



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 2023/021

Région du Pacifique

Établissement de points de référence biologiques et d'un cadre de l'approche de précaution pour la pêche du crabe dormeur (*Cancer magister*) dans les zones de gestion du crabe I et J

Brendan Aulthouse, Andres Araujo, Meghan Burton, Zane Zhang, Shannon Obradovich,
Ken Fong, Daniel Curtis

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 ON K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-47711-4 N° cat. Fs70-6/2021-012E-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Aulthouse, B., Araujo, A., Burton, M., Zhang, Z., Obradovich, S., Fong, K., et Curtis, D. 2023.
Établissement de points de référence biologiques et d'un cadre de l'approche de précaution pour la pêche du crabe dormeur (*Cancer magister*) dans les zones de gestion du crabe I et J. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/021. iv + 69 p.

Also available in English:

Aulthouse, B., Araujo, A., Burton, M., Zhang, Z., Obradovich, S., Fong, K., and Curtis, D. 2023.
Établissement de points de référence biologiques et d'un cadre de l'approche de précaution pour la pêche du crabe dormeur (*Cancer magister*) dans les zones de gestion du crabe I et J. DFO Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech 2023/021. iv + 64 p.

TABLEAU DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iv
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODES	3
2.1. APERÇU	3
2.2. DONNÉES	4
2.3. ESTIMATION DES POINTS DE RÉFÉRENCE	6
2.4. TENDANCES RELATIVES À L'ABONDANCE	8
2.5. INCERTITUDE	8
3. RÉSULTATS	9
3.1. POINTS DE RÉFÉRENCE ESTIMÉS	9
3.2. TENDANCES RELATIVES À L'ABONDANCE	10
3.3. INCERTITUDE ASSOCIÉE À L'ÉTAT DES STOCKS ET AUX POINTS DE RÉFÉRENCE	10
4. DISCUSSION	10
4.1. POINTS DE RÉFÉRENCE EMPIRIQUES	11
4.2. POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LE STOCK-RECRUTEMENT	11
4.3. POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA SIMULATION	12
4.4. INCERTITUDES	12
4.5. APPLICATION À D'AUTRES ZGC ET CONSIDÉRATIONS FUTURES	13
5. RECOMMANDATIONS	14
6. REMERCIEMENTS	14
7. RÉFÉRENCES CITÉES	15
8. TABLEAUX	19
9. FIGURES	22
ANNEXE A. DÉTERMINER LES VALEURS APPROPRIÉES DES PARAMÈTRES	30
ANNEXE B. MODÈLE DE SIMULATION	41
ANNEXE C. EXPLICATION DE LA VARIABLE D'ÉCHELLE DE LA PRODUCTIVITÉ	47
ANNEXE D. ANALYSES DE SENSIBILITÉ	51
ANNEXE E. NORMALISATION DES CAPTURES PAR UNITÉ D'EFFORT DANS LE CADRE DU RELEVÉ SUR LES CRABES	55

RÉSUMÉ

Ce document indique les points de référence pour le crabe dormeur dans les zones de gestion du crabe I et J en Colombie-Britannique. Nous avons estimé un point de référence supérieur du stock (PRS = 0,456 CPUE normalisée pour les femelles) et un point de référence limite (PRL = 0,228 CPUE normalisée pour les femelles), tel que cela est décrit dans le Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution (MPO 2009), aussi appelé « politique d'approche de précaution du MPO ». Ces points de référence seront utilisés dans le cadre de l'évaluation de l'état des stocks de crabe dormeur dans les zones de gestion du crabe (ZGC) I et J. Les points de référence potentiels ont été estimés à l'aide de trois méthodes, soit une méthode empirique fondée sur des données, une méthode fondée sur un modèle qui estime la relation stock-recrutement, et une méthode fondée sur un modèle de simulation. Nous recommandons l'application de la méthode empirique pour déterminer les points de référence pour le crabe dormeur dans les ZGC I et J, car ces points sont plus faciles à interpréter que les points de référence fondés sur un modèle de simulation, et ils sont plus faciles à estimer que les points de référence fondés sur le stock-recrutement. Ce cadre pourra servir à établir des points de référence dans les travaux de recherche visant les crabes dormeurs d'autres ZGC.

1. INTRODUCTION

Le crabe dormeur (*Cancer magister*) est présent le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord, de l'Alaska au Mexique, et habite les zones de substrat sablonneux (Jensen 1995). Dans l'ensemble de la Colombie-Britannique, les crabes dormeurs sont pêchés au casier dans le cadre de la pêche commerciale, de la pêche récréative et de la pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) pratiquée par les Premières Nations (MPO 2021a). La pêche commerciale utilise principalement des casiers déployés à partir de navires de pêche, mais une part importante de la pêche récréative et une partie de la pêche à des fins ASR s'effectuent à partir du rivage. Actuellement, la population de crabes dormeurs de la Colombie-Britannique est considérée comme saine selon les évaluations antérieures. Une évaluation des risques de la pêche récréative au crabe dormeur réalisée en 2017 a révélé que l'état du stock était « peu préoccupant » (MPO 2021a). Une récente étude sur la durabilité menée par le MPO a évalué la pêche commerciale comme étant « durable », selon des mesures de gestion actuellement en vigueur (MPO 2021b). La gestion de la pêche commerciale ne fixe pas de total autorisé des captures (TAC) ; la pêche est plutôt gérée par des limites de taille minimale, la remise à l'eau des femelles, et des fermetures saisonnières (c'est-à-dire « taille, sexe et saison »). La durabilité de la pêche dépend donc de l'abondance des crabes femelles et des crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, qui doit rester suffisamment élevée pour permettre le recrutement. La pêche récréative est gérée au moyen de permis et de limites quotidiennes. Ces mesures de gestion sont considérées comme durables malgré des taux d'exploitation commerciale estimés à plus de 90 % dans certaines zones (Zhang *et al.* 2002). Toutefois, il n'existe actuellement aucun point de référence permettant d'évaluer quantitativement l'état du stock de crabes dormeurs de la Colombie-Britannique.

Le respect de la politique d'approche de précaution (AP) du MPO exige qu'une stratégie de gestion comprenne des points de référence définissant trois zones d'état des stocks (« saine », « de prudence » et « critique ») et la référence de prélèvement pour chaque zone (MPO 2009). Le point de référence limite (PRL) définit la limite entre la zone de prudence et la zone critique, et fixe la limite en dessous de laquelle la productivité du stock est suffisamment réduite pour causer un dommage grave au stock et avoir une incidence sur la durabilité à long terme de la pêche. Le point de référence supérieur du stock (PRS) définit la limite entre la zone saine et la zone de prudence, et constitue le seuil en dessous duquel le taux de prélèvement sera progressivement réduit pour éviter d'atteindre le PRL. Si le PRL est dépassé, un plan de rétablissement doit être établi afin de réduire au minimum le déclin du stock et de permettre au stock de se reconstituer.

Une approche courante pour définir les trois zones d'état des stocks consiste à utiliser des points de référence basés sur la B_{RMD} , à savoir la biomasse censée produire le rendement maximal durable à long terme dans des conditions d'équilibre. Pour de nombreux stocks d'invertébrés marins, y compris le crabe dormeur, les points de référence fondés sur le rendement maximal durable (RMD) ne peuvent pas être estimés directement en raison des caractéristiques du cycle de vie des espèces et des méthodes de pêche utilisées (Smith *et al.* 2012). L'AP présente des variables de remplacement empiriques pour la B_{RMD} , telles que la biomasse moyenne sur une période productive ou 50 % de la biomasse maximale observée (MPO 2009). Près de la moitié (43 %) des PRL pour tous les stocks canadiens sont fixés à 40 % de la B_{RMD} ou d'une variable de remplacement appropriée de la B_{RMD} , et environ 65 % des PRS sont fixés à 80 % de la B_{RMD} ou d'une variable de remplacement de la B_{RMD} selon des directives par défaut fournies dans la politique de l'AP (Marentette *et al.* 2021). Une autre approche courante pour fixer les PRL de manière empirique consiste à utiliser l'abondance observée la plus faible (ou une

approximation de l'abondance telle qu'un indice provenant de relevés) à partir de laquelle le stock s'est reconstitué (e.g., Wang *et al.* 2017).

D'autres approches que celle de la B_{RMD} ont été utilisées pour estimer les points de référence des stocks de crabes dans le monde. Ces approches comprennent à la fois des méthodes dérivées de modèles, basées sur une certaine mesure de la biomasse et du taux d'exploitation, et des points de référence empiriques. Par exemple, le PRL dérivé du modèle pour le crabe des neiges du golfe du Saint-Laurent (*Chionoecetes opilio*) est basé sur les estimations de biomasse tirées d'un relevé au chalut (Hébert *et al.* 2010), tandis que le PRL pour le crabe bleu (*Callinectes sapidus*) dans la baie de Chesapeake est basé sur le nombre de crabes femelles estimé à partir d'un relevé par dragage effectué au début de la saison (Bromilow 2021). Mullaney *et al.* (2018) a élaboré une approche multi-indicateurs pour les points de référence du crabe des neiges de Terre-Neuve et du Labrador, qui inclut les taux de rejets de crabes non ciblés et les captures par unité d'effort (CPUE) normalisées selon les données du relevé au chalut. De nombreux stocks de crabes, y compris le stock de crabes dormeurs de la Colombie-Britannique, ne disposent pas de méthodes d'échantillonnage actives indépendantes de la pêche, telles que des relevés au chalut ou par dragage, ce qui limite l'utilité des points de référence traditionnels fondés sur la biomasse. Le PRL du crabe dormeur de l'Oregon est fondé sur des données empiriques, soit les débarquements commerciaux sur une période de quatre ans. Le PRL n'est pas respecté lorsque 1) les débarquements diminuent pendant trois années consécutives ; 2) il est prévu que les débarquements de la quatrième année diminuent et soient inférieurs à 20 % de la moyenne sur 20 ans ; et 3) la CPUE commerciale basée d'après les journaux de bord est inférieure à la moyenne d'une période historique (Oregon Department of Fish and Wildlife 2014). Les PRL empiriques pour le crabe royal doré d'Alaska (Stratman *et al.* 2021) et le crabe géant d'Australie (Victoria Fisheries Authority 2020) sont également fondés sur la CPUE commerciale. En outre, certains PLR ont été définis selon des paramètres associés au maintien du potentiel de reproduction du stock de crabes [par exemple, la plénitude des couvées d'œufs et le taux de rejet des crabes non ciblés pour le crabe des neiges de Terre-Neuve (Mullaney *et al.* 2018)]. Il est particulièrement important de prendre en compte la population femelle dans les pêches visant uniquement les mâles, où les changements dans le succès reproducteur des femelles peuvent être utilisés comme indicateur de surpêche des recrues (Orensanz *et al.* 1998).

La modélisation de simulation a également été utilisée pour proposer ou évaluer des points de référence pour les stocks de crabes (p. ex., Szuwalski et Punt 2012 ; Zhang et Dunham 2013). Zhang et Dunham (2013) a mis au point un modèle de simulation basé sur l'équilibre pour étudier la réduction de la taille du stock de crabes dormeurs lorsque des niveaux de pêche fixes sont appliqués à une petite population en déclin. Il existe peu d'autres exemples dans la documentation scientifique actuelle et, en particulier, des exemples qui testent la surpêche du recrutement en évaluant la taille du stock de femelles et le sex-ratio dans les pêches sélectives selon le sexe qui ne récoltent que les gros crabes mâles. Les analyses basées sur la taille sont particulièrement difficiles pour les crabes dormeurs femelles, qui peuvent conserver la même taille pendant plus de deux ans en stockant du sperme et en sautant des mues (Hankin *et al.* 1989). Les estimations fondées sur des simulations ont tendance à reposer sur un plus grand nombre d'hypothèses concernant la biologie, la pêche et l'environnement et sont moins facilement comprises par un public plus large. Pour le crabe dormeur, la modélisation de la relation stock-recrutement présente des difficultés supplémentaires, notamment l'importance du transport des larves (Park *et al.* 2007), la structure de la métapopulation et la variabilité des conditions océaniques (Shanks et Roegner 2007), qui augmentent toutes la variabilité et la complexité de la relation stock-recrutement. Compte tenu de ces difficultés, les méthodes

empiriques fondées sur des données peuvent être plus appropriées, car elles permettent de saisir la variabilité de l'environnement au fil du temps.

Pour répondre aux exigences de la politique de l'AP, des points de référence doivent être établis pour le stock de crabes dormeurs de la Colombie-Britannique et l'état actuel du stock doit être déterminé selon ces points de référence. Les stocks peuvent être définis en fonction de facteurs liés à la biologique (par exemple, aire de répartition sur l'ensemble de la côte, population génétique unique) ou à la gestion (par exemple, zone de gestion spécifique), mais nécessitent une définition détaillée de l'étendue du stock. En Colombie-Britannique, la pêche au crabe dormeur est divisée dans l'espace en sept ZGC. Ce document se concentre sur les ZGC I et J autour du delta du fleuve Fraser (figure 1) en tant qu'étude de cas pour élaborer un cadre analytique pour l'estimation des points de référence biologiques qui pourrait être appliqué à d'autres ZGC. Les ZGC I et J ont été choisies parce qu'elles ont été régulièrement échantillonnées dans le cadre du relevé indépendant de la pêche du MPO. Comme il n'existe pas de définition biologique du stock de crabes dormeurs, les points de référence estimés sont considérés comme provisoires. En l'absence d'un stock défini biologiquement de crabes dormeurs, des points de référence provisoires peuvent être fournis pour orienter la gestion en attendant qu'une évaluation puisse être réalisée pour un stock défini. En outre, une fois qu'une définition de stock est acceptée, les points de référence peuvent toujours être mis à jour lors d'évaluations ultérieures du stock.

Cette étude de cas répond à trois objectifs principaux. Premièrement, établir un PRL biologique et recommander un PRS pour le crabe dormeur dans les ZGC I et J. Deuxièmement, comparer les tendances à long terme des indices d'abondance pour les femelles, les mâles de taille réglementaire et les mâles de taille inférieure à la taille réglementaire et, le cas échéant, comparer ces indices aux points de référence afin de déterminer l'état du stock. Troisièmement, examiner les sources d'incertitude telles que l'applicabilité des méthodes définies ici pour estimer les points de référence pour d'autres ZGC et la nécessité d'évaluer d'autres stratégies de récolte.

Nous utilisons trois méthodes pour déterminer les PRL et les PRS pour le crabe dormeur dans les ZGC I et J : 1) une approche empirique telle que suggérée dans le cadre de l'AP (MPO 2009) ; 2) une approche fondée sur la relation stock-recrutement, telle que décrite dans Myers *et al.* (1994) ; et 3) une approche fondée sur la simulation similaire à celle décrite dans Zhang et Dunham (2013). Les points de référence provisoires sont estimés en termes de CPUE des femelles, car celle-ci représente le potentiel reproducteur du stock et peut servir d'indicateur de surpêche des recrues.

2. MÉTHODES

2.1. APERÇU

Ce document utilise trois approches différentes pour élaborer des points de référence biologiques provisoires pour le crabe dormeur dans les ZGC I et J. Les points de référence sont basés sur la prise par unité d'effort (CPUE) des femelles, car le stock est actuellement géré de manière à préserver le potentiel reproducteur du crabe dormeur (c'est-à-dire par l'interdiction de conserver les femelles et par l'imposition d'une limite de taille minimale pour les mâles afin de leur permettre de se reproduire avant d'être capturés dans la pêche). Nous avons estimé les points de référence en utilisant : 1) des méthodes empiriques suggérées dans le cadre de l'AP (MPO 2009) ; 2) une relation stock-recrutement de Beverton-Holt, telle que décrite dans Myers *et al.* (1994) ; et 3) un cadre de simulation similaire à celui de Zhang et Dunham (2013). Nous avons utilisé une

médiane mobile sur trois ans de la CPUE des femelles pour déterminer l'état du stock, et une approche probabiliste bayésienne pour intégrer les aspects d'incertitude.

Nous présentons tout d'abord les données disponibles pour l'estimation des points de référence pour le crabe dormeur dans les ZGC I et J (section 2.2), puis nous décrivons chacune des méthodes utilisées pour estimer les points de référence. La justification des paramètres spécifiques, la méthodologie de normalisation et le cadre de simulation sont présentés en annexe.

2.2. DONNÉES

2.2.1. Relevés indépendants de la pêche

Nous avons utilisé des données indépendantes de la pêche pour estimer la relation stock-recrutement (section 2.3.2) et pour construire une série temporelle d'indices d'abondance pour les crabes dormeurs mâles de taille réglementaire, les crabes dormeurs mâles de taille inférieure à la taille réglementaire et les crabes dormeurs femelles. Depuis plus de 30 ans, le MPO effectue des relevés au casier indépendants de la pêche des crabes dormeurs dans les ZGC I et J. Ces relevés comprennent chaque année un relevé de printemps (1991 à 2019, sauf en 2002) et un relevé d'automne (1988 à 2019, sauf en 2005). Nous avons inclus dans cette analyse des données indépendantes de la pêche provenant des ZGC I et J (figure 1). Nous avons normalisé les données indépendantes de la pêche à l'aide de modèles linéaires généralisés afin de tenir compte de la variabilité des méthodes de relevé, des conditions environnementales et du comportement des crabes (annexe E).

Un groupe de 10 casiers a été installé à chaque lieu de relevé dans la ZGC I. Dans le delta du fleuve Fraser, les casiers ont été placés à six profondeurs cibles différentes (5, 20, 40, 60, 80 et 100 m). Dans la baie English, le port de Vancouver et le bras Indian, les casiers ont été disposés sur toute la bathymétrie disponible, à des profondeurs allant de ~10 m à ~85 m. Les casiers étaient généralement appâtés avec deux harengs, mais d'autres poissons ont été utilisés à l'occasion. Les cordes posées à moins de 10 m, y compris toutes les cordes de la ZGC J, étaient à flotteur unique, avec un espace de 100 m entre les casiers. Les cordes posées à plus de 5 m de profondeur utilisaient des lignes de fond avec un espacement des casiers de 40 m. Les casiers sont en acier inoxydable et de forme ronde, et ils comportent deux tunnels ainsi et deux anneaux de sortie fermés par des fils métalliques. Le temps de mouillage visé était de 24 heures. La durée d'immersion moyenne était de $24,0 \pm 11,9$ heures (moyenne \pm écart-type), la durée variant parfois en raison des conditions météorologiques ou d'autres difficultés logistiques (par exemple, les temps de transit, le trafic maritime, etc.). Le nombre, le sexe, la largeur de la carapace, les blessures et l'état de la carapace des crabes capturés étaient enregistrés. Pour une description détaillée des méthodes de relevé et des données recueillies, voir Dunham *et al.* (2011) et Zhang et Dunham (2013).

2.2.2. Échantillonnage des captures commerciales

Les données d'échantillonnage des captures commerciales (dépendantes de la pêche) des ZGC I et J (figure 1) ont été utilisées pour estimer les proportions de femelles, de mâles de taille réglementaire et de mâles de taille inférieure à la taille réglementaire dans les captures (annexe A.1.). Le programme actuel d'échantillonnage des captures commerciales a débuté en 2009. Un prestataire de services sous contrat visite chaque navire commercial une fois par saison pour recueillir les données. Ces visites de navires sont réparties sur l'ensemble de la saison afin de garantir un échantillonnage homogène de la pêche. Lors de la visite d'un navire,

le prestataire de services recueille des données biologiques sur un minimum de 50 crabes. Les casiers sont échantillonnés dans l'ordre où ils sont récupérés et dans leur intégralité. Un minimum de 200 crabes par mois doit être échantillonné, toutes visites de navires confondues. Pour une description détaillée du programme d'échantillonnage biologique du prestataire de services, voir le plan de gestion intégrée des pêches de la région du Pacifique visant la pêche du crabe dormeur au casier (MPO 2021a).

2.2.3. Données des journaux de bord

Depuis 1990, les capitaines de navire sont tenus de tenir des journaux de bord documentant leurs activités de pêche, ce qui fait partie des conditions d'obtention de leur permis. Nous avons utilisé ces données des journaux de bord pour estimer les taux d'exploitation pour les ZGC I et J combinées (annexe A.2.). Les données recueillies ont légèrement varié au fil du temps, mais dans la plupart des cas, elles comprennent : le type de casier utilisé, le type d'appât, la position du casier, le nombre de casiers posés, la durée d'immersion et le nombre ou le poids des crabes retenus à chaque calée. Ces données ont permis d'estimer les prélèvements totaux de la pêche et la CPUE (nombre de crabes par casier). Toutefois, la fiabilité des données du journal de bord est tributaire de l'exactitude des déclarations de chaque capitaine de navire. Historiquement, la conformité des journaux de bord était considérée comme faible et l'exactitude des données antérieures à 2000 est remise en doute (MPO 2006). Par conséquent, seuls les journaux de bord soumis après 2000 ont été utilisés dans les analyses actuelles.

2.2.4. Normalisation des données

Des données indépendantes de la pêche ont été recueillies dans le cadre d'un programme de relevé qui vise à utiliser des engins, des lieux repères, des appâts et des profondeurs uniformes (section 2.2.1). Nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés pour normaliser davantage les données indépendantes de la pêche en fonction des variations des conditions environnementales, des changements dans la méthodologie du relevé et du comportement des animaux (annexe E). Cette procédure de normalisation a été effectuée pour les femelles, les mâles de taille inférieure à la taille réglementaire et les mâles de taille réglementaire. Nous avons utilisé ces données normalisées pour estimer les points de référence empiriques et les relations stock-recrutement, et pour paramétrer le modèle de simulation.

2.2.5. Indicateur de l'état du stock

Nous avons utilisé la CPUE normalisée de crabes femelles du relevé indépendant de la pêche comme indicateur de l'état des stocks. Cet indicateur cadre avec la gestion de la pêche, car il représente le potentiel de reproduction du stock.

Nous comparons la médiane mobile de l'indicateur sur trois ans aux points de référence pour déterminer l'état du stock. Cette approche est similaire à celle adoptée pour la pêche du crabe dormeur de l'Oregon (Oregon Department of Fish and Wildlife 2014), et permet d'atténuer la forte variabilité interannuelle des indicateurs. La médiane mobile triennale est utilisée dans l'évaluation du homard américain pour atténuer l'effet des années anormales (Cook *et al.* 2020). Une approche de moyenne mobile est également utilisée pour tenir compte de la variabilité dans les indices des relevés pour le hareng de l'Atlantique (Clarke *et al.* 2012). Nous avons estimé l'incertitude entourant les points de référence et la médiane mobile des indicateurs dans le modèle de normalisation bayésien (annexe E). Nous avons utilisé cette approche pour quantifier la probabilité

que le stock tombe en dessous du PRL et du PRS (c'est-à-dire que le stock se retrouve dans la zone « critique » ou « de prudence »).

2.3. ESTIMATION DES POINTS DE RÉFÉRENCE

Nous avons estimé les points de référence en utilisant trois méthodes différentes. Tout d'abord, nous avons estimé les points de référence empiriques à l'aide des séries temporelles de CPUE normalisées provenant des relevés indépendants de la pêche réalisés au printemps et à l'automne par le MPO, en utilisant les méthodes décrites dans le cadre de l'AP en l'absence d'une estimation de la B_{MSY} obtenue par modélisation (MPO 2009). Deuxièmement, nous avons estimé un PRL en utilisant la relation stock-recrutement et la méthode décrite dans Myers *et al.* (1994). Troisièmement, nous avons estimé les points de référence à l'aide d'une version modifiée du modèle de simulation de Zhang et Dunham (2013). Chaque méthode est décrite ci-dessous. Tous les points de référence sont exprimés en termes de CPUE normalisée des femelles, selon l'estimation présentée à l'annexe E.

2.3.1. Points de référence empiriques

Nous avons estimé les points de référence empiriques en utilisant la CPUE normalisée des relevés selon les lignes directrices établies dans le cadre de l'AP du MPO (MPO 2009). Ce cadre présente deux variables de remplacement de la biomasse au rendement maximal durable (B_{RMD}) qui peuvent être utilisées pour estimer les points de référence. Tout d'abord, nous avons utilisé la CPUE normalisée moyenne des relevés sur l'ensemble de la série temporelle de données (c'est-à-dire B_{moy}) comme variable de remplacement pour B_{RMD} :

$$B_{Mean} = \frac{\sum CPUE}{N_{annes}} \quad (1)$$

où $CPUE$ est l'indice de la CPUE normalisé pour chaque année et N_{annes} est le nombre d'années pour lesquelles des données étaient disponibles.

Deuxièmement, nous avons estimé que B_{MSY} correspondait à 50 % de l'indice normalisé maximal observé de la CPUE (c'est-à-dire B_{Max}) :

$$B_{Max} = 0.5 \times Max(CPUE) \quad (2)$$

La politique de l'AP recommande un PRL de 40 % de la B_{RMD} et un PRS de 80 % de la B_{RMD} . Nous avons estimé le PRL et le PRS pour chaque approximation de la B_{RMD} : B_{moy} (PRL_{moy} et PRS_{moy}); et B_{max} (PRL_{max} et PRS_{max}).

Nous avons estimé les points de référence en utilisant des données de relevé indépendantes de la pêche, car elles sont préférables aux données commerciales, étant donné qu'elles éliminent un grand nombre de biais et d'incertitudes associés aux captures commerciales qui peuvent faire de ces dernières un mauvais indicateur de la véritable abondance sous-jacente (Hilborn et Walters 1992). Par exemple, les améliorations apportées aux engins commerciaux au fil du temps augmentent l'efficacité des engins, ce qui se traduit par des CPUE au cours des dernières années qui peuvent être biaisées à la hausse par rapport aux années antérieures. En revanche, les relevés sur les crabes menés par le MPO ont utilisé des méthodes relativement uniformes sur l'ensemble de la série temporelle. Nous avons eu recours à une normalisation statistique plus poussée afin de garantir un indice aussi précis que possible. Les données sur les prises commerciales constituent également une mesure imparfaite des prélèvements totaux, puisque des prélèvements considérables découlant de la pêche récréative, de la pêche à des fins ASR et de la pêche illégale ne sont pas pris en compte dans les prises commerciales déclarées.

