un ensemble. On attribue aux premiers éléments $n - 1$ d'un ensemble des distributions antérieures de $\partial_i \sim \text{norm}(0, \theta_\partial^2)$. Le dernier élément remplit la condition de la somme à zéro; $\partial_{n-1} = -\sum_{i=0}^{n-2} \partial_i$.

Sans aucune correction, la distribution antérieure implicite du dernier effet de l'ensemble est plus large que les distributions antérieures appliquées aux autres membres de l'ensemble; $\partial_{n-1} \sim \text{norm}(0, (n - 1) * \theta_\partial^2)$. Une distribution antérieure supplémentaire est appliquée au dernier élément de l'ensemble, de sorte que, cumulativement, il y ait la même distribution antérieure que pour les autres éléments de l'ensemble.

Nous voulons que la fonction de densité de probabilité pour l'antériorité du dernier élément soit

$f(\partial_{n-1}; \mu = 0, \sigma) = \frac{1}{\sqrt{2 * \pi * \sigma}} * \exp\left(\frac{-\partial_{n-1}^2}{2 * \sigma^2}\right)$. La fonction de densité de probabilité non corrigée est

$f(\partial_{n-1}; \mu = 0, \sigma, n) = \frac{1}{\sqrt{2 * \pi * (n-1) * \sigma}} * \exp\left(\frac{-\partial_{n-1}^2}{2 * (n-1) * \sigma^2}\right)$. La correction est effectuée en appliquant

une distribution antérieure supplémentaire où la fonction de densité de probabilité est le rapport de la fonction de densité de probabilité requise et non corrigée de $f(\partial_{n-1}; \mu = 0, \sigma, n) = \sqrt{n - 1} * \exp\left(-\frac{\partial_{n-1}^2}{2 * \sigma^2} \frac{n-2}{n-1}\right)$.

pymc2 ne permet pas à un nœud d'être à la fois déterministe et probabiliste. Heureusement, la distribution antérieure supplémentaire est symétrique dans ∂_{n-1} et μ . La distribution antérieure supplémentaire peut être appliquée en supposant une valeur de données fictives avec une valeur de zéro et une distribution de $f(0; \mu = \partial_{n-1}, \sigma, n)$.

La figure suivante (figure C-1) illustre la manipulation de la distribution antérieure pour le dernier élément d'un ensemble d'effets.

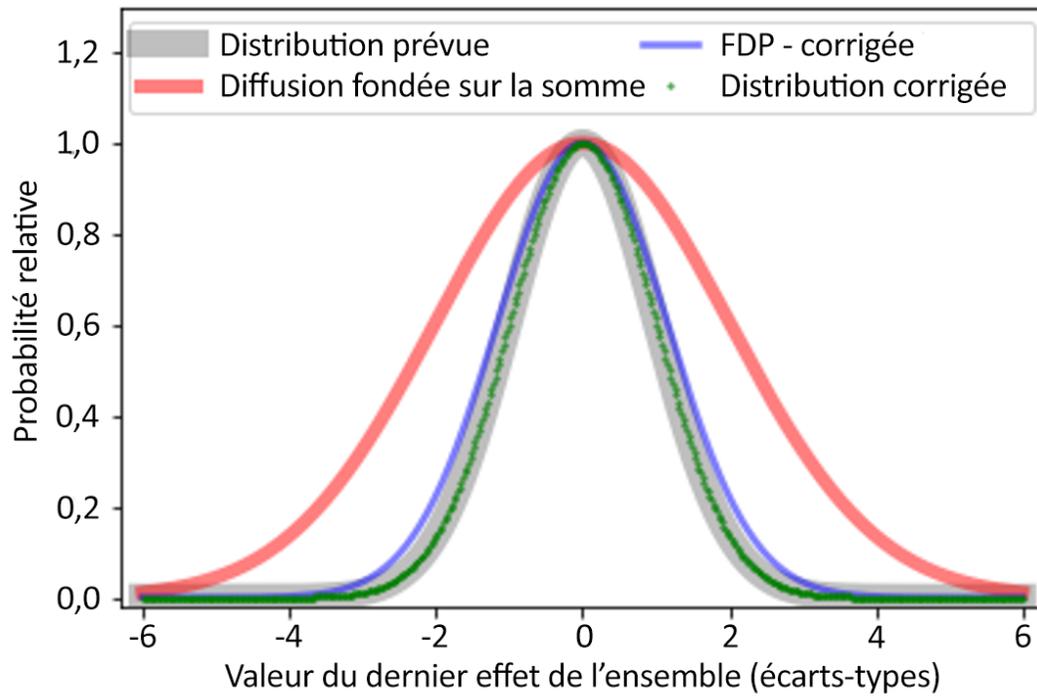


Figure C-1. Fonction de densité de probabilité pour le dernier élément d'un ensemble d'effets.

ANNEXE D. LA CHAÎNE DE MARKOV

Une définition mathématique précise d'une chaîne de Markov figure dans Gilks *et al.* (1995). Pour les besoins de l'analyse postérieure, il est pratique de considérer une chaîne de Markov comme un tableau de valeurs.