2.3.2. Points de référence fondés sur le stock-recrutement

Nous avons utilisé le modèle stock-recrutement de Beverton-Holt (Beverton et Holt 1957) pour décrire la relation entre la CPUE normalisée des femelles et la CPUE normalisée des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire :

$$R = \frac{(\alpha \times S)}{(\beta + S)} \times e^\epsilon \quad (3)$$

où S représente la CPUE normalisée des femelles et R la CPUE normalisée des mâles de taille inférieure à la taille normale quatre ans plus tard. α et β sont les paramètres du modèle, où α est le recrutement asymptotique (CPUE des mâles de taille inférieure à la normale) et β est la CPUE des femelles nécessaire pour produire un recrutement des mâles de taille inférieure à la normale égal à $\frac{\alpha}{2}$. ϵ est une variante aléatoire d'une distribution normale avec une moyenne de 0 et un écart de σ_ϵ . Nous avons estimé α et β en utilisant la régression non linéaire des moindres carrés après avoir transformé les deux côtés de l'équation 3 de façon logarithmique, car nous supposons que les erreurs du modèle sont distribuées de façon lognormale. Cette hypothèse a été vérifiée à l'aide des quantiles résiduels.

Nous avons utilisé un décalage de quatre ans entre la CPUE des femelles et la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire pour la relation stock-recrutement, car les crabes dormeurs mâles mettent environ quatre ans à atteindre la taille limite réglementaire (165 mm « point à point ») à partir du moment de l'éclosion (Butler 1961). Étant donné que le relevé d'automne a lieu avant l'éclosion des œufs au printemps suivant, un décalage de quatre ans a été supposé pour décrire au mieux la dynamique de recrutement des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire par rapport aux femelles qui ont agi en tant que reproductrices.

Nous avons estimé le PRL selon la relation stock-recrutement (LRP_{S-R}) en déterminant les géniteurs (CPUE des femelles) qui entraînent un recrutement (CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire) équivalant à la moitié du recrutement asymptotique (c'est-à-dire $\frac{\alpha}{2}$; (Myers *et al.* 1994 ; Duplisea et Fréchet 2009)) qui, dans la paramétrisation de Beverton-Holt utilisée dans le présent document, est égal à β . Myers *et al.* (1994) ne décrivent pas de méthode pour estimer le PRS de cette manière, mais en suivant la logique de la politique de l'AP (MPO 2009), nous recommandons que le PRS soit fixé à $2 \times \beta$.

2.3.3. Points de référence fondés sur la simulation

En suivant des méthodes similaires à celles décrites à l'origine par Zhang et Dunham (2013), nous avons utilisé des simulations pour tester comment le stock de crabes dormeurs dans les ZGC I et J pourrait réagir à un effort de pêche fixe si la productivité du stock changeait. Nous avons évalué l'incidence du maintien de l'effort de pêche actuel dans des scénarios où l'abondance du crabe dormeur est faible (définie par une CPUE initiale des femelles comprise entre 0,1 et 4 crabes femelles par casier) et nous avons calculé la CPUE à l'équilibre des femelles qui en résulte. Les points de référence élaborés à partir de ces simulations reposaient à l'origine sur la forme supposée de la relation stock-recrutement sous-jacente, en l'occurrence un modèle de Beverton-Holt. Cette hypothèse n'était pas appropriée, car le modèle de Beverton-Holt suppose que le taux de recrutement augmente lorsque la taille du stock reproducteur diminue, alors que la population peut en fait se stabiliser à un niveau d'équilibre bas (Peterman 1977). Nous avons donc utilisé l'hypothèse plus prudente selon laquelle lorsque l'abondance des femelles est faible, la population de crabes dormeurs aura un recrutement compensatoire plus faible que celui prévu par le modèle de Beverton-Holt. Cette hypothèse vise à refléter les scénarios dans lesquels la

productivité peut être réduite en raison de changements dans les variables physiques (p. ex. température, salinité ou acidité de l'océan) et biologiques (p. ex. prédation, limitation du nombre de partenaires, etc.).

Le cadre de base de chaque simulation est le suivant. Nous avons estimé le nombre de crabes femelles au début de la saison en sens inverse, c'est-à-dire à partir de la valeur initiale sélectionnée de la CPUE des femelles à la fin de la saison, en supposant qu'il n'y a pas de pêche (équilibre sans pêche) et en utilisant des estimations de la mortalité naturelle et des taux de mue. Ce nombre de femelles à l'équilibre au début de la saison a été utilisé pour estimer le nombre de mâles de taille réglementaire au début de la saison, qui à son tour a été utilisé pour initialiser l'étape suivante de la simulation où l'effort de pêche a été inclus. La valeur initiale de la CPUE des femelles dans la simulation agit comme une échelle de productivité du stock. Lors de l'étape de pêche de la simulation, la population de chaque année a augmenté selon les relations stock-recrutement, les rapports de taille et les taux de mue supposés, et a diminué en raison de la mortalité naturelle, de la mortalité par pêche et de la mortalité causée par la manipulation. Le stock a été simulé selon un pas de temps annuel jusqu'à ce qu'une nouvelle CPUE à l'équilibre des femelles soit atteinte (équilibre avec pêche). Ce cadre de simulation est présenté en détail à l'annexe B et schématiquement à la figure 2.

Les points de référence basés sur la simulation (PRL_{sim} , PRS_{sim}) ont été dérivés de la CPUE à l'équilibre des femelles exploitées et combinés aux points de référence empiriques (section 2.3.1) pour tenir compte d'une diminution potentielle de la productivité à de faibles niveaux d'abondance des femelles. Plus précisément, les points de référence empiriques ont été mis en correspondance avec la CPUE à l'équilibre des femelles exploitées la plus proche, et la CPUE à l'équilibre initiale des femelles non exploitées correspondante a été prise comme point de référence basé sur la simulation. Nous avons précisément utilisé les points de référence empiriques dérivés de B_{moy} , la valeur moyenne de la CPUE des femelles dans le relevé du MPO, bien que n'importe lequel des points de référence dérivés des autres méthodes aurait pu être utilisé.

2.4. TENDANCES RELATIVES À L'ABONDANCE

Nous avons estimé la CPUE normalisée (crabes par casier) pour les crabes mâles de taille réglementaire, les crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire et les crabes femelles, et nous avons évalué les tendances qualitatives (c'est-à-dire les périodes d'augmentation ou de diminution). Nous avons comparé la CPUE des crabes femelles aux points de référence estimés. Étant donné que les populations de crabes fluctuent naturellement en fonction des variables environnementales (Shanks et Roegner 2007), nous avons utilisé une médiane mobile sur trois ans de la CPUE pour déterminer à quel moment le PRL et le PRS ont été atteints. L'évaluation du crabe dormeur en Oregon applique une approche quadriennale pour déterminer le moment où le PRL est dépassé (Oregon Department of Fish and Wildlife 2014), et celle du homard américain adopte une approche triennale (Cook *et al.* 2020). La période de trois ans a été choisie selon ces considérations.

2.5. INCERTITUDE

La CPUE normalisée indépendante de la pêche a été estimée dans un cadre bayésien (annexe E), ce qui a donné lieu à 4 000 échantillons a posteriori pour chaque paramètre du modèle. Pour chaque échantillon a posteriori, nous avons généré une série temporelle de CPUE normalisée des femelles en utilisant les méthodes décrites dans l'annexe E. Nous avons estimé des indicateurs de l'état des stocks (médianes triennales) et des points de référence empiriques pour chacune

de ces séries temporelles, estimant ainsi une distribution a posteriori de l'indicateur et des points de référence. La même approche a été utilisée pour estimer une distribution a posteriori pour les points de référence fondés sur le stock-recrutement, en sélectionnant au hasard un tirage a posteriori pour la CPUE des femelles et des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, et en utilisant les équations dans la section 2.3.2. Nous pouvons alors estimer l'incertitude de l'état du stock en estimant la proportion d'échantillons a posteriori dans lesquels l'indicateur de l'état du stock (médiane mobile sur trois ans de la CPUE) tombe sous le point de référence limite choisi. Des informations complètes sur le modèle de normalisation bayésien sont disponibles en annexe E. Les points de référence fondés sur la simulation estimés dans la section 2.3.3 sont entièrement déterministes et ne permettent pas d'estimer l'incertitude.

3. RÉSULTATS

3.1. POINTS DE RÉFÉRENCE ESTIMÉS

3.1.1. Points de référence empiriques

a B_{moy} des femelles (indice moyen de CPUE normalisée des femelles dans le relevé indépendant de la pêche du MPO) est de 0,57 crabe femelle par casier et la B_{max} (50 % de la CPUE maximale observée des femelles) est de 0,775 crabe femelle par casier. En fixant le PRL à 40 % de B_{moy} et B_{max} , conformément à l'AP (MPO 2009), on obtient des PRL (avec un intervalle de crédibilité bayésien à 95 % entre parenthèses) de 0,228 (0,089, 0,542) et 0,310 (0,117, 0,776) crabes femelles par casier, respectivement. Les PRS correspondants, fixés à 80 % de B_{moy} et B_{max} , sont de 0,456 (0,179, 1,083) et 0,620 (0,233, 1,552) crabes femelles par casier. Nous avons supposé que l'ensemble de la série temporelle représentait une période productive, étant donné que les évaluations de risque précédentes ont toujours considéré le stock comme étant en bonne santé.

3.1.2. Stock – Points de référence pour le recrutement

Nous avons estimé que les paramètres de recrutement de stock de Beverton-Holt les mieux ajustés α et β étaient respectivement 1,283 (0,927, 1,969) et 0,439 (0,105, 2,611) (figure 3). Le PRL fondé sur le stock-recrutement correspondant (PRL_{S-R}) était de 0,439 crabe femelle par casier lors du relevé d'automne du MPO. En doublant la valeur, on obtient un PRS (PRS_{S-R}) recommandé de 0,878 crabe femelle par casier.

3.1.3. Points de référence fondés sur la simulation

Le PRL et le PRS fondés sur la simulation correspondent aux points de référence empiriques estimés à partir de B_{moy} (40 % et 80 % respectivement de la CPUE moyenne des femelles dans le relevé d'automne du MPO), mais sont exprimés en termes de CPUE à l'équilibre initiale des femelles dans la simulation qui a abouti à une CPUE à l'équilibre finale des femelles égale à PRL_{moy} et PRS_{moy} (tableau 1). Le PRL_{sim} et le PRS_{sim} fondés sur la simulation sont respectivement de 0,3 et 0,5 crabe femelle par casier.

3.2. TENDANCES RELATIVES À L'ABONDANCE

3.2.1. Crabes mâles de taille réglementaire

La série temporelle de CPUE normalisée du relevé pour les crabes mâles de taille réglementaire présente des variations considérables. Il existe des cycles entre des périodes de forte et de faible abondance (CPUE normalisée) tout au long de la série chronologique (figure 4). La CPUE normalisée des mâles de taille réglementaire était comprise entre 0,358 et 1,856 crabes par casier.

3.2.2. Crabes mâles de taille inférieure à la normale

La série chronologique des CPUE tirées du relevé pour les crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire présente également des variations considérables. Les mêmes cycles entre les périodes de forte et de faible abondance (CPUE) qui apparaissent dans la série chronologique des mâles de taille réglementaire se retrouvent chez les mâles de taille inférieure à la taille réglementaire. L'indice de CPUE du relevé a atteint un minimum en 2009 (figure 5). La CPUE normalisée des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire allait de 0,939 à 4,339 crabes par casier.

3.2.3. Crabes femelles

Les cycles entre les périodes de forte et de faible abondance (CPUE normalisée) observés chez les crabes mâles sont moins apparents dans la série temporelle des CPUE des femelles. La série temporelle de l'abondance des femelles (CPUE normalisée) a diminué depuis le début de la campagne en 1988, mais est restée stable au cours des 15 dernières années. La CPUE normalisée des femelles tirée du relevé a atteint la valeur minimale en 2009 (figure 6, figure 7). La CPUE normalisée des femelles allait de 0,174 à 1,438 crabes par casier.

3.3. INCERTITUDE ASSOCIÉE À L'ÉTAT DES STOCKS ET AUX POINTS DE RÉFÉRENCE

L'incertitude entourant les indicateurs de l'état des stocks pour chaque année a été estimée à l'aide d'une approche bayésienne (annexe E). L'incertitude entourant les points de référence a été estimée dans le même cadre. Nous avons estimé la probabilité que le PRL_{moy} ait été franchi par les deux indicateurs des femelles au cours de chaque année (tableau 2). En 2019, il y avait une probabilité de $< 0,001$ que l'indicateur soit inférieur à PRL_{moy} . L'indicateur a eu la plus forte probabilité d'atteindre le PRL en 2010 (0,411). Nous n'avons inclus les estimations de l'incertitude que pour le PRL que nous considérons comme le plus approprié (LRP_{moy}).

4. DISCUSSION

Dans le présent document, nous avons utilisé des indices d'abondance fondés sur la CPUE pour évaluer les tendances à long terme de l'abondance du crabe dormeur dans les ZGC I et J et pour élaborer des points de référence fondés sur une approche empirique, une approche basée sur le stock-recrutement et une approche basée sur la simulation. Les femelles et les mâles de taille inférieure à la taille réglementaire ont tous deux montré un certain déclin dans la CPUE normalisée indépendante de la pêche au cours de la série temporelle (1988 à 2019), bien que les deux se soient stabilisés ou aient augmenté au cours des dernières années. Les points de référence empiriques et fondés sur la simulation étaient relativement similaires, avec des PRL

allant de 0,228 (PRL_{moy}) à 0,3 (PRL_{sim}) et des PRS allant de 0,456 (PRS_{moy}) à 0,5 (PRS_{sim}) crabe femelle par casier. Ces points de référence laissent entendre que l'indicateur des ZGC I et J se trouve actuellement dans la zone de prudence. Le PRL basé sur le stock-recrutement (PRL_{S-R}) était plus élevé, s'établissant à 0,439, avec un PRS (PRS_{S-R}) de 0,878 crabe par casier.

4.1. POINTS DE RÉFÉRENCE EMPIRIQUES

Bien qu'ils aient été calculés indépendamment l'un de l'autre, il y a très peu de différence entre les PLR empiriques basés sur la CPUE moyenne (B_{moy}) et la CPUE maximale (B_{max}), soit 0,228 et 0,310 crabe femelle par casier. Le cadre de l'approche de précaution favorise la méthode de la B_{moy} par rapport à la méthode de la B_{max} . Ceci est particulièrement pertinent dans ce cas, car la pêche est antérieure au relevé indépendant de la pêche. Nous ne pouvons donc pas raisonnablement supposer que la B_{max} est représentative de la biomasse non exploitée.

Selon les points de référence empiriques que nous avons choisis (B_{moy}), le stock de crabe dormeur des ZGC I et J est évalué comme étant dans la zone de prudence si l'on utilise l'indicateur femelle (c'est-à-dire en dessous du PRS, mais au-dessus du PRL). Le stock n'a jamais dépassé le PRL empirique. L'estimation bayésienne de la probabilité que le stock franchisse le PRL en 2019 est $< 0,001$. La probabilité que le stock se trouve dans la zone critique est généralement très faible ($< 5\%$, conformément à la politique de l'AP (MPO 2009)) (tableau 2).

Bien que ces méthodes de substitution B_{RMD} basées sur des données empiriques soient fondées sur des calculs simples, elles font partie des méthodes les plus couramment utilisées pour estimer les points de référence biologiques au Canada, en particulier pour les crustacés (Marentette *et al.* 2021).

4.2. POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LE STOCK-RECRUTEMENT

Il n'existe qu'une base scientifique pour estimer un PRL à partir de la relation stock-recrutement ; cependant, selon la logique de la politique de l'AP (MPO 2009), le PRS peut être estimé comme étant le double du PRL. Nous ne recommandons pas cette méthode pour l'avenir, car les résultats sont biologiquement peu plausibles en raison de l'incapacité à caractériser la relation stock-recrutement. La forme de la relation stock-recrutement (figure 3) ne permet guère de conclure à l'existence d'un recrutement asymptotique chez le crabe dormeur. Le degré élevé d'incertitude des paramètres de stock-recrutement est un autre argument en défaveur de la méthode fondée sur la relation stock-recrutement. Plusieurs facteurs contribuent à l'incertitude de la relation stock-recrutement. Les données de recrutement ne semblent pas s'approcher d'une asymptote, ce qui rend impossible l'estimation du paramètre de recrutement asymptotique (α), ainsi que du paramètre corrélé β . Les variations environnementales ont un effet significatif sur le recrutement des crabes, ce qui rend la relation stock-recrutement complexe et bruyante sur le plan statistique (Shanks et Roegner 2007).

Selon la relation stock-recrutement, l'état estimé du stock n'a pas été supérieur au PRL_{S-R} depuis 2004 (figure 6, figure 7). Malgré cela, les débarquements commerciaux sont restés constants tout au long des années 1990 et ont augmenté jusqu'en 2009 (figure 8), et l'indice de CPUE des femelles du relevé a connu des périodes d'augmentation et de stabilité. Le point de référence fondé sur la relation stock-recrutement semble impossible à estimer en raison de l'absence de recrutement asymptotique dans la série temporelle et de la grande variabilité interannuelle. Nous considérons donc que ce point de référence n'est pas crédible pour les ZGC I et J.

4.3. POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA SIMULATION

Selon les points de référence de la simulation (PRL de 0,2 et PRS de 0,5 crabe femelle par casier), le stock se trouve dans la zone de prudence, ayant atteint le PRS en 2008. Le stock a atteint le PRL en 2008, selon ces points de référence, et s'est rétabli au-dessus du point de référence en 2012. Les points de référence basés sur la simulation sont légèrement plus élevés que les points de référence empiriques (par exemple, le PRL_{moy} est de 0,228, tandis que le PRL_{sim} est de 0,3 crabe femelle par casier).

Le cadre de simulation que nous avons adapté de Zhang et Dunham (2013) a nécessité la formulation de certaines hypothèses clés concernant la relation entre l'abondance des femelles et le recrutement des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire quatre ans plus tard (c'est-à-dire la relation stock-recrutement). Il s'agit notamment de l'absence de compensation en cas de faible abondance (CPUE) et du fait que la productivité du stock dépend de la CPUE initiale des femelles au début de la simulation. À de faibles niveaux d'abondance (c'est-à-dire à celui où un PRL serait normalement fixé), les modèles traditionnels de stock-recrutement tels que le modèle de Beverton-Holt (Beverton et Holt 1957) peuvent ne pas être appropriés pour modéliser la croissance de la population. Lorsque le stock reproducteur est faible, les modèles stock-recrutement prévoient des niveaux élevés de recrutement, connus sous le nom de croissance compensatoire. En réalité, nous pouvons observer des niveaux de recrutement inférieurs à ces faibles abondances, en raison de facteurs tels que l'effet d'Allee (Courchamp *et al.* 2008). Les hypothèses du modèle peuvent donner lieu à des dynamiques de stocks irréalistes dans les scénarios simulés. Par exemple, le stock de crabes simulé ne se reconstituera pas même si la pêche cesse. Cette dynamique dépensatoire supposée dans Zhang et Dunham (2013) peut ne pas être en jeu dans le stock de crabes dormeurs des ZGC I et J. En raison de la nature complexe du cadre de simulation, les points de référence basés sur la simulation peuvent être plus difficiles à interpréter et à appliquer par rapport aux autres points de référence possibles qui reposent sur des analyses plus simples des données de terrain qui nécessitent moins d'hypothèses sur les processus de population sous-jacents. Toutefois, elles constituent une approche complémentaire permettant de comparer les PRL estimés à l'aide d'autres méthodes.

4.4. INCERTITUDES

4.4.1. Répercussions des changements climatiques

Les modifications des conditions océaniques dues au changement climatique constituent une préoccupation majeure pour de nombreuses espèces marines, dont le crabe dormeur. La productivité future du crabe dormeur est incertaine en raison des changements possibles de la température, de l'acidité et de la concentration en oxygène des océans (Berger *et al.* 2021). Les conditions océaniques de plus en plus hypoxiques seront particulièrement néfastes pour les adultes. L'hypoxie est peu probable dans le delta du Fraser, en raison de l'apport constant d'eau douce oxygénée, mais elle pourrait être préoccupante dans d'autres régions. Les stades larvaires devraient être affectés par la diminution du pH de l'océan, en raison de l'incidence sur les structures calcifiées. Ces modifications des conditions océaniques peuvent se traduire par une augmentation de la mortalité naturelle ou une diminution de la productivité. La population côtière de crabes dormeurs en Colombie-Britannique peut également être affectée par des changements dans le transport des larves, en raison de changements dans la circulation océanique (Mcconnaughey et Armstrong 1995). Dans le cadre des pêches au crabe dormeur en Oregon et en Californie, la plupart des fluctuations d'abondance sont attribuables aux conditions océanographiques affectant les stades de vie des juvéniles, et non à la pression de pêche (Shanks et Roegner 2007).

4.4.2. Structure de la population

On suppose que les sous-populations de crabes dormeurs sont reliées entre elles par le transport des larves, mais le degré de connectivité reste incertain. Le détroit de Géorgie peut être isolé sur le plan océanographique de la population de la côte. Selon les différences morphologiques observées entre les mégalopes de l'espèce, la population de crabes dormeurs du détroit de Géorgie pourrait être semi-isolée de la population du large (DeBrosse *et al.* 1990). Il existe des preuves d'isolement génétique chez d'autres espèces ; par exemple, il a été démontré que les populations de sébaste aux yeux jaunes (COSEPAC 2008) et de morue du Pacifique (Cunningham *et al.* 2009) du bassin de Géorgie sont génétiquement distinctes des populations de l'ensemble de la côte. L'analyse génétique du crabe dormeur en Colombie-Britannique et en Oregon a mis en évidence une certaine connectivité entre l'Oregon et la baie Boundary, mais une connectivité minimale entre la baie Boundary et le goulet Allison (en Colombie-Britannique) (O'Malley *et al.* 2017). Il est donc incertain qu'il y ait un seul stock à l'échelle de la côte. L'inadéquation spatiale entre les unités opérationnelles (par exemple, le stock supposé à l'échelle de la côte) et les unités biologiques (par exemple, la possible structure à stocks multiples) constitue un grave problème de conservation (Reiss *et al.* 2009). Une évaluation de la connectivité du crabe dormeur à l'échelle de la côte permettrait de mieux estimer l'échelle spatiale la plus appropriée pour établir des points de référence.

4.5. APPLICATION À D'AUTRES ZGC ET CONSIDÉRATIONS FUTURES

L'approche utilisée dans ce document peut être appliquée à d'autres ZGC pour estimer les points de référence, mais certaines adaptations devront être effectuées en fonction des données disponibles. Les ZGC I et J sont considérées comme les zones les plus riches en données pour le crabe dormeur en Colombie-Britannique, les autres zones ne disposant pas du même niveau de données indépendantes de la pêche. Il est quantitativement possible d'appliquer cette approche aux données d'échantillonnage des prises commerciales ; cependant, il y a quelques considérations à prendre en compte. Étant donné que les crabes femelles ne peuvent pas être conservés dans les pêches commerciales, les pêcheurs commerciaux ont tendance à éviter les zones soupçonnées de contenir davantage de crabes femelles. Il a été démontré que les crabes femelles et mâles occupent des habitats différents et ont des comportements différents (Stone et O'Clair 2002). Les points de référence empiriques de l'AP (MPO 2009) peuvent être appliqués à l'aide de données sur les débarquements commerciaux, comme cela a été fait pour d'autres pêches de crustacés (par exemple, Tremblay *et al.* 2012). De futurs programmes pourraient être élaborés pour recueillir des données indépendantes de la pêche plus appropriées, similaires aux relevés menés dans les ZGC I et J. Par ailleurs, de nouvelles formes de données telles que l'abondance des larves pourraient être recueillies, car il a été démontré qu'elles permettraient de prédire les prises commerciales (Shanks *et al.* 2010). La souplesse des points de référence empiriques par rapport à un large éventail de sources de données en fait une option intéressante pour l'estimation des points de référence à l'avenir.

L'indice d'abondance des crabes femelles dans les ZGC I et J a diminué depuis le début du relevé, malgré les efforts de gestion déployés pour protéger les crabes femelles. La conservation illégale et la manipulation excessive des crabes femelles sont probablement des sources de mortalité à l'origine de ce déclin. En outre, la conservation illégale de crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, combinée à la forte exploitation des crabes mâles légaux, peut avoir réduit le nombre de mâles dans la population, ce qui peut avoir un effet préjudiciable sur la dynamique de la reproduction. Toutefois, comme l'ont montré les données du relevé, l'ampleur de la baisse de l'indice

des femelles est plus importante que celle des mâles de taille réglementaire et de taille inférieure à la taille réglementaire. La protection des crabes femelles, en particulier en ce qui concerne la pêche illégale, pourrait améliorer l'état du stock.

5. RECOMMANDATIONS

1. Nous recommandons d'utiliser des méthodes empiriques pour fixer les points de référence pour le crabe dormeur dans les ZGC I et J. Plus précisément, les points de référence devraient être fondés sur la valeur moyenne des séries temporelles indépendantes de la pêche (PRL_{moy} et PRS_{moy}). Ces points de référence empiriques sont simples à calculer et à comprendre, contrairement aux points de référence fondés sur le stock-recrutement et sur la simulation. La méthodologie décrite est cohérente avec les autres pêches canadiennes de crustacés et comprend moins d'hypothèses sur les processus démographiques sous-jacents.
2. Utiliser la médiane mobile sur trois ans de la CPUE normalisée des femelles afin de tenir compte de la variabilité naturelle des populations de crabes.
3. Fixer un PRL à 0,228 (CPUE normalisée des femelles dans le relevé indépendant de la pêche).
4. Fixer un PRS à 0,456 (CPUE normalisée des femelles dans le relevé indépendant de la pêche).
5. Étudier l'utilité d'appliquer les méthodes empiriques pour estimer les points de référence pour le crabe dormeur dans d'autres ZGC de la Colombie-Britannique. Cette approche peut nécessiter la modification des programmes d'échantillonnage existants ou la mise en œuvre de nouveaux programmes d'échantillonnage, lorsqu'il n'en existe pas, afin de mettre au point un indice d'abondance des femelles.

6. REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier Brendan Connors, Sarah Power et Sarah Hawkshaw, qui ont fourni des conseils techniques et des orientations tout au long de l'élaboration de ce document. Nous remercions Rob Flemming et Roxanne Maclean de l'unité de données sur les mollusques et crustacés du MPO pour leur aide concernant les demandes de données. Nous apprécions les contributions de Mary Thiess pour sa révision générale et d'Anna Magera pour avoir amorcé la demande d'avis scientifique. Nous tenons également à remercier l'équipage du NGCC *Neocaligus* pour son engagement et son soutien pendant le processus de collecte des données.

7. RÉFÉRENCES CITÉES

- Anderson, S.C., Keppel, E.A., Edwards, A.M. 2019. [Synthèse des données reproductibles pour plus de 100 espèces de poissons de fond de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/041. vii + 333 p.
- Berger, H.M., Siedlecki, S.A., Matassa, C.M., Alin, S.R., Kaplan, I.C., Hodgson, E.E., Pilcher, D.J., Norton, E.L., and Newton, J.A. 2021. [Seasonality and life history complexity determine vulnerability of Dungeness Crab to multiple climate stressors](#). AGU Advances 2(4): e2021AV000456.
- Beverton, R.J.H., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. London. Bromilow, M. 2021. 2021 Chesapeake Bay Blue Crab Advisory Report.
- Bürkner, P.-C. 2017. brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. Journal of Statistical Software 80(1): 1–28.
- Butler, T. 1961. Growth and age determination of the Pacific edible crab (*Cancer magister*) Dana. Journal of the Fisheries Board of Canada 18(5): 873–891.
- Clark, D.S., Clark, K.J., Claytor, R., Leslie, S., Melvin, G.D., Porter, J.M., Power, M.J., Stone, H.H., and Waters, C. 2012. [Limit Reference Point for Southwest Nova Scotia / Bay of Fundy Spawning Component of Atlantic Herring, *Clupea harengus* \(German Bank and Scots Bay\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/025. iii + 14 p.
- Cook, A.M., Hubley, P.B., Denton, C., et Howse, V. 2020. [Évaluation de 2018 du cadre pour le homard d'Amérique \(*Homarus americanus*\) dans les ZPH 27 à 33](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/017. vi + 263 p.
- COSEPAC. 2008. COSEWIC assessment and status report on the Yelloweye Rockfish (*Sebastes ruberrimus*), Pacific Ocean inside water population and Pacific Ocean outside waters population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- Courchamp, F., Berec, L., and Gascoigne, J. 2008. Allee effects in ecology and conservation. Oxford University Press.
- Cunningham, K., Canino, M., Spies, I., and Hauser, L. 2009. [Genetic isolation by distance and localized fjord population structure in Pacific cod \(*Gadus macrocephalus*\): Limited effective dispersal in the northeastern Pacific Ocean](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 66: 153–166.
- DeBrosse, G., Sulkin, S., and Jamieson, G. 1990. Intraspecific morphological variability in megalopae of three sympatric species of the genus *Cancer* (Brachyura: Cancridae). Journal of Crustacean Biology 10(2): 315–329. Oxford University Press.
- Delury, D.B. 1947. On the estimation of biological populations. Biometrics 3(4): 145–167.
- Dunham, J.S., Phillips, A., Morrison, J., and Jorgensen, G. 2011. [A manual for Dungeness crab surveys in British Columbia](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2964: viii + 68 p.

-
- Duplisea, D. and Fréchet, A. 2010. [Precautionary reference point estimates for northern Gulf of St. Lawrence \(3Pn4RS\) cod \(*Gadus morhua*\) and methods for their calculation](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/097. iv + 24 p.
- Hankin, D.G., Diamond, N., Mohr, M.S., and Ianelli, J. 1989. Growth and reproductive dynamics of adult female Dungeness Crabs (*Cancer magister*) in northern California. ICES Journal of Marine Science 46(1): 94–108. Oxford University Press.
- Hartig, F. 2022. [DHARMa: Residual diagnostics for hierarchical \(multi-level / mixed\) regression models](#).
- Hébert, M., Wade, E., Biron, M., DeGrâce, P., Landry, J.-F. et Moriyasu, M. 2010. [Évaluation de stock de crabe des neiges, *Chionoecetes opilio*, dans le sud du golfe du Saint-Laurent \(zones 12, 19, 12E et 12F\) en 2009](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/091. vi + 85 p.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty. Springer Science & Business Media.
- Jensen, G.C. 1995. Pacific coast crabs and shrimps. Sea Challengers, Monterey, Calif.
- Kruse, G.H., Hicks, D., and Murphy, M.C. 1994. Handling increases mortality of softshell Dungeness Crabs returned to the sea. Alaska Fishery Research Bulletin 1(1): 1–9.
- Leslie, P.H., and Davis, D.H.S. 1939. An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. J. Anim. Ecol. 8: 94–113.
- Marentette, J.R., Kronlund, A.R., 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.
- Maunder, M.N., and Punt, A.E. 2004. Standardizing catch and effort data: A review of recent approaches. Fisheries research 70(2-3): 141–159. Elsevier.
- Mcconnaughey, R., and Armstrong, D. 1995. Potential effects of global climate change on Dungeness Crab (*Cancer magister*) populations of the northeastern Pacific Ocean. In Climate change and northern fish populations. Edited by R.J. Beamish. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. pp. 291–306.
- MPO. 2006. [Pacific commercial fishery updates for invertebrate resources \(2000\)](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2735.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#).
- MPO. 2021b. [Étude sur la durabilité des pêches](#).
- MPO. 2021a. Pacific region integrated fisheries management plan, crab by trap, April 1, 2021 to March 31, 2022. Pacific Region, Fisheries and Oceans Canada, Vancouver.

-
- Mullowney, D., Baker, K., Pedersen, E. et Osborne, D. 2018. [Base d'une approche de précaution et d'un cadre décisionnel pour la pêche du crabe des neiges \(*Chionoecetes opilio*\) à Terre-Neuve-et-Labrador](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/054. iv + 69 p.
- Murphy, M.C., and Kruse, G.H. 1995. An annotated bibliography of capture and handling effects on crabs and lobsters. Alaska fishery Research bulletin 2(1): 23–75.
- Myers, R., Rosenberg, A., Mace, P., Barrowman, N., and Restrepo, V. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. ICES Journal of Marine Science 51(2): 191–205.
- O'Malley, K., Corbett, K., Beacham, T., Jacobson, D., Jackson, T., and Roegner, G. 2017. [Genetic connectivity of Dungeness Crab \(*Cancer magister*\) across oceanographic regimes](#). Journal of Shellfish Research 36.
- Oregon Department of Fish and Wildlife. 2014. Oregon Dungeness Crab research and monitoring plan. Marine Resources Program.
- Orensanz, J., Armstrong, J., Armstrong, D., and Hilborn, R. 1998. Crustacean resources are vulnerable to serial depletion—the multifaceted decline of crab and shrimp fisheries in the Greater Gulf of Alaska. Reviews in Fish Biology & Fisheries 8(2): 117–176.
- Park, W., Douglas, D.C., and Shirley, T.C. 2007. North to Alaska: Evidence for conveyor belt transport of Dungeness crab larvae along the west coast of the United States and Canada. Limnology and Oceanography 52(1): 248–256. Wiley Online Library.
- Peterman, R.M. 1977. [A simple mechanism that causes collapsing stability regions in exploited salmonid populations](#). Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34(8): 1130– 1142.
- Reiss, H., Hoarau, G., Dickey-Collas, M., and Wolff, W.J. 2009. [Genetic population structure of marine fish: Mismatch between biological and fisheries management units](#). Fish and Fisheries 10(4): 361–395.
- Shanks, A.L., and Roegner, G.C. 2007. [Recruitment limitation in Dungeness Crab populations is driven by variation in atmospheric forcing](#). Ecology 88(7): 1726–1737. Ecological Society of America.
- Shanks, A., Roegner, G.C., and Miller, J. 2010. Using megalopae abundance to predict future commercial catches of Dungeness Crabs (*Cancer magister*) in Oregon. Reports of California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations 51: 106–118.
- Smith, S.J., Bourdages, H., Choi, J., Dawe, E., Dunham, J.S., Gendron, L., Hardie, D., Moriyasu, M., Orr, Roddick, Rutherford, D., Sainte-Marie, B., Savard, L., Shelton, P., Stansbury, D., Tremblay, M.J., and Zhang, Z. 2012. [Technical Guidelines for the Provision of Scientific Advice on the Precautionary Approach for Canadian Fish Stocks: Section 7 – Invertebrate Species](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/117. iv + 30 p.
- Stan Development Team. 2020. [RStan: The R interface to Stan](#).
- Stewart, N.E. 1974. Discussion on crab mortality associated with certain fishery practices.

-
- Stone, R.P., and O'Clair, C.E. 2002. Behavior of Female Dungeness Crabs, *Cancer Magister*, in a Glacial Southeast Alaska Estuary: Homing, Brooding-Site Fidelity, Seasonal Movements, and Habitat Use. *Journal of Crustacean Biology* 22(2): 481–492.
- Stratman, J., Olson, A., and Palof, K. 2021. [2020 Golden King Crab stock status and management plan for the 2020/21 season](#).
- Szuwalski, C.S., and Punt, A.E. 2012. Fisheries management for regime-based ecosystems: a management strategy evaluation for the snow crab fishery in the eastern Bering Sea. *ICES Journal of Marine Science* 70(5): 955–967.
- Tegelberg, H.C., and Magoon, D. 1971. Handling mortality on softshell Dungeness Crabs. *Proceedings of the National Shellfish Association* 61(13).
- Tremblay, M.J., Pezzack, D.S., and Gaudette, J. 2012. [Development of Reference Points for Inshore Lobster in the Maritimes Region \(LFAs 27-38\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/028. iv + 18 p.
- Vehtari, A., Gelman, A., and Gabry, J. 2017. Practical Bayesian model evaluation using leave-one-out cross-validation and WAIC. *Statistics and computing* 27(5): 1413–1432. Springer.
- Vehtari, A., Gelman, A., Simpson, D., Carpenter, B., and Bürkner, P.-C. 2021. [Rank-normalization, folding, and localization: An improved r for assessing convergence of MCMC \(with discussion\)](#). *Bayesian Analysis* 16(2). Institute of Mathematical Statistics.
- Victoria Fisheries Authority. 2020. Victoria Giant Crab Fishery stock assessment report- 2018/2019 season.
- Wang, Y., Stone, H.H., and Finley, M. 2017. [4X5Y Haddock 2016 Framework Assessment: Modelling and Reference Points](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/026. v + 69 p.
- Yochum, N., Stoner, A.W., Sampson, D.B., Rose, C., Pazar, A., and Eder, R. 2017. Utilizing reflex impairment to assess the role of discard mortality in 'Size, Sex, and Season' management for Oregon Dungeness Crab (*Cancer magister*) fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74(5): 739–750. NRC Research Press.
- Zhang, Z., and Dunham, J.S. 2013. Construction of biological reference points for management of the Dungeness Crab, (*Cancer magister*), fishery in the Fraser River Delta, British Columbia, Canada. *Fisheries research* 139: 18–27.
- Zhang, Z., Hajas, W., Phillips, A., and Boutillier, J.A. 2002. [Evaluation of an intensive fishery on Dungeness crab, *Cancer magister*, in Fraser Delta, British Columbia](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/118.
- Zhang, Z., Hajas, W., Phillips, A., and Boutillier, J. 2004. Use of length-based models to estimate biological parameters and conduct yield analyses for male Dungeness Crab (*Cancer magister*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61(11): 2126– 2134.

8. TABLEAUX

Tableau 1. Estimation de la réduction de la CPUE de femelles et de prises de taille inférieure à la taille réglementaire pour une CPUE initiale de femelles.

CPUE initiale des femelles	CPUE finale des femelles	Pourcentage de réduction des femelles	CPUE initiale de prises de taille inférieure à la taille réglementaire	CPUE finale de prises de taille inférieure à la taille réglementaire	Pourcentage de réduction de prises de taille inférieure à la taille réglementaire
0,1	0,087	12,581	0,988	0,900	8,855
0,2	0,183	8,666	1,491	1,422	4,611
0,3	0,278	7,203	1,796	1,741	3,078
0,4	0,373	6,677	2,001	1,953	2,387
0,5	0,468	6,322	2,148	2,106	1,943
0,6	0,564	6,068	2,258	2,221	1,634
0,7	0,659	5,877	2,344	2,311	1,409
0,8	0,756	5,529	2,413	2,384	1,192
0,9	0,851	5,445	2,470	2,443	1,068
1,0	0,946	5,375	2,517	2,493	0,968
1,1	1,042	5,316	2,557	2,534	0,884
1,2	1,137	5,264	2,591	2,570	0,813
1,3	1,232	5,220	2,621	2,601	0,753
1,4	1,327	5,181	2,647	2,629	0,701
1,5	1,423	5,147	2,670	2,653	0,656
1,6	1,518	5,116	2,691	2,674	0,616
1,7	1,613	5,089	2,709	2,693	0,581
1,8	1,709	5,064	2,725	2,710	0,549
1,9	1,804	5,042	2,740	2,726	0,521
2,0	1,900	5,022	2,754	2,740	0,495
2,1	1,995	5,003	2,766	2,753	0,472
2,2	2,090	4,986	2,778	2,765	0,451
2,3	2,186	4,971	2,788	2,776	0,431
2,4	2,281	4,956	2,798	2,786	0,414
2,5	2,376	4,943	2,807	2,796	0,397
2,6	2,472	4,930	2,815	2,804	0,382
2,7	2,567	4,919	2,823	2,812	0,368
2,8	2,663	4,908	2,830	2,820	0,355
2,9	2,758	4,898	2,837	2,827	0,343
3,0	2,853	4,888	2,843	2,834	0,332
3,1	2,949	4,879	2,849	2,840	0,321
3,2	3,044	4,871	2,855	2,846	0,311
3,3	3,140	4,863	2,860	2,851	0,302

CPUE initiale des femelles	CPUE finale des femelles	Pourcentage de réduction des femelles	CPUE initiale de prises de taille inférieure à la taille réglementaire	CPUE finale de prises de taille inférieure à la taille réglementaire	Pourcentage de réduction de prises de taille inférieure à la taille réglementaire
3,4	3,235	4,855	2,865	2,856	0,293
3,5	3,330	4,848	2,870	2,861	0,285
3,6	3,426	4,842	2,874	2,866	0,277
3,7	3,521	4,835	2,878	2,871	0,269
3,8	3,616	4,829	2,882	2,875	0,262
3,9	3,712	4,823	2,886	2,879	0,256
4,0	3,807	4,818	2,890	2,883	0,249

Tableau 2. Estimation bayésienne de la probabilité que la médiane mobile sur trois ans de la CPUE des femelles provenant du relevé indépendant de la pêche soit inférieure au PRL_{moy} et au PRS_{moy} pour une année donnée.

Année	P(Stock<PRL)	P(Stock<PRS)
1990	<0.001	0,000
1991	<0.001	0,216
1992	<0.001	0,000
1993	<0.001	0,009
1994	<0.001	0,000
1995	<0.001	0,000
1996	<0.001	0,000
1997	<0.001	0,000
1998	<0.001	0,000
1999	<0.001	0,002
2000	<0.001	0,002
2001	<0.001	0,000
2002	<0.001	0,036
2003	<0.001	0,067
2004	<0.001	0,150
2005	<0.001	0,822
2006	0,004	0,997
2007	0,004	0,990
2008	0,102	1,000
2009	0,326	1,000
2010	0,411	1,000
2011	0,129	1,000
2012	<0.001	0,791
2013	<0.001	0,787
2014	<0.001	0,984
2015	<0.001	0,989
2016	<0.001	0,889
2017	<0.001	0,893
2018	<0.001	0,970
2019	<0.001	0,980

9. FIGURES

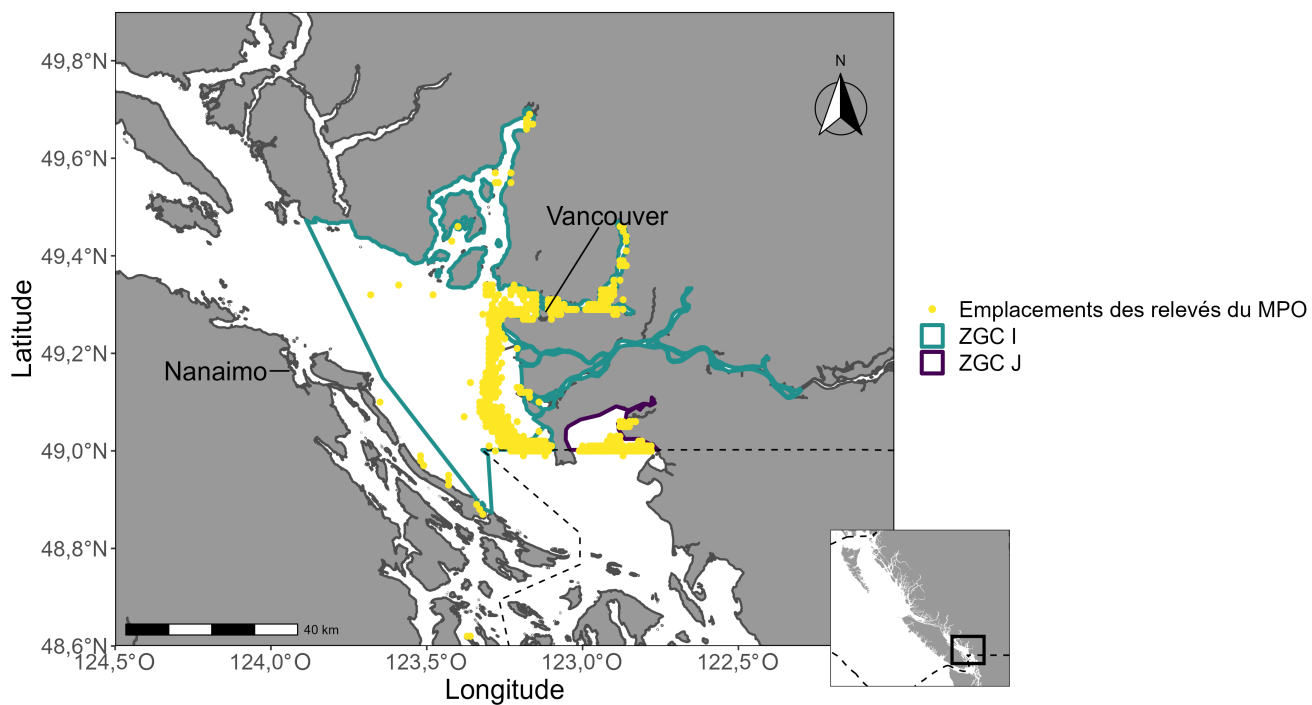


Figure 1. Des données sur les prises commerciales et des données indépendantes de la pêche ont été recueillies dans les ZGC I et J. Les points indiquent les emplacements des relevés au casier du crabe dormeur réalisés par le MPO.

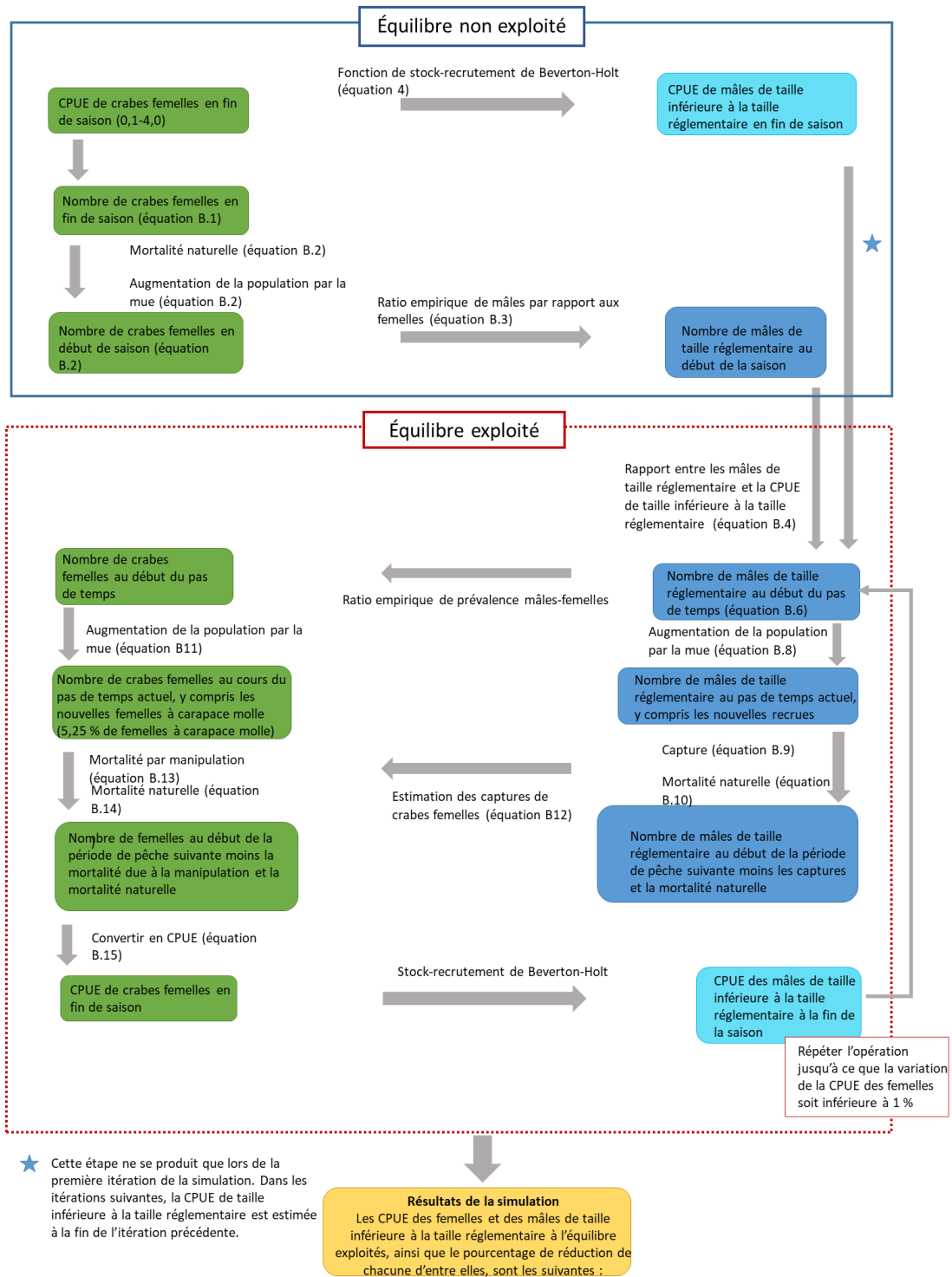


Figure 2. Schéma du cadre de simulation utilisé pour estimer les points de référence provisoires fondés sur la simulation. Pour les équations particulières, voir l'annexe B.

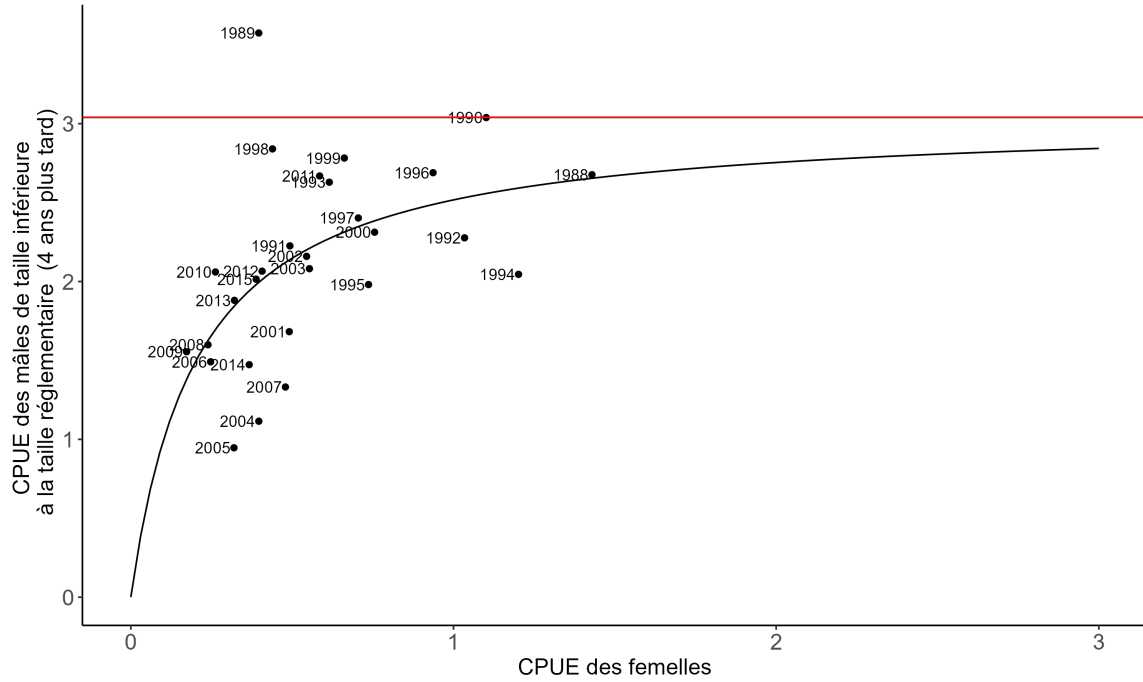


Figure 3. Relation stock-recrutement de Beverton-Holt entre la capture par unité d'effort (CPUE, crabes par casier) des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire (avec un décalage de quatre ans) et la capture par unité d'effort (CPUE, crabes par casier) des femelles dans le relevé d'automne. La ligne rouge indique l'estimation du recrutement asymptotique.