Chaque colonne du tableau représente un paramètre différent. Par exemple, dans les analyses actuelles, nous avons décidé d'enregistrer une colonne de valeurs pour chaque paramètre de la fonction de productivité (tableau D-1). Lorsque le modèle est appliqué dans pymc2, l'analyste précise les valeurs des paramètres à enregistrer dans la sortie et ces valeurs sont écrites pour chaque itération de la chaîne de Markov. Dans les analyses actuelles, le nombre de paramètres du modèle dépend du nombre de fois où chaque site fait l'objet de relevés et de récoltes. Par exemple, 401 valeurs de paramètres sont enregistrées dans le fichier pour chaque itération de l'analyse bayésienne de la zone de pêche expérimentale du chenal Tolmie.

Chaque ligne du tableau représente une itération de la chaîne de Markov. Une itération est une explication plausible des données. Une itération est également une seule valeur de paramètre multidimensionnelle tirée de la distribution postérieure.

Certaines relations entre les valeurs de paramètres sont explicitement précisées dans le modèle, c'est-à-dire $b = a * \frac{1-B_{max}}{B_{max}}$ (annexe B). Ces relations sont maintenues pour chaque itération de la chaîne de Markov. D'autres relations ne sont pas inscrites dans le modèle ou les distributions antérieures et n'apparaissent que lorsque les données sont prises en compte. Par exemple, il existe une corrélation négative entre les valeurs estimées f_{max} , et B_{max} , (figure C-1). Dans le modèle et dans les distributions antérieures, f_{max} , et B_{max} , sont indépendants l'un de l'autre. Grâce à l'analyse bayésienne complète, qui intègre les données, il apparaît qu'il existe une relation entre les deux valeurs estimées. Les grandes valeurs de f_{max} , et les grandes estimations de B_{max} , ne se produisent pas en même temps (figure C-1). Tous les résultats de l'analyse postérieure du chenal Tolmie sont non valides s'ils utilisent simultanément des valeurs élevées de f_{max} , et B_{max} .

Il est souvent nécessaire d'effectuer des analyses postérieures où les résultats de l'analyse bayésienne sont utilisés pour calculer d'autres quantités. Pour être significative, toute analyse postérieure doit intégrer ces relations entre les valeurs des paramètres. La manière la plus précise et la plus pratique de maintenir ces relations est d'effectuer les itérations d'analyses postérieures par itération.

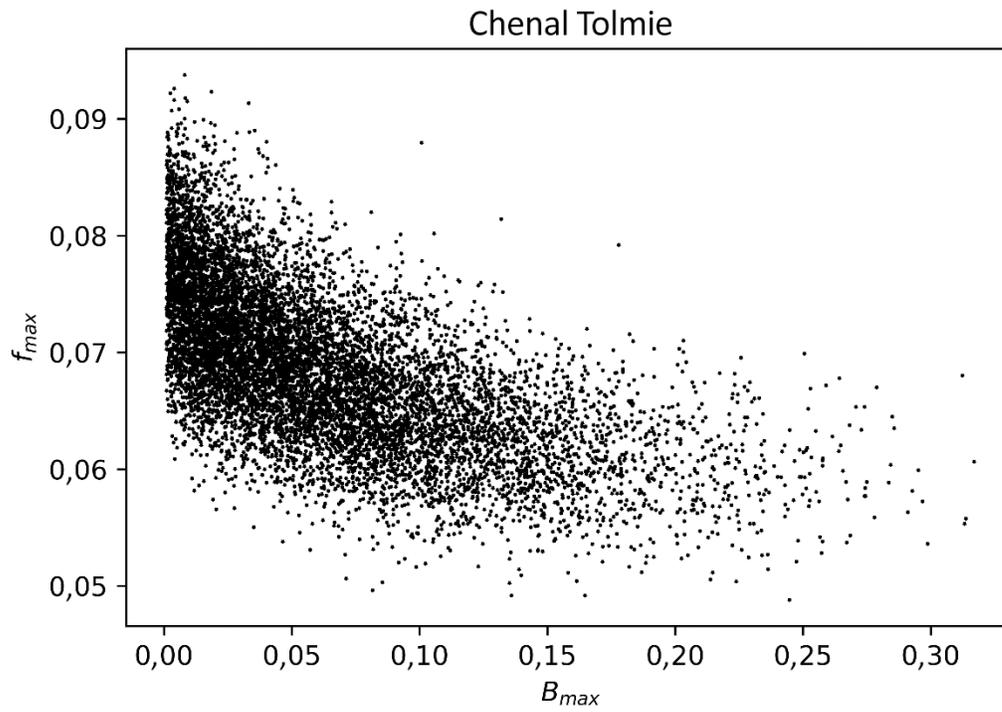


Figure D-1. Un exemple de corrélation négative non anticipée entre les valeurs des paramètres du modèle f_{max} , (productivité maximale) et B_{max} , (biomasse relative où la productivité est maximale) pour le chenal Tolmie.