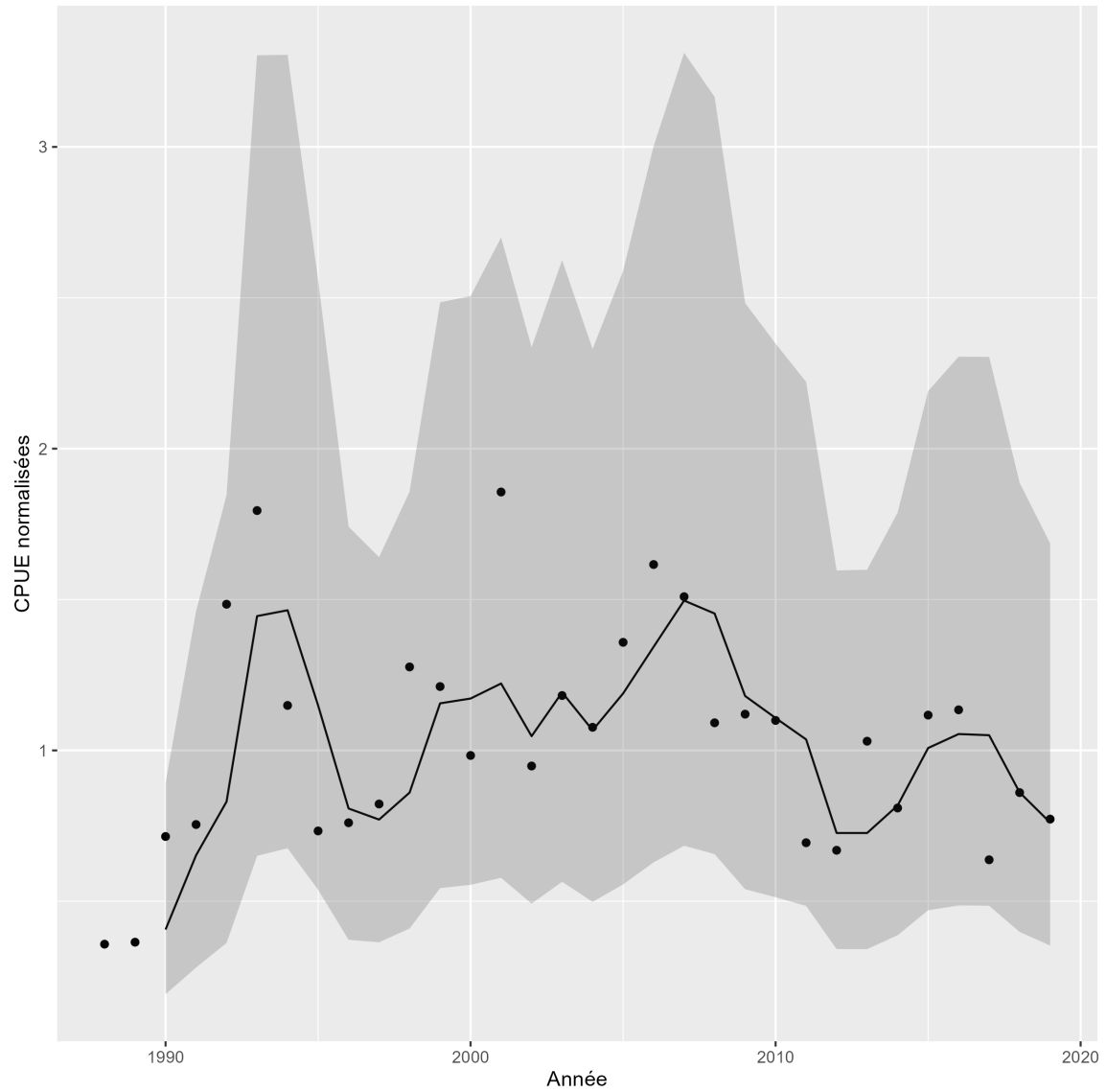


Figure 4. Capture par unité d'effort (CPUE, crabes par casier) annuelle de crabes mâles de taille réglementaire dans le relevé d'automne indépendant de la pêche. La ligne noire représente une médiane mobile sur trois ans de la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, et la région ombrée représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

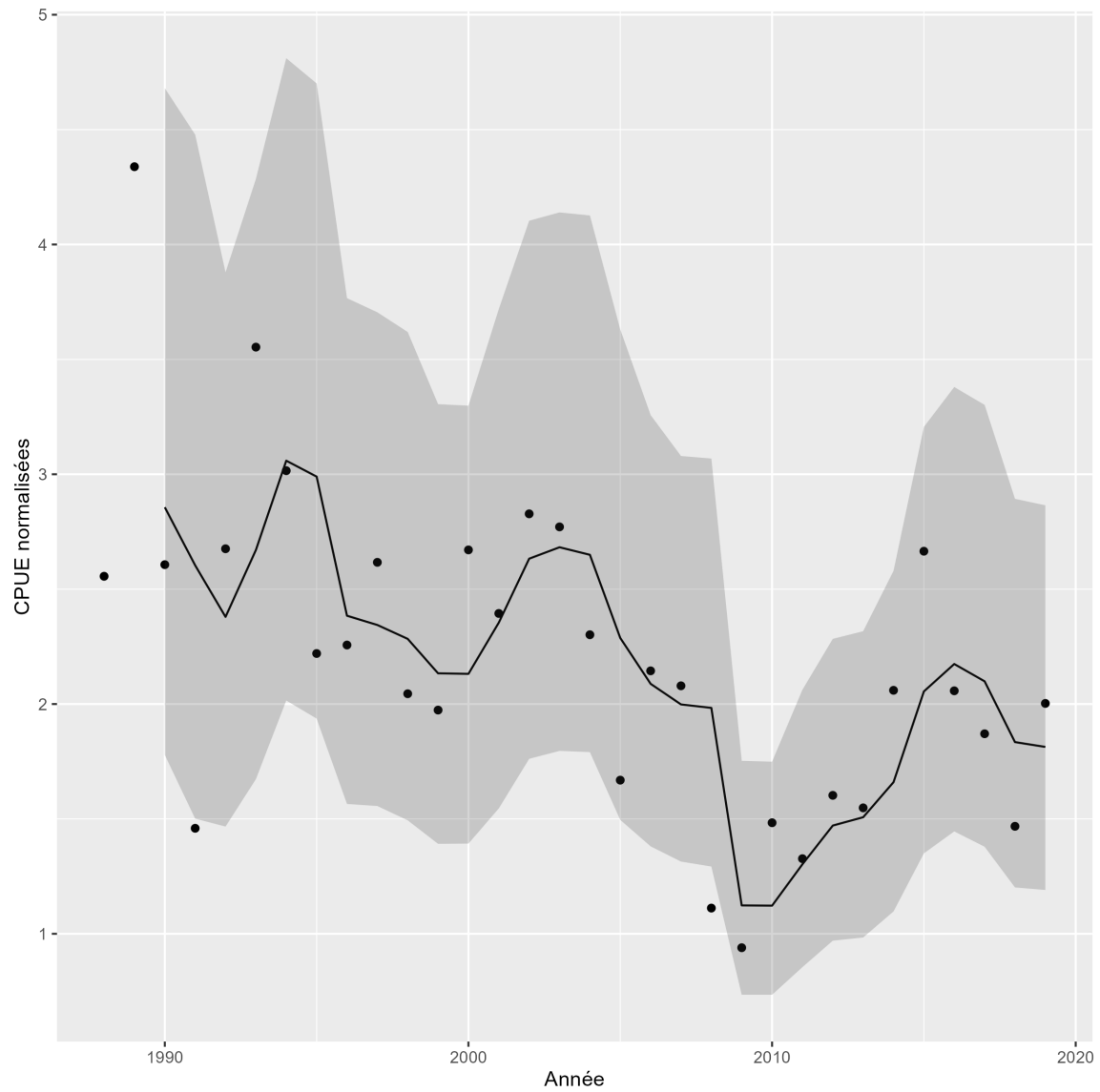


Figure 5. Capture par unité d'effort (CPUE, crabes par casier) normalisée des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire dans le relevé indépendant de la pêche du MPO. La ligne noire représente une médiane mobile sur trois ans de la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, et la région ombrée représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

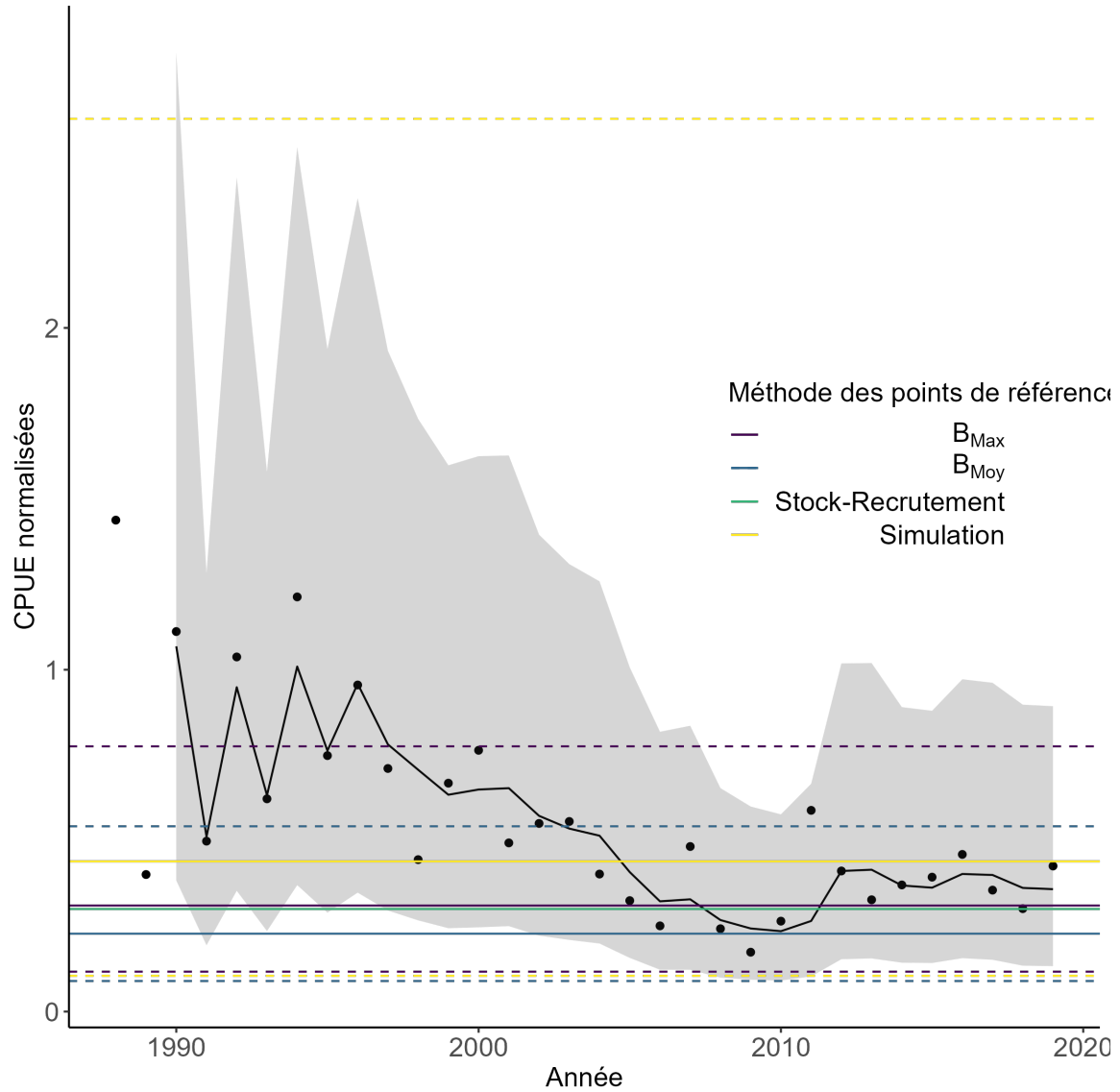


Figure 6. Capture par unité d'effort (CPUE, crabes par casier) normalisée des femelles dans le relevé indépendant de la pêche du MPO. Les lignes pleines horizontales représentent les points de référence limites et les lignes en pointillé représentent les intervalles de crédibilité bayésiens à 95 %. Chaque couleur représente une méthode différente d'estimation des points de référence. La ligne noire représente une médiane mobile sur trois ans de la CPUE des femelles, et la région ombrée représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

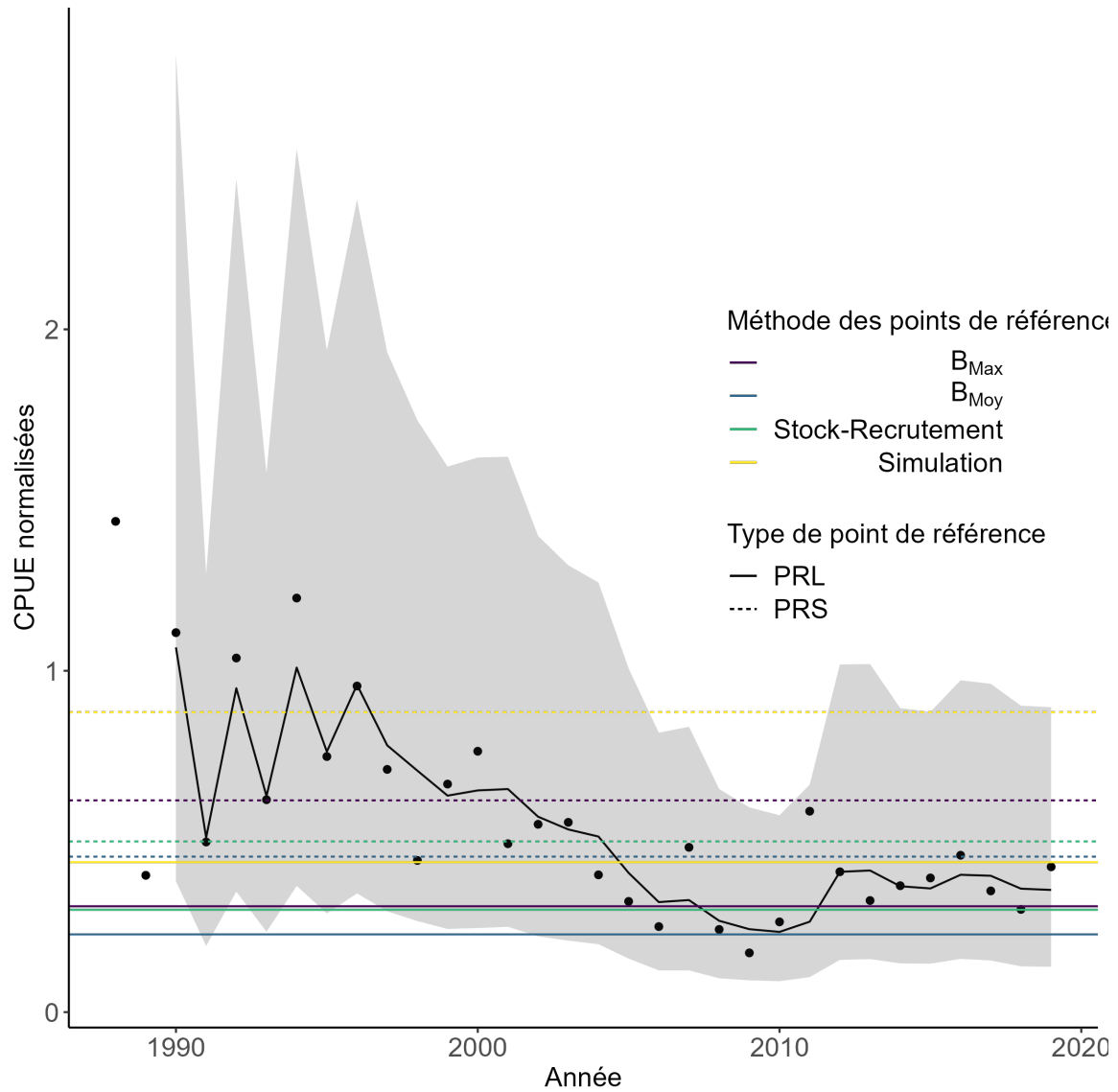


Figure 7. Capture par unité d'effort (CPUE, crabes par casier) normalisée des femelles dans le relevé indépendant de la pêche du MPO. Les lignes horizontales représentent des points de référence provisoires. Chaque couleur représente une méthode différente d'estimation des points de référence. Les lignes pleines représentent les PRL et les lignes en pointillé les PRS. La ligne noire représente une médiane mobile sur trois ans de la CPUE des femelles, et la région ombrée représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

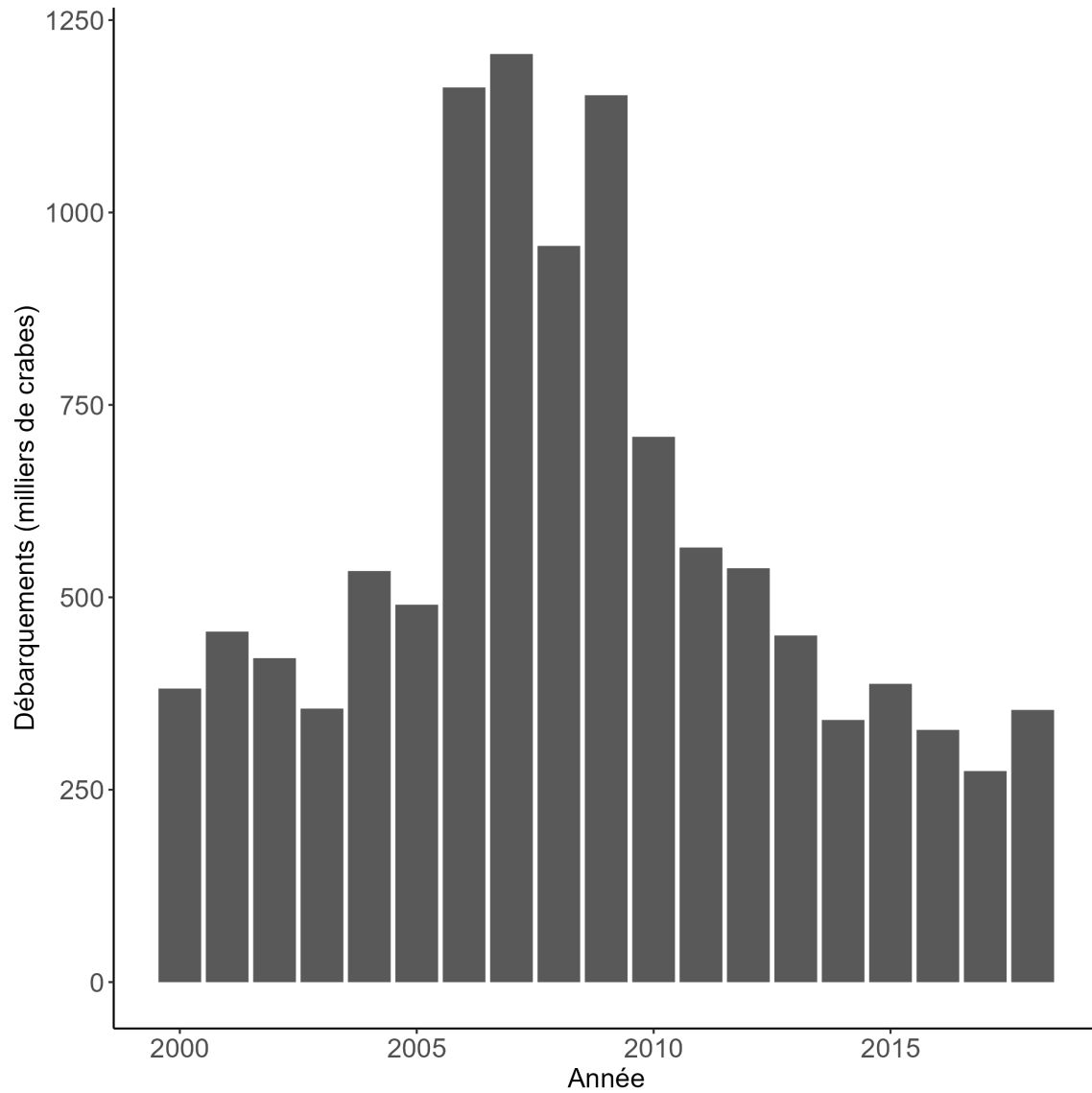


Figure 8. Débarquements commerciaux (en milliers de crabes) entre 2000 et 2019 dans la partie des ZGC I et J utilisée dans cette analyse.

ANNEXE A. DÉTERMINER LES VALEURS APPROPRIÉES DES PARAMÈTRES

A.1. ESTIMER LA PROPORTION DE CRABES MOUS ET DE LA PROPORTION DE FEMELLES DANS LES CAPTURES

Nous avons utilisé un modèle linéaire généralisé bayésien pour estimer la proportion de crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, de crabes mâles de taille réglementaire (*PSL*) et de crabes femelles (*PSF*) qui étaient mous à la suite de la mue dans les prises commerciales de chaque période de pêche. Nous avons modélisé le temps de manière discrète parce que l'échantillonnage des fournisseurs de services peut être sporadique et que le regroupement des événements d'échantillonnage dans le temps simplifiait le modèle. Nous avons également utilisé cette approche bayésienne pour estimer la proportion de crabes femelles dans les prises de crabes femelles et de crabes mâles de taille réglementaire (*PF*). Pour plus de clarté, cette section se concentrera uniquement sur l'estimation de la proportion de mâles de taille réglementaire qui étaient mous, bien que le même modèle ait été utilisé pour estimer les autres proportions. On a supposé que le nombre de crabes mâles de taille réglementaire à carapace molle ($N_{y,i}$) pour une année donnée (y) et une période de pêche (i) suivait une distribution binomiale puisqu'il n'y a que deux résultats possibles (c'est-à-dire qu'un crabe est à carapace molle ou à carapace dure) :

$$N_{y,i} \sim B(TN_{y,i}, p_{y,i}) \quad (\text{A.1})$$

où $TN_{y,i}$ est le nombre total de crabes mâles de taille réglementaire à carapace dure ou molle dans les captures, et $p_{y,i}$ représente la probabilité qu'un crabe mâle de taille réglementaire soit à carapace molle au cours de l'année y et de la période i . Les effets de l'année (YE) et de la période de pêche (PE) sur p ont été estimés à l'aide de la fonction de lien logit :

$$\text{logit}(p_{y,i}) = YE_y + PE_{y,i} + \phi_{y,i} \quad (\text{A.2})$$

où ϕ est une variable aléatoire issue d'une distribution normale de moyenne 0 et d'écart de σ_ϕ^2 . Les effets de l'année sont supposés être normalement distribués avec une structure hiérarchique :

$$YE_y \sim N(\Upsilon, \sigma_\Upsilon^2) \quad (\text{A.3})$$

avec les valeurs hyper a priori Υ et σ_Υ^2 , où Υ est la moyenne générale de l'effet de l'année et σ_Υ^2 est la variance de la distribution normale. La structure hiérarchique permet à la proportion de mâles de taille réglementaire à carapace dure et à carapace molle de varier d'une année à l'autre, tout en intégrant des informations transmises entre les années. Les effets de la période de pêche sont également supposés être distribués normalement avec une structure hiérarchique :

$$PE_{y,i} \sim N(\Psi_i, \sigma_\Psi^2) \quad (\text{A.4})$$

avec les valeurs hyper a priori Ψ et σ_Ψ^2 , où Ψ est la moyenne générale de l'effet de la période de pêche et σ_Ψ^2 est l'écart de la distribution normale.

La proportion attendue de mâles à carapace molle de taille réglementaire pour chaque période a été calculée comme suit :

$$PSL_i = \frac{e^{\Upsilon + \Psi_i}}{1 + e^{\Upsilon + \Psi_i}} \quad (\text{A.5})$$

Les analyses bayésiennes ont été effectuées pour produire des distributions de probabilité a posteriori pour les paramètres à l'aide de RStan (Stan Development Team 2020). Des distributions a priori vagues ont été imposées pour permettre l'estimation des paramètres à partir des données.

Les distributions a priori du modèle sont énumérées dans le tableau A.1. Quatre chaînes ont été utilisées, avec 10 000 itérations par chaîne. Les 5 000 premières itérations sur chaque chaîne ont été utilisées comme amorce. La convergence a été considérée comme atteinte lorsque les valeurs de \hat{R} dans le résultat de RStan étaient proches de 1 (Vehtari *et al.* 2021).

Tableau A.1. Valeurs a priori utilisées dans l'estimation bayésienne des proportions

Parameter	Description
$\Upsilon \sim N(0, 10^2)$	A priori de Υ
$\Psi \sim N(0, 10^2)$	A priori de Ψ
$\sigma_\phi \sim Cauchy(0, 5)$	A priori de σ_ϕ
$\sigma_\Upsilon \sim Cauchy(0, 5)$	A priori de σ_Υ
$\sigma_\Psi \sim Cauchy(0, 5)$	A priori de σ_Ψ

A.1.1. PROPORTIONS DES RÉSULTATS DE CRABES À CARAPACE MOLLE

La proportion estimée de mâles à carapace molle de taille réglementaire a été relativement constante tout au long de la saison de pêche (figure A.1). La proportion de crabes à carapace molle de taille inférieure à la taille réglementaire a diminué au cours de la seconde moitié de la saison de pêche (figure A.2). La proportion de crabes femelles à carapace molle a atteint son maximum en début de saison (période 3) et était généralement faible par ailleurs (figure A.3). La proportion de femelles dans les captures de crabes femelles et de crabes mâles de taille réglementaire a atteint son maximum au milieu de la saison de pêche et son minimum à la fin de celle-ci (figure A.4).

Tableau A.2. Proportion estimée de crabes femelles à carapace molle, de crabes de taille réglementaire et de crabes de taille inférieure à la taille réglementaire dans les captures commerciales pour chaque période de pêche, ainsi que la proportion de crabes femelles dans les captures de crabes mâles et crabes femelles de taille réglementaire.

Période	Femelles à carapace molle (PSF)	À carapace molle et de taille réglementaire	À carapace molle et de taille inférieure à la taille réglementaire	Femelles dans la capture
1	0,146	0,184	0,235	0,261
2	0,272	0,163	0,213	0,314
3	0,482	0,196	0,274	0,425
4	0,379	0,254	0,325	0,447
5	0,308	0,193	0,255	0,540
6	0,165	0,167	0,248	0,698
7	0,148	0,240	0,254	0,376
8	0,127	0,111	0,224	0,447
9	0,043	0,195	0,187	0,354
10	0,102	0,100	0,140	0,288
11	0,077	0,172	0,084	0,085

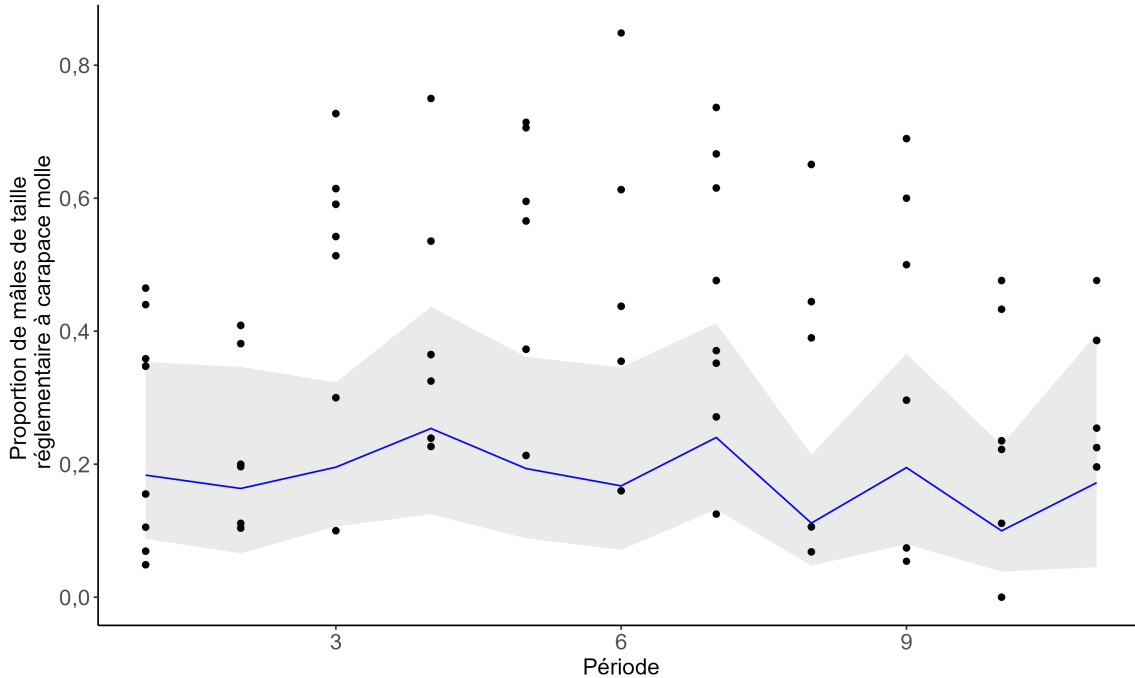


Figure A.1. Proportion de crabes mâles à carapace molle de taille réglementaire dans chaque période de pêche (demi-mois). La ligne représente l'estimation moyenne du modèle et le polygone gris représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

A.2. ESTIMATION DU TAUX D'EXPLOITATION POUR CHAQUE PÉRIODE DE PÊCHE À L'AIDE DE LA MÉTHODE LESLIE

Nous avons estimé les taux d'exploitation moyens pour chaque période de pêche en utilisant la méthode Leslie (Leslie et Davis 1939). Nous avons utilisé la relation linéaire entre les captures cumulées et la CPUE (figure A.8) pour estimer l'abondance initiale des crabes $N_{0,y,1}$:

$$N_{0,y,1} = \frac{CPUE_{y,1}}{-q_y} \quad (\text{A.6})$$

où $CPUE_{y,1}$ est la CPUE au début de la saison de pêche de chaque année y et le point d'intersection avec l'axe des y dans la figure A.8. q_y est la capturabilité au début de la saison de pêche de chaque année y , et $-q_y$ est la pente de chaque ligne de la figure A.8. Cette capturabilité est supposée être constante pour les quatre premières périodes de chaque année, compte tenu de la pente constante ($-q_y$) pour les quatre premiers points de chaque année. Nous avons estimé le taux d'exploitation au cours de la première période à partir de l'abondance initiale estimée ($N_{0,y,1}$), et de la capture observée :

$$E_{y,1} = \frac{C_{y,1}}{N_{0,y,1}} \quad (\text{A.7})$$

où $C_{y,1}$ est la capture au cours de la première période de pêche de chaque année y .

Nous avons estimé le taux d'exploitation moyen au cours de la première période de pêche (\bar{E}_1) pour toutes les années disponibles dans l'ensemble de données (2009 à 2019) :

$$\bar{E}_1 = \frac{\sum_y E_{y,1}}{NY} \quad (\text{A.8})$$

où NY est le nombre d'années.

Nous avons estimé les taux d'exploitation moyens des périodes suivantes d'après le niveau d'effort (nombre de casiers) pendant cette période, par rapport à l'effort de la première période nécessaire pour atteindre le taux d'exploitation moyen \bar{E}_1 :

$$\bar{E}_i = \bar{E}_1 \times H_i \times c_i \quad (\text{A.9})$$

où H_i est l'effort relatif au cours de la période i et c_i est un facteur d'échelle représentant la diminution de la capturabilité. Nous avons supposé que la capturabilité était constante au cours des quatre premières périodes de pêche, qu'elle diminuait de 50 % au cours de la cinquième période et qu'elle diminuait encore de 5 % au cours de chaque période suivante. Cette modification de la capturabilité est basée sur les observations faites par les pêcheurs commerciaux. Les taux d'exploitation élevés estimés au cours des quatre premières périodes de pêche signifient que l'incertitude liée à l'évolution de la capturabilité a un effet minime sur les taux d'exploitation annuels (c'est-à-dire que la plupart des crabes légaux sont capturés au cours des deux premiers mois de la saison commerciale).

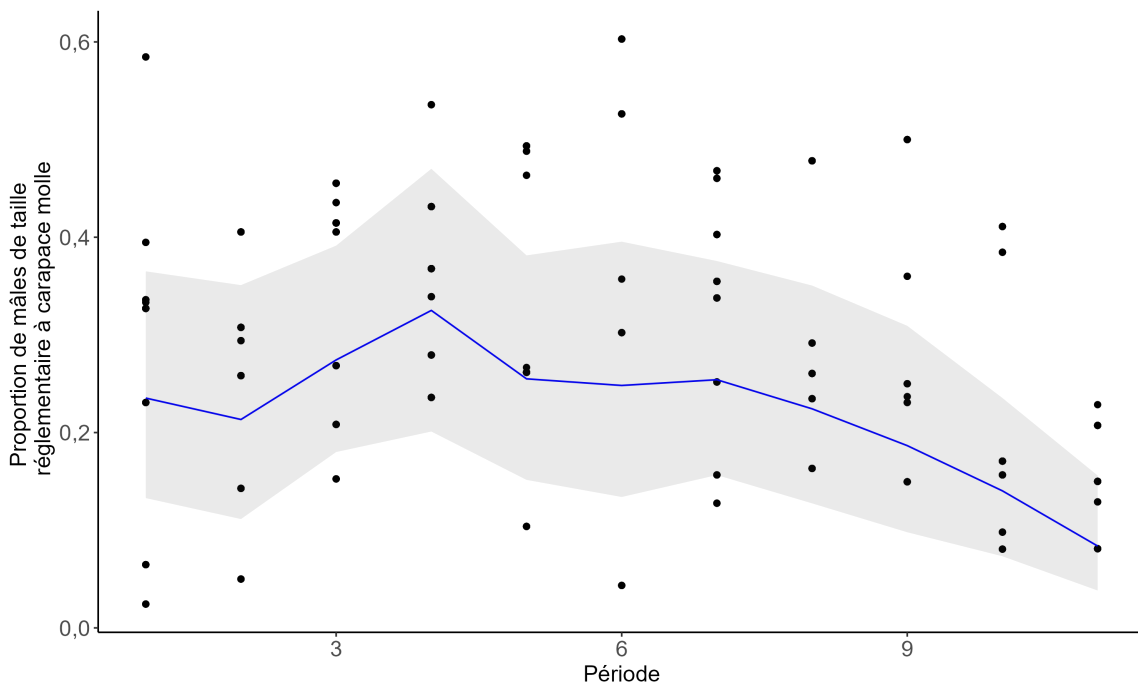


Figure A.2. Proportion de crabes mâles à carapace molle de taille inférieure à la taille réglementaire au cours de chaque période de pêche (demi-mois). La ligne représente l'estimation moyenne du modèle et le polygone gris représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

Les taux d'exploitation moyens estimés sont présentés dans le tableau A.3. Les estimations moyennes du taux d'exploitation pour chaque période de pêche ont été utilisées dans les tests de simulation (section 2.3.3).

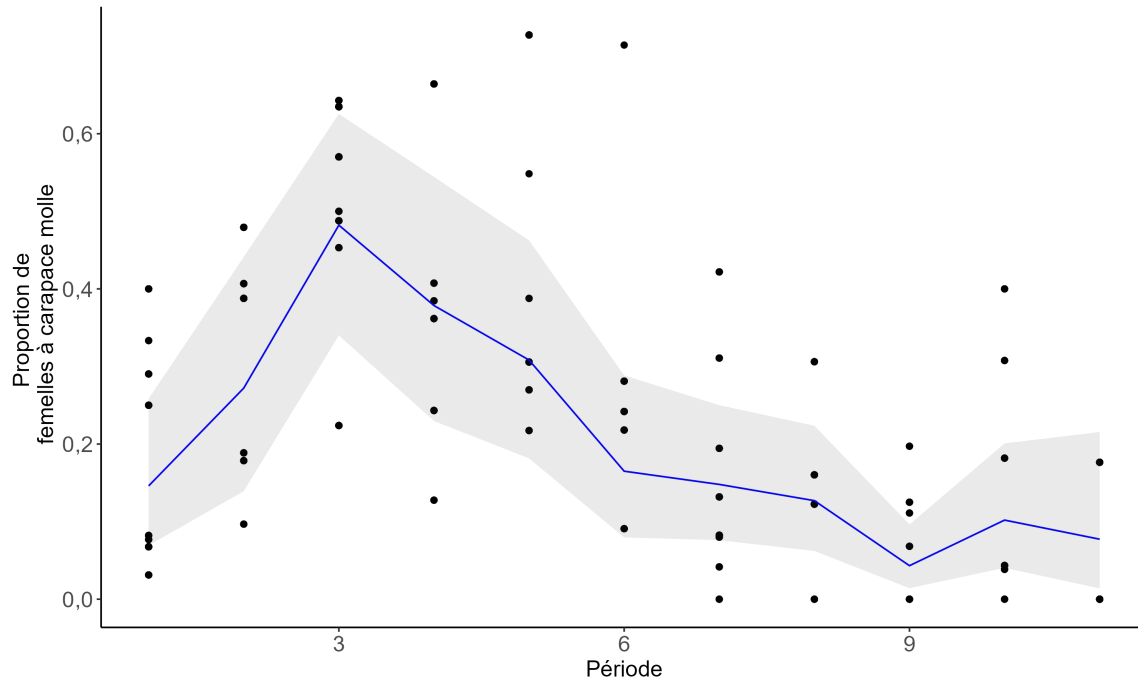


Figure A.3. Proportion de crabes femelles à carapace molle dans chaque période de pêche (demi-mois). La ligne représente l'estimation moyenne du modèle et le polygone gris représente l'intervalle de crédibilité de 95 %.

Les cinq hypothèses nécessaires de la méthode Leslie s'appliquent à la pêche du crabe dormeur en Colombie-Britannique. Nous supposons que les hypothèses relatives à la population fermée, à la concurrence entre les casiers et à la capturabilité sont respectées et sont basées sur la relation linéaire entre la CPUE et les captures cumulées, qui est la ligne directrice énoncée dans Delury (1947). Les deux dernières hypothèses sont que l'ensemble de la population est disponible à la pêche et que la pêche est suffisamment importante pour réduire la CPUE. Ces deux éléments sont raisonnables pour la pêche au crabe dormeur en Colombie-Britannique. Nous n'estimons les taux d'exploitation que pour les crabes mâles de taille réglementaire, et les taux d'exploitation sont suffisamment élevés pour que la majorité des crabes mâles de taille réglementaire soient capturés au cours d'une saison de pêche.

A.2.1. RÉSULTATS DU TAUX D'EXPLOITATION

Les taux d'exploitation moyens estimés (proportion de crabes prélevés par la pêche) étaient les plus élevés (plus de 0,4) au cours des quatre premières périodes de pêche (juin à août) (tableau A.3). Le taux d'exploitation moyen estimé a diminué tout au long de la saison de pêche à mesure que le paramètre d'échelle supposé du coefficient de capturabilité (c_i) diminuait en raison de la baisse de l'abondance des mâles de taille réglementaire. Les taux d'exploitation moyens estimés pour les trois dernières périodes étaient inférieurs à 0,1, lorsque la capturabilité était la plus faible. Le taux d'exploitation total des mâles de taille réglementaire pendant la saison de pêche était supérieur à 0,95.

La variabilité du taux d'exploitation estimé est très faible. L'écart-type du taux d'exploitation au cours de la première période de pêche était de 0,046 avec un coefficient de variation de 10 %.

Tableau A.3. Taux d'exploitation moyen au cours de chaque période bimensuelle de la saison de pêche commerciale.

Période de pêche (i)	\bar{E}_i
1	0,3907
2	0,5765
3	0,5411
4	0,4834
5	0,2218
6	0,2009
7	0,1635
8	0,1177
9	0,0838
10	0,0551
11	0,0260

A.3. ESTIMATION DE LA PROPORTION DE NOUVEAUX CRABES À CARAPACE MOLLE DE TAILLE RÉGLEMENTAIRE DANS LES CAPTURES POUR CHAQUE PÉRIODE DE PÊCHE

Les crabes de taille inférieure à la taille réglementaire muent et deviennent des crabes de taille réglementaire pendant la saison de pêche. Cette mue représente un recrutement qui doit être pris en compte dans le processus de simulation. Nous avons supposé qu'un crabe qui vient de muer (« nouveau crabe à carapace molle ») reste à carapace molle pendant un certain temps NPH , au cours duquel il est appelé « vieux crabe à carapace molle », avant de devenir un crabe à carapace dure. NPH a été supposé correspondre à quatre périodes de pêche, selon les critères du MPO pour un crabe à carapace molle (par exemple, Dunham *et al.* 2011). Les étapes suivantes ont été suivies pour calculer la proportion de nouveaux crabes à carapace molle de taille réglementaire (mâles) pour chaque période de pêche :

1. Pour initialiser le processus, nous avons supposé que la proportion de crabes à carapace molle de taille réglementaire qui se trouvaient à chaque stade de dureté d (d varie de 1 à 4) au cours de la période i , PSS_i était de $\frac{1}{NPH}$ au cours de la première période de pêche, où NPH est le nombre de périodes nécessaires pour qu'un nouveau crabe à carapace molle durcisse complètement. La valeur pour PSS_1 a été utilisée pour estimer le nombre de crabes à carapace molle de taille réglementaire à chaque stade de dureté ($NS_{d,i}$) au cours de la première période de pêche :

$$NS_{d,1} = NL_1 \times PSL_1 \times PSS_1 \quad (\text{A.10})$$

où NL_1 est le nombre de crabes de taille réglementaire au début de la saison de pêche ($NL_1 = 30\ 000$; puisque cette approche est basée sur la CPUE, la valeur de NL_1 s'annule et les résultats seront inchangés si une valeur différente est utilisée).

2. Nous avons ensuite initialisé la proportion de nouveaux crabes à carapace molle de taille réglementaire au cours de la première période :

$$PNS_i = \frac{NS_{1,1}}{NL_1} \quad (\text{A.11})$$

3. Nous avons estimé le total des captures de crabes de taille réglementaire (CL_i) :

$$CL_i = NL_i \times \bar{E}_i \quad (\text{A.12})$$

où \bar{E}_i est le taux d'exploitation moyen estimé pour la période de pêche (tableau A.3).

4. Les captures correspondantes de crabes à carapace molle de taille réglementaire ont été calculées :

$$CSL_i = CL_i \times PSL_i \quad (\text{A.13})$$

5. Nous avons estimé le nombre de crabes à carapace molle de taille réglementaire qui ont survécu jusqu'à la période de pêche suivante, et qui sont donc devenus des vieux crabes à carapace molle ($d \geq 2$), en retirant les crabes qui sont morts à cause de la pêche ou de la mortalité naturelle :

$$NS_{d \geq 2, i+1} = e^{-M \times \frac{15}{365}} \times (NS_{d-1, i} - CSL_i) \times \frac{NS_{d-1, i}}{\sum_h NS_{d-1, i}} \quad (\text{A.14})$$

6. Nous avons converti ce chiffre en une proportion de vieux crabes à carapace molle dans l'ensemble des crabes de taille réglementaire au cours de la période de pêche suivante :

$$POS_{i+1} = \frac{\sum_d NS_{d \geq 2, i}}{(NL_i - CL_i) \times e^{-M \times \frac{15}{365}}} \quad (\text{A.15})$$

7. Nous avons retiré cette proportion de la proportion de tous les crabes à carapace molle de taille réglementaire estimée de manière indépendante (dans la section A.1.) au cours de la période de pêche suivante ($PSL_i + 1$, tableau A.2), afin d'estimer la proportion de nouveaux crabes à carapace molle de taille réglementaire au cours de la période de pêche suivante :

$$PNS_{i+1} = \begin{cases} PSL_{i+1} - POS_{i+1}, & PSL_{i+1} \geq POS_{i+1} \\ 0, & PSL_{i+1} < POS_{i+1} \end{cases} \quad (\text{A.16})$$

8. Nous avons estimé le nombre de nouveaux mâles à carapace molle de taille réglementaire pour la période de pêche suivante :

$$NS_{1, i+1} = e^{-M \times \frac{15}{365}} (NL_i - CL_i) \times \frac{PNS_{i+1}}{1 - PNS_{i+1}} \quad (\text{A.17})$$

9. Nous avons estimé le nombre de crabes mâles de taille réglementaire au cours de la période de pêche suivante en supprimant les décès dus à la pêche et à la mortalité naturelle et en ajoutant les crabes ayant récemment mué :

$$NL_{i+1} = (NL_i - CL_i) \times e^{-M \times \frac{15}{365}} + NS_{1, i+1} \quad (\text{A.18})$$

Les valeurs pour $NS_{d, i+1}$ et NL_{i+1} , ont été utilisées pour répéter les étapes 3 à 9 jusqu'à la fin de la saison de pêche.

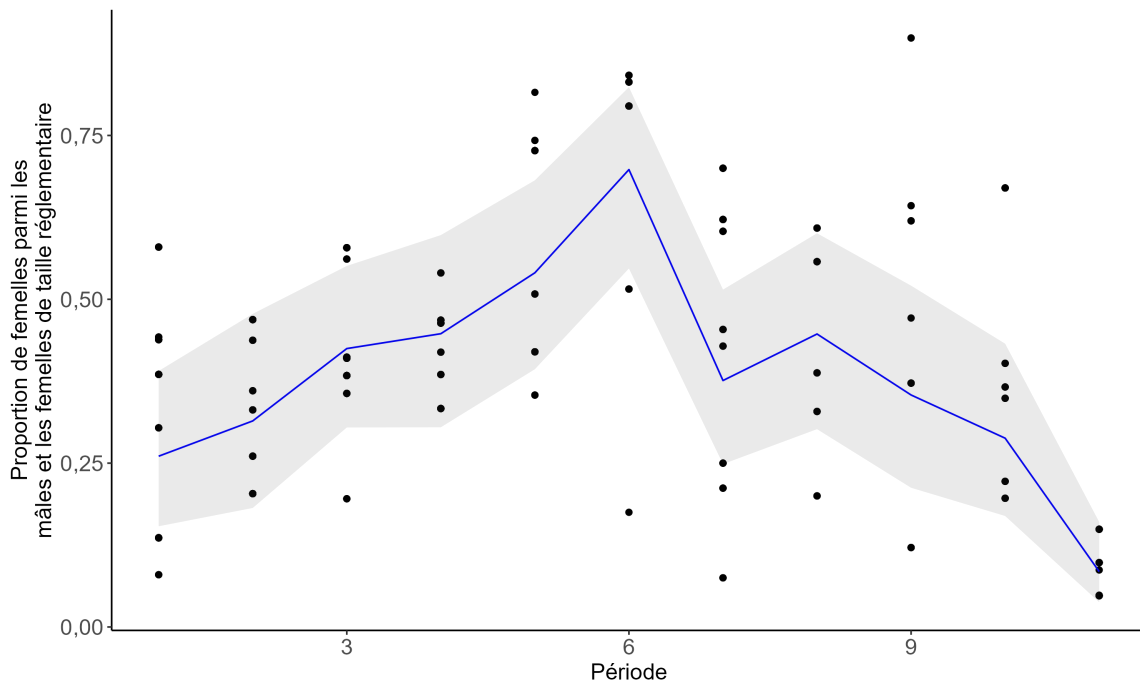


Figure A.4. Proportion de crabes femelles dans les prises de crabes femelles et de crabes mâles de taille réglementaire au cours de chaque période de pêche (demi-mois). La ligne représente l'estimation moyenne du modèle et le polygone gris représente l'intervalle de crédibilité de 95 %.

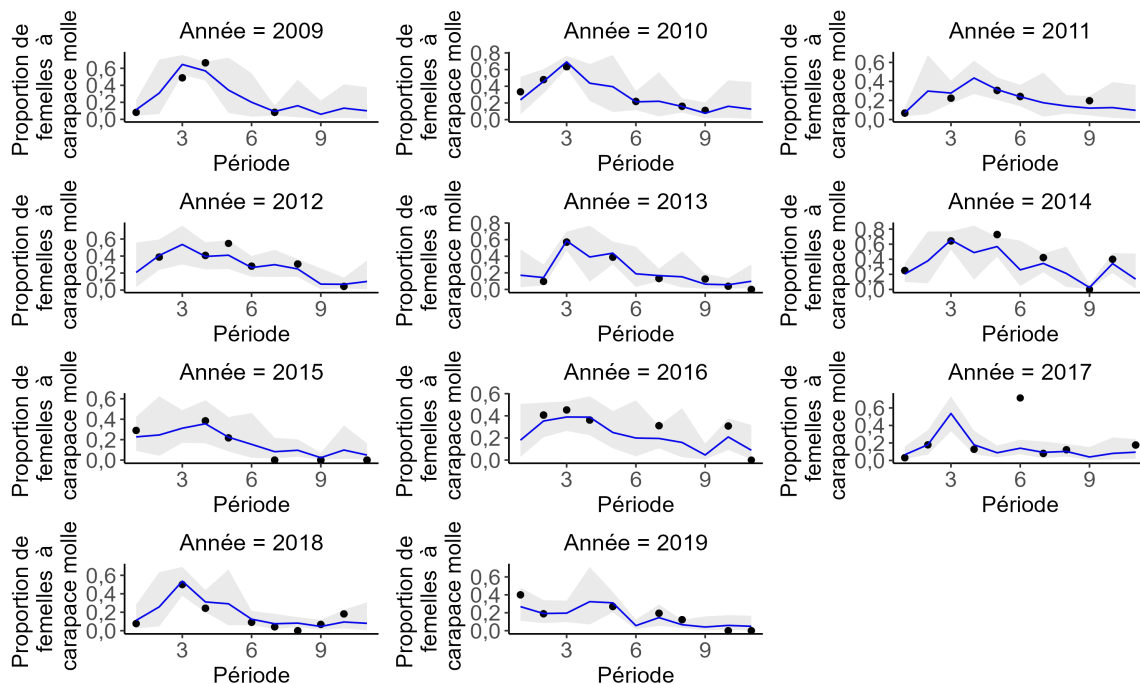


Figure A.5. Proportion de crabes femelles à carapace molle dans chaque période de chaque année. La ligne représente l'estimation moyenne du modèle et le polygone gris représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

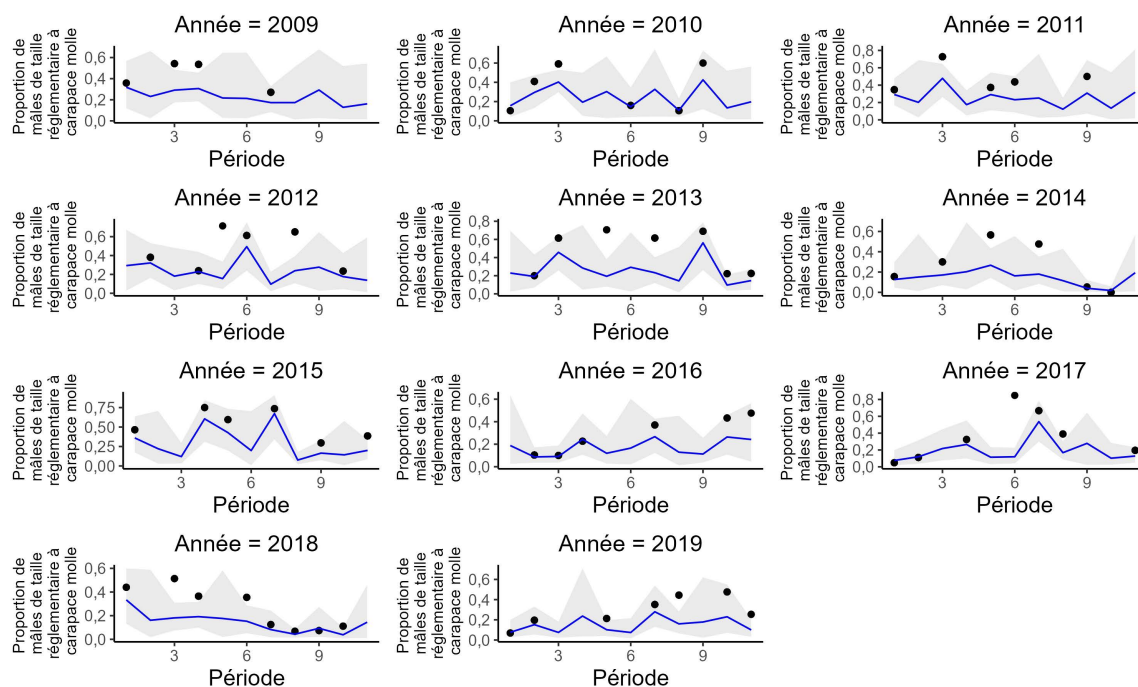


Figure A.6. Proportion de crabes mâles à carapace molle de taille réglementaire pour chaque période et chaque année. La ligne représente l'estimation moyenne du modèle et le polygone gris représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

A.4. PROPORTION DE FEMELLES QUI SONT DE NOUVELLES RECRUES

Pour déterminer l'augmentation de la population femelle à chaque période de pêche attribuable à la mue, nous avons calculé la proportion de la distribution par taille capturée dans la pêche qui était nouvellement vulnérable aux casiers. Nous avons procédé en trois étapes pour déterminer cette proportion :

1. Nous avons déterminé la distribution par taille des crabes femelles en utilisant les données sur les prises commerciales des fournisseurs de services ;
2. Nous avons calculé le seuil à partir duquel un nouveau crabe femelle à carapace molle devient vulnérable aux casiers avant la mue, en utilisant une équation de régression à partir de Hankin *et al.* (1989) ($y = 32,93 + 0,1374x$ où x est l'accroissement à la mue (augmentation de taille due à la mue) et y est la largeur de la carapace avant la mue) ;
3. Nous avons déterminé la proportion de crabes femelles à carapace molle dans les prises commerciales qui étaient nouvellement vulnérables aux casiers.

Moins de 5 % des crabes femelles capturées dans les casiers commerciaux ont une taille inférieure à 110 mm et moins de 5 % ont une taille supérieure à 153 mm. Entre ces limites, le pourcentage cumulé de crabes femelles dans les casiers augmente exponentielle. On suppose donc que les crabes à carapace molle d'une taille supérieure à 109 mm, mais inférieure à la taille maximale d'un crabe femelle nouvellement recruté (c'est-à-dire la taille seuil), ont récemment été recrutés dans la population vulnérable aux casiers commerciaux.

Un crabe femelle de 109 mm avant la mue atteindra 127 mm après la mue. Il s'agit de la taille seuil, la taille maximale d'un crabe femelle nouvellement recruté. D'après les données sur les captures commerciales des fournisseurs de services, environ 21 % des crabes à carapace molle se situent dans cette fourchette de taille. Pour tenir compte du fait que les crabes ont une carapace molle pendant plusieurs périodes de pêche, nous avons divisé ce pourcentage par le temps nécessaire à un crabe à carapace molle pour durcir, que nous avons supposé être de quatre périodes de pêche, selon le protocole d'échantillonnage du MPO (Dunham *et al.* 2011). Par conséquent, pour chaque période de pêche, la proportion de la population femelle qui est constituée de nouvelles recrues est 0,0525 fois la proportion de crabes à carapace molle.

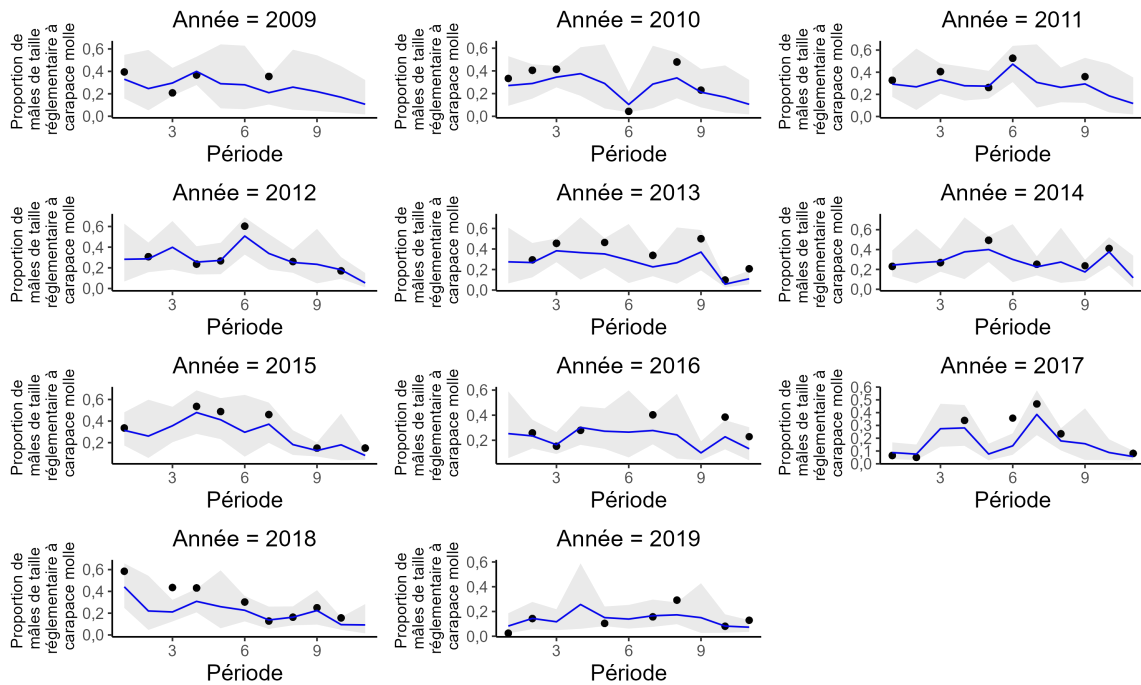


Figure A.7. Proportion de crabes mâles à carapace molle de taille inférieure à la taille réglementaire pour chaque période et chaque année. La ligne représente l'estimation moyenne du modèle et le polygone gris représente l'intervalle de crédibilité à 95 %.

A.5. MORTALITÉ DUE À LA MANIPULATION

L'étude actuelle suit Zhang et Dunham (2013) en utilisant une mortalité liée à la manipulation de 5 % pour les crabes femelles à carapace dure et de 25 % pour les crabes femelles à carapace molle. Les taux de mortalité par manipulation sont influencés par la dureté de la carapace, la taille, le sexe, les blessures, le temps écoulé depuis la remise à l'eau et la mesure dans laquelle l'étude imite la pêche, ce qui rend les comparaisons directes difficiles et rend leur application délicate. Ces problèmes sont encore aggravés par le fait que les études de marquage ne permettent d'examiner que le taux de retour relatif des crabes durs par rapport aux crabes à carapace molle et ne sont pas en mesure de faire la distinction entre la mortalité due à la manipulation et la mortalité naturelle après la remise à l'eau (Kruse *et al.* 1994). Les taux de mortalité liés à la manipulation utilisés dans la présente étude se situent toutefois dans la fourchette des valeurs publiées disponibles.

Une étude récente a révélé une mortalité totale par manipulation de 8 % pour les crabes femelles (à carapace dure et molle) ; cependant, elle n'a pas été en mesure de différencier les crabes femelles à carapace dure des crabes femelles à carapace molle en raison de la petite taille de l'échantillon pour les crabes femelles à carapace molle (Yochum *et al.* 2017). Tegelberg et Magoon (1971) a constaté une mortalité par manipulation de 16 % pour les crabes non marqués à carapace molle et de 4 % pour les crabes non marqués à carapace dure. Bien que le sexe des crabes ne soit pas mentionné, ils sont qualifiés de « taille réglementaire » et l'on peut supposer qu'il s'agit de mâles, puisque les femelles ne sont pas retenues dans le cadre de la pêche. Stewart (1974) résumait un certain nombre d'études antérieures réalisées par Tegelberg (1970, 1972a, 1972b, citées dans ce document) et indiquait que les crabes à carapace molle de « taille réglementaire » manipulés de la même manière que ceux de la pêche commerciale, puis maintenus en profondeur dans des casiers commerciaux, présentent une mortalité de 10 à 15 % après 2 jours, de 15 à 16 % après 4 jours et de 22 à 25 % après 6 à 7 jours. Ces taux de mortalité étaient exacerbés (> 40 % de mortalité) lorsque les crabes perdaient des membres ou tombaient sur le pont au cours de la manipulation. Murphy et Kruse (1995) présentent une bibliographie annotée des effets de la manipulation sur les crabes et les homards, et un rapport technique cité dans ce document (Barry 1981) fait état de mortalités dues à la manipulation pour le crabe dormeur à carapace molle allant de 11 à 50 %. Nous avons donc utilisé des mortalités de manipulation de 5 % et 25 % pour être cohérents avec les recherches antérieures du MPO et avec la documentation scientifique.

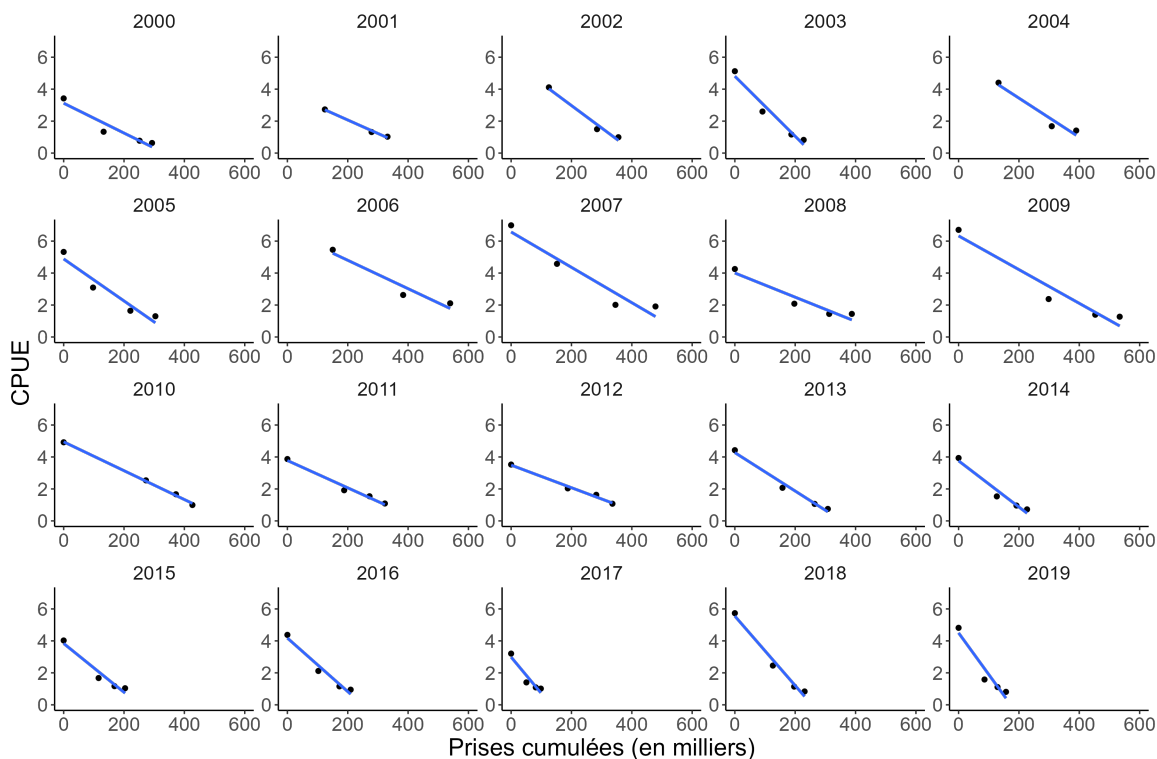


Figure A.8. La CPUE commerciale des mâles de taille réglementaire et le total des captures cumulées au cours des quatre premières périodes de pêche de chaque année. La relation linéaire entre la CPUE et la capture accumulée a été utilisée pour estimer la CPUE initiale et la capturabilité pour chaque année.

ANNEXE B. MODÈLE DE SIMULATION

Nous avons établi la simulation avec onze périodes de pêche, chacune égale à un demi-mois, entre le 15 juin et le 30 novembre (c'est-à-dire du 15 au 30 juin, du 1^{er} au 15 juillet, etc.) Nous avons utilisé la relation stock-recrutement de Beverton-Holt avec un décalage de quatre ans entre la CPUE des femelles (géniteurs) et la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire (recrues), et nous avons supposé un taux de mortalité naturel annuel fixe (M) de 0,97 (Zhang *et al.* 2004), car les simulations étaient relativement insensibles au paramètre de mortalité naturelle. Nous avons également estimé le taux d'exploitation moyen (\bar{E}_i), la proportion moyenne de femelles à carapace molle (PSF_i), la proportion moyenne de nouveaux mâles à carapace molle de taille réglementaire (PNS_i), et la proportion moyenne de femelles parmi les femelles et les mâles de taille réglementaire capturés (PF_i) à chaque période de pêche à partir des données sur les prises commerciales (voir les sections A.2.-A.3. pour plus de détails). En outre, bien que les femelles capturées soient relâchées, certaines d'entre elles meurent des suites de leur manipulation. Les taux de mortalité par manipulation ont été fixés à 25 % et 5 % pour les femelles à carapace molle (h_1) et les femelles à carapace dure (h_2), respectivement, selon des estimations indépendantes de la mortalité liée à la manipulation (voir l'annexe A). Le rapport entre le nombre de crabes femelles et le nombre de crabes mâles de taille réglementaire au début de la saison de pêche a été fixé à 1,5, ce qui correspond approximativement au rapport médian observé dans les relevés indépendants de la pêche du printemps. Nous avons supposé que 5,25 % des femelles à carapace molle de chaque période de pêche étaient de nouvelles reproductrices (voir l'annexe A). Pour estimer le nombre total de femelles à partir de la CPUE des femelles, on a supposé un coefficient de capturabilité (f_q) de 0,0001. L'utilisation d'une valeur différente pour f_q n'a pas modifié les résultats de la simulation, car cette valeur a été appliquée au début et à la fin des simulations (voir l'annexe C).

Chaque simulation a été initialisée en fixant une CPUE initiale des femelles à la fin de la saison de pêche ($UF0$), à partir de la série : $UF0 = [0, 1, 0, 2, \dots, 2, 5]$. Cette fourchette de valeurs de la CPUE des femelles représente des scénarios dans lesquels la taille de la population devrait être faible (c'est-à-dire où le PRL est le plus susceptible d'être fixé).

B.1. ÉQUILIBRE NON EXPLOITÉ

1. Nous avons estimé le nombre de femelles à la fin de la saison de pêche (période de pêche 12). Bien que les données empiriques soient principalement basées sur la CPUE, la conversion en nombres (abondance) simplifie la prise en compte des captures et de la mortalité dans les simulations.

$$NF0_{12} = \frac{UF0}{f_q} \quad (\text{B.1})$$

2. Nous avons recalculé le nombre de femelles ($NF0_i$) au début de la saison ($NF0_1$), en supposant qu'il n'y ait pas de pêche, à l'aide de l'équation progressive suivante :

$$NF0_i = \frac{NF0_{i+1} \times e^{M \times \frac{15}{365}}}{1 + 0.0525 \times PSF_i} \quad (\text{B.2})$$

où l'on a supposé que 5,25 % des femelles étaient de nouvelles reproductrices (voir l'annexe A). Cette étape a été répétée jusqu'à ce que le début de la saison soit atteint (période de pêche 1).

-
- Le nombre de femelles au début de la saison de pêche a été utilisé pour estimer le nombre de mâles de taille réglementaire au début de la saison de pêche, selon le ratio femelles/mâles de taille réglementaire observé dans le relevé indépendant de la pêche du printemps (ratio = 1,5 :1) :

$$NL0_1 = \frac{NF0_1}{1.5} \quad (\text{B.3})$$

- Nous avons estimé la CPUE des crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire à partir de la CPUE initiale des femelles en utilisant la relation stock-recrutement (équation 3).
- Nous avons calculé le rapport (r) entre le nombre de mâles de taille réglementaire et la CPUE de mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, à partir de la relation stock-recrutement de l'étape 1 :

$$r = \frac{NL0_1}{USL0} \quad (\text{B.4})$$

La valeur r a été utilisée dans les étapes suivantes de chaque simulation, comme lien entre les étapes annuelles. Le rapport est appliqué à la CPUE des mâles de taille inférieure à la normale (USL), afin de créer des taux de recrutement inférieurs à ceux qui seraient attendus de la relation stock-recrutement estimée de Beverton-Holt. Des valeurs plus faibles de $UF0$ se traduisent par un recrutement compensatoire moins important à des tailles de stocks reproducteurs plus faibles (voir l'annexe C pour de plus amples explications sur les valeurs de r et la manière dont elles sont appliquées).

B.2. ÉQUILIBRE EXPLOITÉ

- Pour initialiser la simulation dans le cadre d'une pêche continue, nous avons fixé la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire (USL) à la valeur d'équilibre non exploitée ($USL0$). Cela ne se produit que lors du premier pas de temps annuel de la simulation. Lors des pas de temps suivants, USL a été estimé à la fin du pas de temps précédent. Ce processus s'est répété jusqu'à ce que le nouvel équilibre soit atteint.

$$USL = USL0 \quad (\text{B.5})$$

- Nous avons estimé le nombre de mâles de taille réglementaire au début de la saison de pêche (à l'exclusion des mâles qui ont récemment mué) à partir du rapport tiré du scénario « non exploité » (r).

$$NL0_1 = r \times USL \quad (\text{B.6})$$

- Nous avons estimé le nombre de crabes femelles (à l'exclusion des crabes femelles qui ont récemment mué) à partir du rapport entre les femelles et les mâles dans le relevé de printemps (rapport moyen de ~1,5 :1) :

$$NF0_1 = 1.5 \times NL0_1 \quad (\text{B.7})$$

- Les crabes qui ont récemment mué ont été ajoutés au nombre de crabes mâles de taille réglementaire, selon la proportion estimée de crabes mâles de taille réglementaire récemment à carapace molle au cours de cette période de pêche. Il s'agit de crabes qui ont récemment atteint la taille limite réglementaire :

$$NL_i = NL0_i \times \left(1 + \frac{PNS_i}{1 - PNS_i}\right) \quad (\text{B.8})$$

5. Nous avons calculé les captures à partir du taux d'exploitation au cours de cette période de pêche, en faisant la moyenne des années 2009 à 2019 :

$$CL_i = NL_i \times \bar{E}_i \quad (\text{B.9})$$

6. Nous avons estimé le nombre de crabes de taille réglementaire qui ont survécu jusqu'à la période de pêche suivante en retirant la capture et en tenant compte de la mortalité naturelle au cours de cette période (c'est-à-dire 15 jours) :

$$NLo_{i+1} = (NL_i - CL_i) \times e^{-M \times \frac{15}{365}} \quad (\text{B.10})$$

7. Nous avons estimé le nombre de crabes femelles, y compris les crabes ayant récemment mué, à partir de la proportion estimée de nouveaux crabes femelles à carapace molle au cours de cette période de pêche, en supposant que 5,25 % de ces crabes étaient de nouvelles recrues :

$$NF_i = NF_{o_i} \times (1 + 0.0525 \times PSF_i) \quad (\text{B.11})$$

8. Nous avons estimé la capture totale de femelles en utilisant la proportion de crabes femelles au cours de la période de pêche et la capture de crabes de taille réglementaire au cours de cette période :

$$CF_i = \frac{CL_i \times PF_i}{1 - PF_i} \quad (\text{B.12})$$

9. Nous avons estimé la mortalité due à la manipulation en appliquant différents taux de mortalité due à la manipulation (h_1 , h_2) à la proportion de femelles à carapace molle et à carapace dure, respectivement.

$$MF_i = CF_i \times (PSF_i \times h_1 + (1 - PSF_i) \times h_2) \quad (\text{B.13})$$

10. Nous avons estimé le nombre de femelles qui ont survécu jusqu'à la période de pêche suivante en retirant le nombre de femelles qui sont mortes en raison de la mortalité due à la manipulation et de la mortalité naturelle au cours de cette période de pêche (15 jours) :

$$NF_{o_{i+1}} = (NF_i - MF_i) \times e^{-M \times \frac{15}{365}} \quad (\text{B.14})$$

11. Les étapes 4 à 10 ont été répétées jusqu'à la fin de la 11e période de pêche (c'est-à-dire $i = 12$).

12. Nous avons estimé la CPUE des femelles à partir du nombre estimé de femelles et de la capturabilité supposée :

$$UF = fq \times NF_{12} \quad (\text{B.15})$$

13. Nous avons estimé la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire selon la CPUE des femelles et la relation stock-recrutement (équation 3).

14. Nous avons utilisé la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire pour répéter les étapes 2 à 13, ce qui représente des générations continues de pêche aux niveaux actuels. Nous avons répété l'opération jusqu'à ce que l'écart entre deux CPUE consécutives des femelles en fin de saison soit inférieure à 1 %. Cette CPUE à l'équilibre des femelles a été estimée pour chaque CPUE initiale des femelles.

Tableau B.1. Description des symboles mathématiques utilisés, par ordre d'apparition.

Symbole	Description
$NF0_i$	Nombre de femelles à l'équilibre sans pêche initial pendant la période i
$UF0$	Valeur initiale de la CPUE des femelles
f_q	Coefficient de capturabilité supposé pour les femelles
M	Mortalité naturelle
PSF_i	Proportion de femelles à carapace molle pendant la période i
$NL0_i$	Nombre de crabes mâles de taille réglementaire à l'équilibre sans pêche pendant la période i
r	Rapport utilisé pour mettre à l'échelle le nombre de crabes mâles de taille réglementaire et pour réduire la croissance compensatoire
$USL0$	CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire à l'équilibre initial, selon une relation stock-recrutement
USL	CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire à l'équilibre avec pêche, selon une relation stock-recrutement
NLo_i	Nombre de crabes mâles de taille réglementaire pendant la période i , à l'exception des individus qui ont récemment mué
NL_i	Nombre de crabes mâles de taille réglementaire pendant la période i
NFo_i	Nombre de crabes femelles pendant la période i , à l'exception des individus qui ont récemment mué
PNS_i	Proportion des crabes mâles de taille réglementaire qui sont de nouveaux crabes à carapace molle pendant la période i
NF_i	Nombre de crabes femelles pendant la période i
CF_i	Prises de crabes femelles pendant la période i
MF_i	Nombre de crabes femelles touchés par la mortalité causée par la manipulation pendant la période i
h_1	Taux de mortalité causée par la manipulation pour les crabes à carapace molle
h_2	Taux de mortalité causée par la manipulation pour les crabes à carapace dure
UF	Estimation de la CPUE des femelles à la fin de l'année de simulation
PR	Pourcentage de réduction de la CPUE des femelles entre l'équilibre sans pêche et l'équilibre avec pêche
R	Recrutement selon le modèle de Beverton-Holt (CPUE des crabes dont la taille est inférieure à la taille réglementaire)
S	Reproducteurs selon le modèle de Beverton-Holt (CPUE des femelles)

Symbole	Description
α	Paramètre alpha du modèle de Beverton-Holt (recrutement asymptotique)
β	Paramètre bêta du modèle de Beverton-Holt (reproducteurs produisant un recrutement de $0,5 \times \alpha$)
ϵ	Variable d'erreur du modèle de Beverton-Holt
$N_{0,y,1}$	Estimation du nombre initial de crabes mâles de taille réglementaire pendant l'année y
$CPUE_{y,1}$	Nombre de prises commerciales de crabes par casier (CPUE) pendant la première période de l'année y
q_y	Capturabilité estimée à partir de la pente de la régression de la CPUE commerciale au fil du temps
$E_{y,1}$	Taux d'exploitation pendant la première période de l'année y
$C_{y,1}$	Prises observées pendant la première période de l'année y
\bar{E}_1	Estimation du taux d'exploitation moyen pendant la première période
NY	Nombre d'années, y , pendant lesquelles le taux d'exploitation moyen a été calculé
\bar{E}_i	Taux d'exploitation moyen pendant la période i
H_i	Effort pendant la période i par rapport à l'effort pendant la première période
c_i	Paramètre d'échelle pour représenter les changements liés à la capturabilité pendant la saison de pêche
$N_{y,i}$	Nombre de crabes mâles à carapace molle de taille réglementaire pendant l'année y et la période i
$TN_{y,i}$	Nombre total de crabes mâles de taille réglementaire pendant l'année y et la période i
YE_y	Effet de l'année y sur la probabilité que les crabes aient une carapace molle
$PE_{y,i}$	Effet de la période i sur la probabilité que les crabes aient une carapace molle
$\phi_{y,i}$	Variable d'erreur pour la probabilité que les crabes aient une carapace molle
γ	Moyenne de l'effet de l'année sur la probabilité que les crabes aient une carapace molle
σ_γ^2	Variance pour l'effet de l'année sur la probabilité que les crabes aient une carapace molle
ψ_i	Moyenne de l'effet de la période sur la probabilité que les crabes aient une carapace molle
σ_ψ^2	Variance de l'effet de la période sur la probabilité que les crabes aient une carapace molle
$NS_{d,i}$	Nombre de crabes à carapace molle pendant la période i , au stade de durcissement h
PSL	Proportion de crabes mâles de taille réglementaire qui ont une carapace molle

Symbole	Description
PSS_1	Proportion du nombre initial de crabes mâles à carapace molle qui sont de nouveaux crabes à carapace molle
CL_i	Prises de crabes mâles de taille réglementaire pendant la période i
CSL_i	Prises de crabes mâles à carapace molle de taille réglementaire pendant la période i
POS_{i+1}	Proportion de vieux crabes mâles à carapace molle pendant la période $i + 1$

ANNEXE C. EXPLICATION DE LA VARIABLE D'ÉCHELLE DE LA PRODUCTIVITÉ

Dans les simulations, le rapport entre le nombre de crabes mâles de taille réglementaire et la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire au début de la saison (valeur r) (supposée être à l'équilibre sans pêche), est utilisé pour réduire la compensation lorsque la taille du stock est faible dans la relation stock-recrutement. Ce ratio est calculé selon la CPUE initiale des femelles utilisée pour initialiser la simulation et est donc unique pour chaque valeur de CPUE initiale des femelles. La valeur r est utilisée dans les simulations du modèle pour convertir la CPUE des mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, à partir de la relation stock-recrutement de Beverton-Holt, en nombre de mâles de taille réglementaire. L'utilisation d'une valeur unique r pour chaque CPUE initiale des femelles augmente la linéarité de la relation entre le nombre de mâles de taille réglementaire en début de saison (nombre à l'équilibre sans pêche) pour chaque valeur de CPUE initiale faible des femelles ($CPUE \leq 2,5$). Si la valeur de r était au contraire indépendante de la CPUE initiale des femelles, la courbe de la CPUE initiale des femelles par rapport au nombre de mâles de taille réglementaire en début de saison montrerait la courbe de Beverton-Holt attendue (figure C.1).

Il n'y a pas de données pour la relation stock-recrutement à de faibles valeurs de CPUE des femelles et la déduction de la courbe à partir de la relation stock-recrutement suppose une compensation à ces faibles valeurs. Il est plus prudent de supposer que dans les scénarios où la CPUE initiale des femelles est faible, le nombre de mâles de taille réglementaire tendra probablement vers zéro au fil du temps. La productivité supposée est plus faible dans le cas d'une hypothèse de linéarisation que dans le cas d'une relation de Beverton-Holt. En d'autres termes, une faible valeur initiale de CPUE des femelles donnerait une valeur r et une productivité plus faibles qu'une valeur initiale de CPUE des femelles plus élevée. La valeur r a donc été présentée afin d'inclure cette hypothèse de productivité et de « linéariser » la relation de Beverton-Holt en supprimant la compensation pour les faibles valeurs initiales de CPUE des femelles (voir figure C.1). Un problème potentiel de cette approche est que l'approximation de productivité (valeur r) reste constante dans le temps et entre les années de simulation, même si le stock reproducteur (CPUE des femelles) diminue. Cela signifie que les simulations qui ont commencé avec une valeur de CPUE des femelles plus élevée auront une productivité plus élevée au fil du temps qu'une simulation qui a commencé avec une valeur de CPUE femelle plus faible, même si le stock plus productif diminue jusqu'à atteindre la taille du stock plus petit.

La compensation n'est pas complètement retirée du modèle. Dans une simulation donnée avec une valeur initiale de CPUE des femelles et r , une relation stock-recrutement est incluse pour calculer la CPUE de taille inférieure à la taille réglementaire au fil du temps. Cette CPUE de taille inférieure à la taille réglementaire est ensuite convertie en nombre de mâles de taille réglementaire en utilisant la valeur r calculée pour le début de la saison.

La CPUE à l'équilibre exploitée du modèle dépend de ces hypothèses de productivité de r . Lorsque la valeur r est fixée, le système, quelle que soit la CPUE initiale des femelles, converge vers le même nombre à l'équilibre de mâles de taille réglementaire (figure C.3), et cette valeur d'équilibre est fixée selon la valeur r du système. Cependant, lorsque r change en fonction de la CPUE initiale des femelles, il existe un équilibre distinct pour chaque valeur de CPUE initiale des femelles (figure C.3).

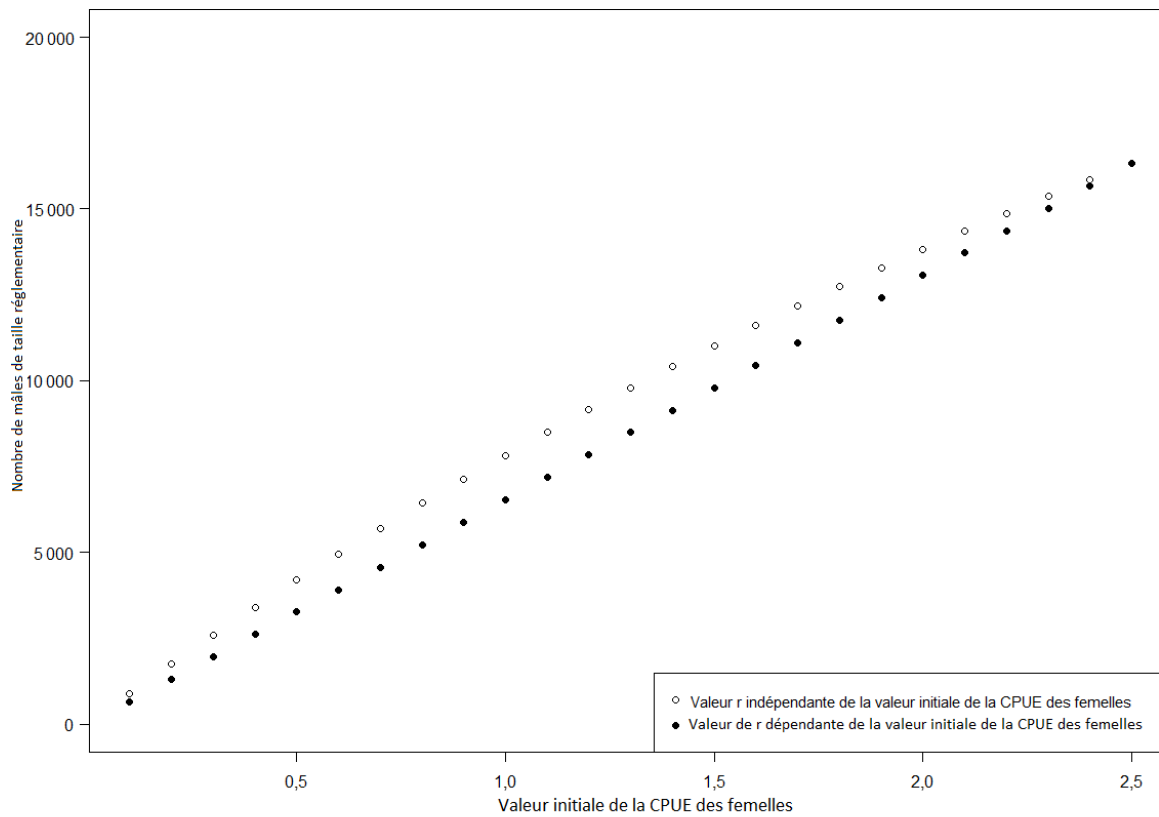


Figure C.1. Le nombre de mâles de taille réglementaire (CPUE de taille inférieure à la taille réglementaire $\times r$) produits au début de la saison de pêche selon une valeur initiale de CPUE de femelles. Les cercles ouverts indiquent le nombre de mâles de taille réglementaire calculé avec une valeur fixe de r en fonction de la CPUE initiale des femelles. Les cercles fermés indiquent le nombre de mâles de taille réglementaire calculé à l'aide d'une valeur r propre à chaque CPUE initiale des femelles. Le nombre de mâles de taille réglementaire produits est inférieur ou égal pour toutes les valeurs initiales de la CPUE des femelles lorsqu'une valeur r dépendant de la CPUE initiale des femelles est utilisée.

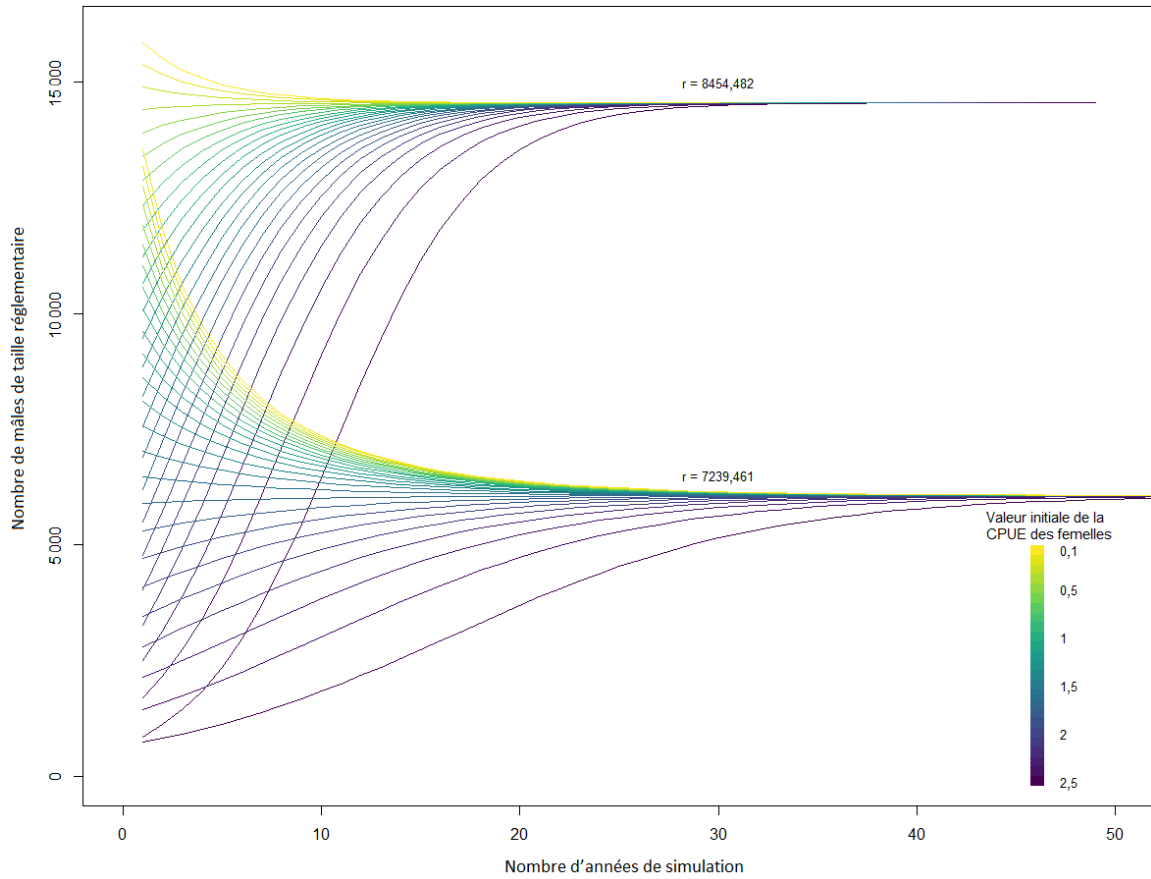


Figure C.2. Nombre de mâles de taille réglementaire au cours des années de simulation lorsque le système est initialisé avec une seule valeur r pour chaque valeur initiale de CPUE des femelles. Deux modèles sont présentés, l'un où r a été fixé à 8 454,482 et l'autre où il a été fixé à 7 239,461. La couleur indique la valeur initiale de la CPUE des femelles utilisée par chaque courbe. Le nombre à l'équilibre de mâles de taille réglementaire pour chaque cycle du modèle est déterminé par la valeur supposée de r .

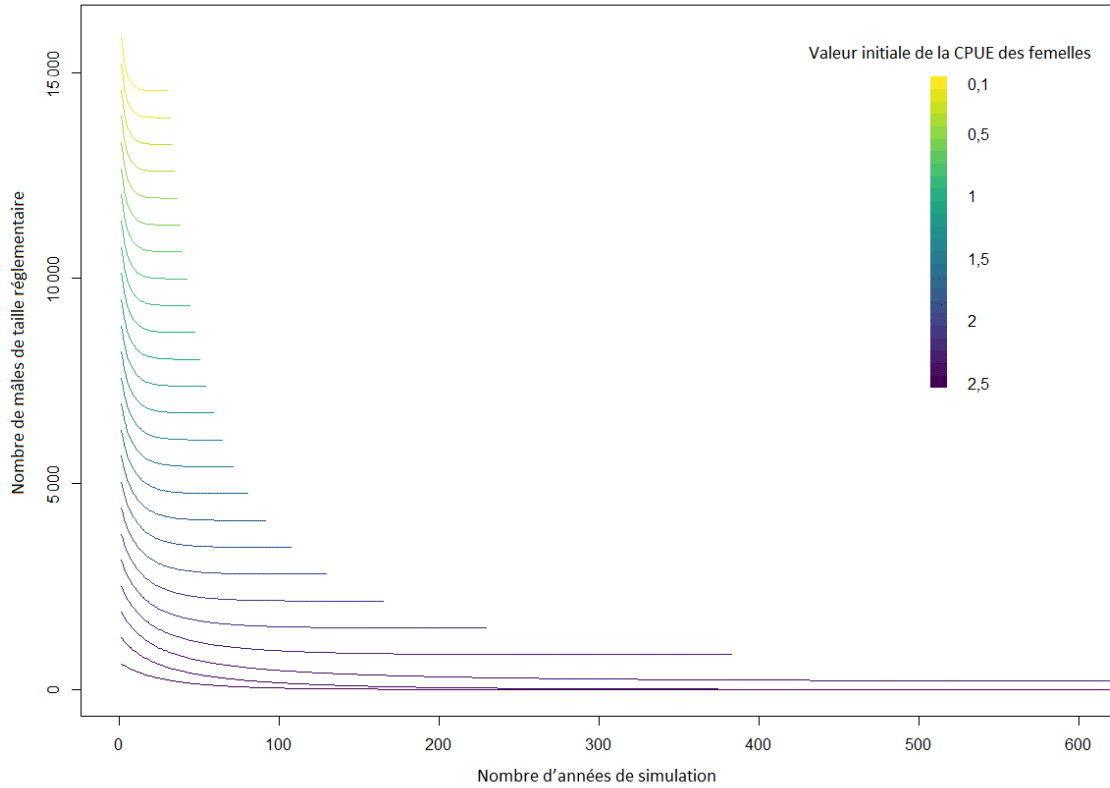


Figure C.3. Nombre de mâles de taille réglementaire au cours des années de simulation lorsque le système est initialisé avec une valeur unique r pour chaque valeur initiale de CPUE des femelles. La couleur indique la valeur initiale de la CPUE des femelles utilisée par chaque courbe. Le nombre de mâles de taille réglementaire à l'équilibre est unique pour chaque CPUE initiale des femelles et dépend de la valeur r .

ANNEXE D. ANALYSES DE SENSIBILITÉ

Nous avons testé la sensibilité des résultats de la modélisation de simulation à différentes valeurs de paramètres, y compris celles du taux de mortalité naturelle (M), de la capturabilité (f_q), de la mortalité due à la manipulation (h_2) et du rapport entre les femelles et les mâles de taille réglementaire au début de la saison de pêche. La réduction en pourcentage de la CPUE des femelles à l'équilibre était sensible aux changements du ratio femelles/mâles de taille réglementaire au début de la saison de pêche (figure D.1), et aux changements de la mortalité due à la manipulation (figure D.2). La simulation était insensible aux changements de la mortalité naturelle (figure D.3) et de la capturabilité des femelles (figure D.4).

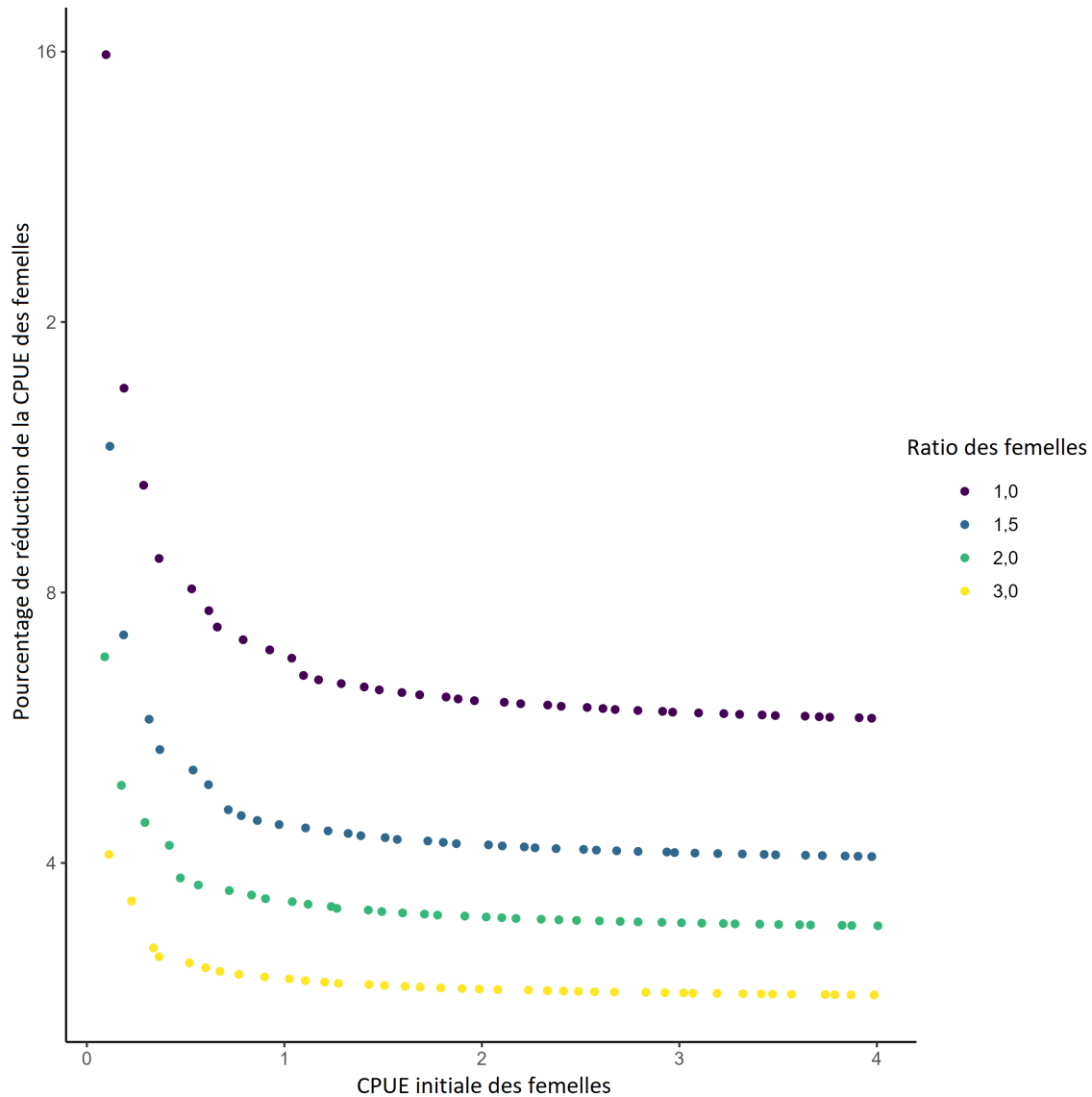


Figure D.1. Pourcentage de réduction de la CPUE des femelles à l'équilibre pour chaque valeur initiale de la CPUE des femelles en fin de saison en fonction de différentes hypothèses concernant le ratio entre les crabes femelles et les crabes mâles de taille réglementaire au printemps. Des valeurs plus faibles pour le ratio mènent à des réductions plus importantes de la CPUE des femelles à l'équilibre. Tous les points sont soumis à un bruit aléatoire.

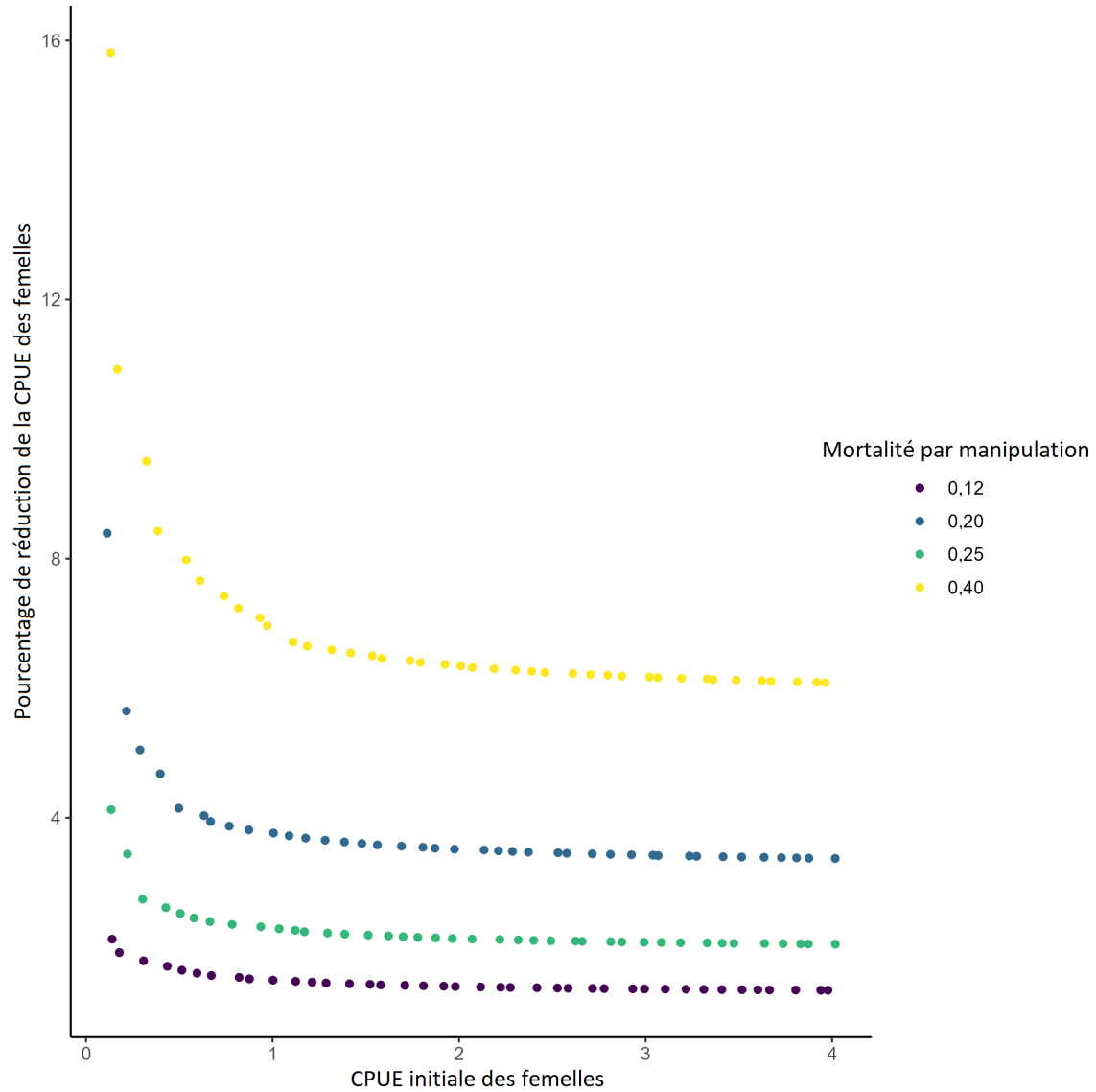


Figure D.2. Pourcentage de réduction de la CPUE des femelles à l'équilibre pour chaque valeur initiale de la CPUE des femelles, compte tenu de différentes hypothèses de mortalité par manipulation pour les crabes femelles à carapace molle. Une mortalité par manipulation plus élevée entraîne des réductions plus importantes en pourcentage de la CPUE des femelles à l'équilibre, en particulier pour les faibles valeurs de la CPUE des femelles à l'équilibre. Tous les points sont soumis à un bruit aléatoire.

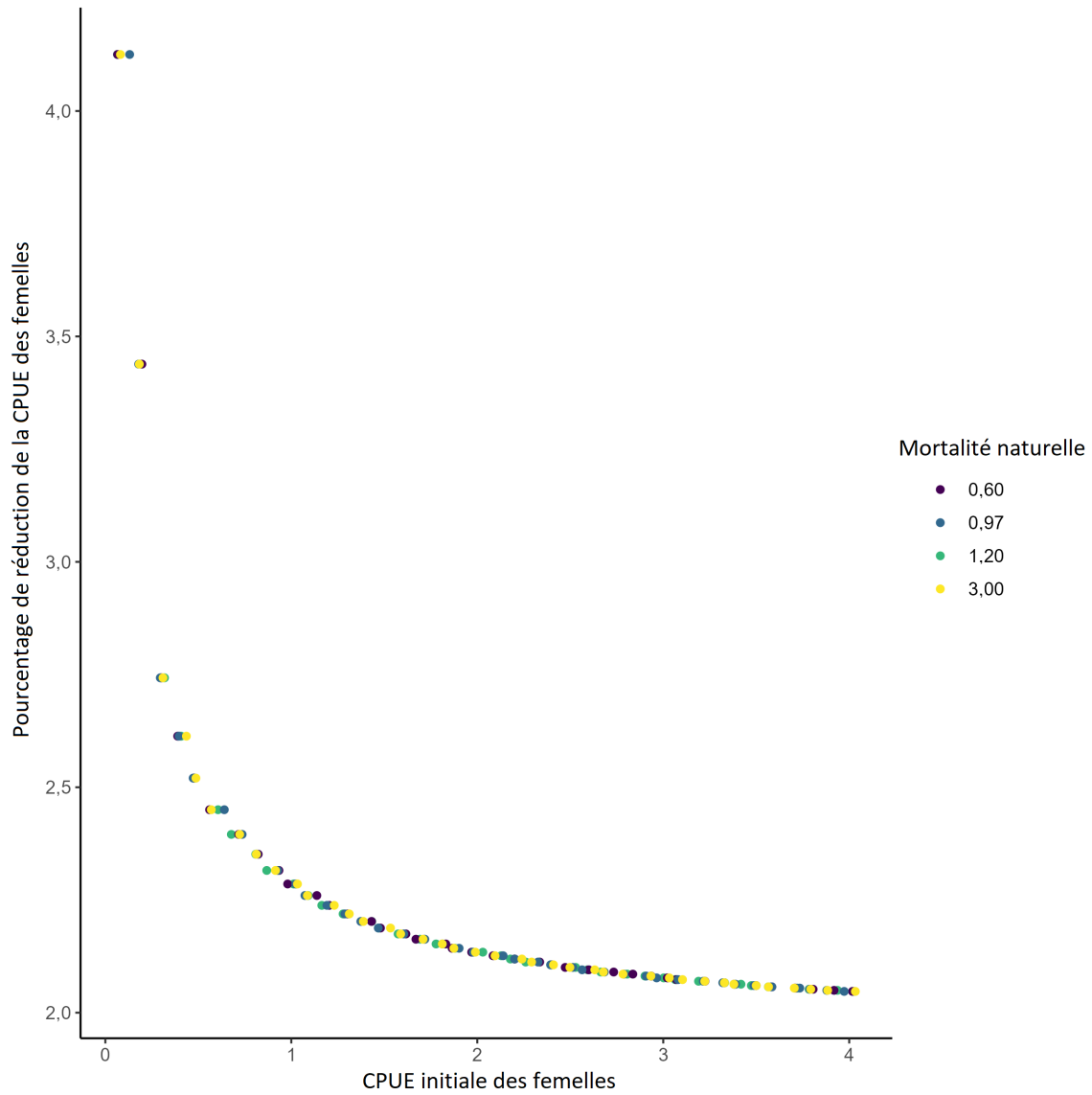


Figure D.3. Pourcentage de réduction de la CPUE des femelles à l'équilibre pour chaque valeur initiale de la CPUE des femelles, compte tenu de différentes hypothèses de mortalité naturelle. Les résultats de la simulation étaient insensibles aux variations de la mortalité naturelle. Tous les points sont soumis à un bruit aléatoire.

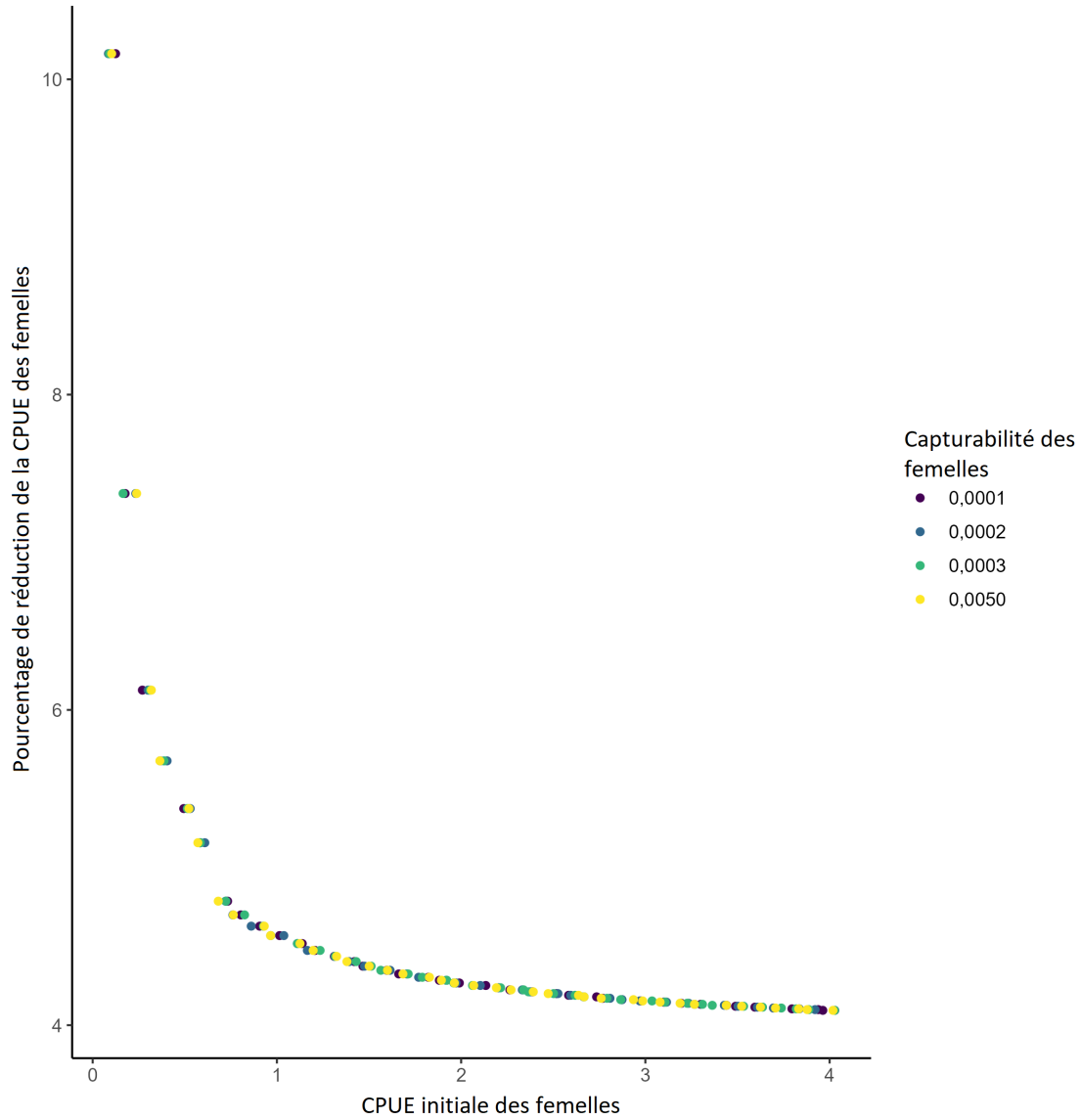


Figure D.4. Pourcentage de réduction de la CPUE des femelles pour chaque valeur initiale de la CPUE des femelles, compte tenu de différentes hypothèses concernant la capturabilité des femelles. Les résultats de la simulation étaient insensibles aux changements dans la capturabilité. Tous les points sont soumis à un bruit aléatoire.

ANNEXE E. NORMALISATION DES CAPTURES PAR UNITÉ D'EFFORT DANS LE CADRE DU RELEVÉ SUR LES CRABES

Afin de générer un indice normalisé de l'abondance des crabes femelles et des crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire à partir des données de capture du relevé, nous avons tenté de tenir compte des changements dans les méthodes de relevé, les conditions environnementales et le comportement des crabes au cours de la série temporelle. Cette approche a également permis de mieux intégrer les données des ZGC I et J. Avant de procéder à l'ajustement des modèles de normalisation potentiels, nous avons rassemblé les données disponibles, les avons filtrées et mises en forme. Chaque casier du relevé a été traité comme une observation indépendante, afin de tenir compte des effets de casier qui peuvent avoir une incidence sur la capturabilité des crabes. Cette annexe décrit les variables prises en compte dans les modèles de normalisation potentiels, présente les modèles potentiels et décrit le processus de sélection du modèle le mieux adapté. Nous avons comparé l'indice normalisé à l'indice non normalisé pour comprendre l'effet de la normalisation sur les points de référence proposés. Ces méthodes sont fondées sur une approche similaire utilisée pour normaliser les indices de CPUE des poissons de fond commerciaux (Anderson *et al.* 2019).

E.1. DESCRIPTION DES MODIFICATIONS APPORTÉES AU RELEVÉ

Bien que les méthodes de relevé sur le crabe aient été normalisées en ce qui concerne le nombre de casiers par ligne, la taille des casiers, le type de casier et le type d'appât, les méthodes de relevé ont varié depuis le début du relevé en 1988. Le relevé est désormais toujours réalisé à la mi mai et à la mi octobre. Les années précédentes, le relevé « de printemps » avait lieu entre février et juin, et le relevé « d'automne » entre septembre et novembre. Il y avait également de rares observations en janvier, juillet et décembre. Le type d'appât utilisé dans le cadre du relevé est généralement le hareng, mais d'autres appâts tels que la panope et les carcasses de poisson ont été utilisés par le passé. Le relevé suit un plan à stations fixes où les mêmes endroits sont systématiquement échantillonnés. Toutefois, des stations ont été ajoutées et supprimées au fil du temps, principalement au cours des dix premières années du relevé (c.-à-d. 1988 à 1997). La durée d'immersion des casiers visée dans le relevé est de 24 heures, mais elle peut varier en fonction des conditions météorologiques ou d'autres facteurs logistiques. Nous pouvons tenir compte de ces changements dans les méthodes de relevé au fil du temps en incluant ces variables comme prédicteurs dans un modèle de normalisation. Outre les variations méthodologiques, la CPUE du relevé peut ne pas évoluer proportionnellement à l'abondance des crabes en raison de changements dans l'environnement ou dans le comportement des crabes. Nous avons tenté de tenir compte d'une partie de cette variabilité en utilisant les modèles de normalisation.

E.2. DÉFINIR LES PRÉDICTEURS DU MODÈLE DE NORMALISATION

Les prédicteurs du modèle de normalisation potentiels comprenaient des données recueillies au cours du relevé (par exemple, le type d'appât, le temps d'immersion, la présence de crabes mâles de taille réglementaire, etc.) et des données environnementales recueillies de façon ponctuelle à partir des stations d'enregistrement. Les données météorologiques (vent, pression, etc.) ont été recueillies auprès des stations météorologiques de l'aéroport de Vancouver (numéros d'identification 889 et 51442). Les données sur les marées ont été recueillies à la station du port

de Vancouver (numéro d'identification 07735). Les données relatives au débit sortant du fleuve Fraser et à la température de l'air n'ont pas été incluses en raison de leur corrélation avec le jour et le mois de l'année.

Les prédicteurs traités comme des variables continues (tableau E.1) ont été centrés (c'est-à-dire que la valeur moyenne a été soustraite de chaque observation) et mis à l'échelle (c'est-à-dire que chaque observation a été divisée par l'écart type) pour améliorer l'estimation et l'interprétation des effets postérieurs et pour permettre l'utilisation de la même distribution a priori pour tous les effets fixes dans les modèles bayésiens. Les facteurs prédictifs traités comme des facteurs comprenaient l'année du relevé et la latitude (répartie en bandes de 0,1 degré de large, tableau E.1). Le fait de traiter la latitude comme un facteur a permis d'établir une relation non linéaire avec les prises de crabe (Maunder et Punt 2004). L'année de relevé a été traitée comme un facteur afin de générer l'indice normalisé prédit de CPUE pour chaque année. Nous avons utilisé des tranches de 0,1 degré de large. Une description de tous les prédicteurs inclus dans les modèles candidats se trouve dans le tableau E.1.

Outre les effets fixes mentionnés ci-dessus, les modèles de normalisation comprenaient des effets aléatoires spatiaux et spatiotemporels. Ces effets aléatoires sont des points d'intersection qui peuvent varier par rapport à celui du modèle global dans l'espace (dans ce cas, selon le sous-secteur du SGPP) et dans le temps (une interaction entre l'année et le sous-secteur du SGPP). Les effets aléatoires spatiaux ont intégré des facteurs non inclus comme effets fixes, qui sont constants dans le temps, tels que le type de substrat du fond. Les effets aléatoires spatio-temporels intègrent des facteurs qui varient dans le temps, tels que les courants océaniques et les changements dans le comportement des crabes ou des pêcheurs. Cela permet aux tendances des prises de varier d'une zone à l'autre et à chaque zone d'avoir des tendances uniques, tout en indiquant la tendance générale pour les ZGC I et J combinées.

E.3. FILTRAGE DES DONNÉES

Les observations du relevé qui ne comprenaient pas de données sur la localisation géographique, le temps d'immersion ou la position du casier dans la chaîne n'étaient pas appropriées pour l'ajustement et ont été exclues du modèle. Les observations dont les codes d'utilisabilité indiquaient une pêche anormale du casier (par exemple, poisson dans le casier) ont été exclues. Les observations sans code d'utilisabilité des casiers ont été incluses, car l'enregistrement de l'utilisabilité des casiers a commencé en 1999. Les tentatives visant à inclure l'utilisabilité des casiers en tant que facteur prédictif ont abouti à une mauvaise convergence des modèles. Au total, 308 observations de casiers ont été retirées de l'ensemble de données, ce qui en laisse 32 651.

Il a été possible d'imputer certaines valeurs manquantes. Les observations dont la profondeur est manquante se sont vues assigner la valeur moyenne de leur emplacement géographique (c.-à-d. le nom de la station fixe) pour l'ensemble de la série temporelle. Nous avons procédé de la sorte pour quatre séries d'observations (c'est-à-dire quatre lignes de casiers).

E.4. UN MODÈLE DE NORMALISATION DE L'INDICE DU MODÈLE LINÉAIRE MIXTE GÉNÉRALISÉ (MLMG) NÉGATIF-BINOMIAL

La distribution binomiale négative est utilisée pour modéliser les données de comptage et est plus souple que la distribution de Poisson, qui suppose que la moyenne (μ) est égale à l'écart. La distribution binomiale négative utilise un paramètre supplémentaire (ϕ) pour tenir compte d'un

écart supplémentaire. L'écart du modèle binomial négatif est donné par $\mu + \frac{\mu^2}{\phi}$. Nous ajustons le modèle linéaire généralisé négatif à effets mixtes comme suit :

$$y_i \sim \text{NegBinom}(\mu_i, \phi) \quad (\text{E.1})$$

$$\mu_i = \exp(X_i\beta + \alpha_j^{\text{location}} + \alpha_k^{\text{location :year}}) \quad (\text{E.2})$$

$$\alpha_j^{\text{location}} \sim \text{Normal}(0, \sigma_{\alpha^{\text{location}}}^2) \quad (\text{E.3})$$

$$\alpha_k^{\text{location :year}} \sim \text{Normal}(0, \sigma_{\alpha^{\text{location :year}}}^2) \quad (\text{E.4})$$

où i représente un seul casier du relevé, y_i représente le nombre de crabes (femelles ou mâles de taille inférieure à la taille réglementaire), μ_i représente la moyenne des crabes (femelles ou mâles de taille inférieure à la taille réglementaire) dans un casier du relevé, X_i représente un vecteur de variables prédictives à effet fixe, β représente un vecteur de coefficients à effet fixe. Les effets aléatoires peuvent varier en fonction du sous-secteur du SGPP j ($\alpha_j^{\text{location}}$) et de la combinaison lieu/année k ($\alpha_k^{\text{location :year}}$).

L'indice de relevé normalisé (I) pour chaque année (y) a été estimé en exponentialisant l'effet fixe (β) pour chaque année :

$$I_y = \exp(\beta_y) \quad (\text{E.5})$$

L'indicateur de l'état du stock est la médiane mobile sur trois ans de l'indice normalisé (I_y) pour chaque année et les deux années précédentes.

Des distributions a priori vagues ont été utilisées pour les effets fixes et aléatoires inclus dans le modèle de normalisation. Les effets fixes (β) ont reçu une distribution normale de la forme $N(0, 20)$, et l'écart-type des effets aléatoires a reçu des valeurs a priori de type student-t de la forme $t(3, 0, 2.5)$. La valeur a priori par défaut du logiciel `Gamma(0.01, 0.01)` a été utilisée pour le paramètre de forme ϕ . Les analyses bayésiennes ont été réalisées à l'aide de l'ensemble R « brms » (Bürkner 2017), qui est une extension du langage de programmation Stan. Quatre chaînes ont été utilisées, avec 2 000 échantillons chacune. Les 1 000 premiers échantillons de chaque chaîne ont été rejetés pour la « mise en train », ce qui laisse un total de 4 000 échantillons. Il s'agit de 4 000 échantillons de la distribution a posteriori pour chaque estimation de paramètre, et chacun représente un ajustement du modèle candidat. Chaque tirage a posteriori fournit donc une série temporelle de CPUE normalisées. Ainsi, pour chaque échantillon a posteriori, nous pouvons estimer le PRL empirique et l'indicateur de l'état du stock (médiane mobile sur trois ans). Pour faciliter la comparaison, nous avons divisé chaque série temporelle par sa moyenne respective. Cela signifie que le PRL (40 % de la moyenne) pour chaque série de B_y était équivalent à une CPUE de 0,4. Nous avons estimé la probabilité de l'état du stock pour chaque année en déterminant la proportion d'échantillons pour lesquels l'indicateur de l'état du stock a dépassé le PRL (ou le PRS) au cours de l'année en question. Cela est illustré graphiquement dans la figure E.1, avec l'indice non normalisé à titre de comparaison. La série temporelle non normalisée a été estimée en divisant le nombre total de crabes capturés (femelles) par le nombre total de calées de casiers au cours d'une année donnée. L'indice a ensuite été estimé comme la médiane mobile sur trois ans de cette série chronologique.

Tableau E.1. Variables prédictives utilisées dans les modèles de normalisation, avec descriptions.

Variable	Type	Définition
Année	Facteur	Année pendant laquelle on a consigné les observations provenant de relevés
Temps de mouillage	Continue	Temps passé entre l'installation et la remontée d'un casier, en heures ; traité comme un polynôme de degré 2
Profondeur	Continue	Profondeur minimale consignée lors de l'installation d'un casier
Appât	Facteur	Type d'appât utilisé dans un casier
Pression de l'air	Continue	Pression de l'air moyenne pendant une journée d'échantillonnage, telle que mesurée à la station météorologique de l'aéroport de Vancouver
Ampleur des marées	Continue	Différence entre les marées maximale et minimale mesurées à l'observatoire de marées du port de Vancouver pendant une journée d'échantillonnage
Vitesse du vent	Continue	Vitesse du vent moyenne pendant une journée d'échantillonnage, telle que mesurée à la station météorologique de l'aéroport de Vancouver
Direction du vent	Cyclique	Direction du vent moyenne pendant une journée d'échantillonnage, telle que mesurée à la station météorologique de l'aéroport de Vancouver, séparée en composantes sin et cos
Position des casiers	Facteur	Facteur booléen indiquant si un casier est au bout d'une corde (premier ou dernier casier) ou non
Présence de crabes mâles de taille réglementaire	Facteur	Facteur booléen indiquant si au moins un crabe mâle de taille réglementaire était présent dans un casier
Latitude	Facteur	Latitude au début d'une corde, en degrés, arrondie au dixième près
Zone du secteur de gestion des pêches du Pacifique (SGPP)	Facteur	Sous-secteur du SGPP dans lequel un casier a été installé, et renseignements sur cette zone

E.5. SÉLECTION DU MODÈLE ET DIAGNOSTICS

Nous avons ajusté quatre modèles potentiels pour les crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire, les crabes mâles de taille réglementaire et les crabes femelles. Ces modèles étaient tous propres à certaines hypothèses concernant les variables susceptibles d'entraîner une variation des captures dans le cadre du relevé sur les crabes. Tous les modèles comprenaient des effets aléatoires spatiaux et spatio-temporels. Le modèle le plus simple est appelé modèle

nul et ne comprend que l'année comme effet fixe. Le modèle « complet » comprend l'ensemble des effets fixes potentiels. Nous avons également ajusté un modèle qui n'incluait pas les effets environnementaux (c'est-à-dire la pression, la marée, la vitesse du vent, la direction du vent), et un modèle qui n'incluait pas les « effets de casier » (c'est-à-dire le type d'appât, la position du casier dans la chaîne, la présence de crabes mâles de taille réglementaire). Nous avons supposé que les modèles étaient convergents puisque toutes les valeurs de \hat{R} étaient $\leq 1,01$ (Vehtari *et al.* 2021). Le mélange des chaînes a été confirmé par l'examen des tracés. Les modèles ont été comparés à l'aide du critère d'information de Watanabe-Akaike (WAIC) (Vehtari *et al.* 2017), comme le montrent les tableaux E.2, E.3, et E.4. Le modèle ayant le WAIC le plus bas est le mieux adapté, et les différences de WAIC sont indiquées. Les différences ont été calculées en soustrayant un modèle donné du modèle le mieux ajusté (c'est-à-dire que des valeurs négatives plus importantes indiquent un modèle moins bien ajusté). Les hypothèses du modèle ont été vérifiées à l'aide de résidus simulés DHARMA (Hartig 2022), qui utilise une approche de simulation pour créer des résiduels échelonnés interprétables pour les modèles de mélange, et des graphiques des valeurs observées par rapport aux valeurs prédites.

Le modèle incluant tous les prédicteurs possibles (c'est-à-dire le modèle complet) a été le plus soutenu par le WAIC pour les crabes femelles, les crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire et les crabes mâles de taille réglementaire. Le modèle excluant les prédicteurs environnementaux a été le plus soutenu, suivi par le modèle sans effets de casier. Le modèle nul a été le moins soutenu pour les mâles et les femelles.

Nous concluons qu'il n'y a pas d'année où le PRL est dépassé par l'indice non normalisé ou normalisé. Le stock est considéré comme étant dans la zone critique lorsqu'il y a plus de 50 % de probabilité que l'indice soit inférieur au PRL. Certaines années, l'indice non normalisé dépasse le PRS, mais pas l'indice normalisé. La CPUE du relevé devrait donc toujours être normalisée afin de garantir que l'état du stock n'est pas déterminé par des changements dans la méthodologie du relevé.

Tableau E.2. Tableau de comparaison des modèles avec le WAIC pour les modèles ajustés aux données sur les crabes femelles.

Modèle	Différence du WAIC
Modèle complet	0,0000
Pas d'environnement	-113,0963
Pas de casier	-250,9204
Nul	-2 298,5347

Tableau E.3. Tableau de comparaison des modèles avec le WAIC pour les modèles adaptés aux données sur les crabes de taille inférieure à la taille réglementaire.

Modèle	Différence du WAIC
Modèle complet	0,00000
Pas d'environnement	-23,17317
Pas de casier	-462,06119
Nul	-2 388,21741

Tableau E.4. Table of model comparison with WAIC for models fit to legal crab data.

Model	WAIC Difference
Modèle complet	0,000000
Pas d'environnement	-4,633263
Pas de casier	-152,830805
Nul	-5 624,867807

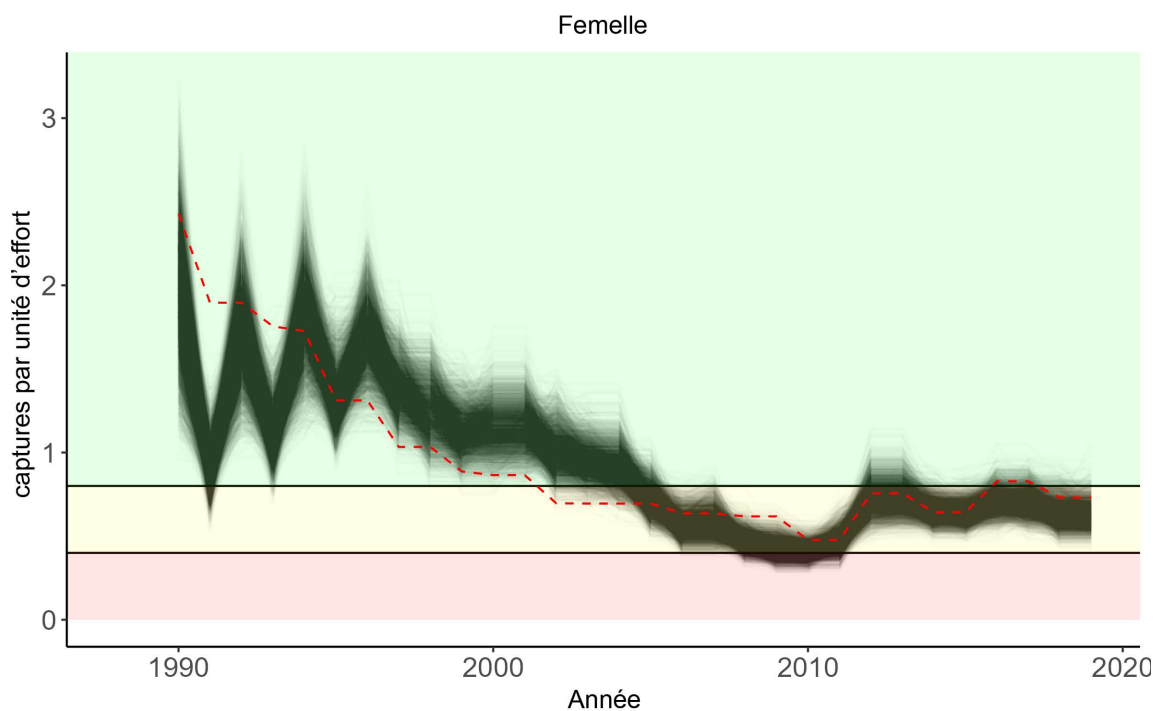


Figure E.1. Séries temporelles de l'indicateur de l'état des stocks de femelles. Chaque ligne noire représente un échantillon de la médiane mobile sur trois ans du modèle de normalisation bayésien. Le fond coloré représente une zone d'état du stock, délimitée par le PRL (CPUE = 0,4) et le PRS (CPUE = 0,8). La ligne rouge représente l'estimation non normalisée de la médiane sur trois ans de la CPUE des femelles.

Tableau E.5. Statistiques sommaires des effets fixes dans le modèle de normalisation le mieux ajusté pour les crabes femelles.

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
Year1988	0,357	0,508	-0,662	1,323	1,006	772,058	1 300,418
Year1989	-0,925	0,493	-1,904	0,006	1,005	752,511	1 302,553
Year1990	0,097	0,519	-0,946	1,091	1,005	773,214	1 408,102
Year1991	-0,707	0,490	-1,702	0,221	1,007	711,597	1 325,585
Year1992	0,034	0,498	-0,983	0,984	1,007	776,833	1 365,107
Year1993	-0,486	0,483	-1,475	0,456	1,005	698,042	1 208,782
Year1994	0,184	0,484	-0,817	1,106	1,006	710,773	1 320,682
Year1995	-0,306	0,487	-1,292	0,642	1,009	714,038	1 243,767
Year1996	-0,065	0,485	-1,084	0,881	1,007	715,592	1 082,012
Year1997	-0,350	0,480	-1,323	0,561	1,008	726,774	1 139,428
Year1998	-0,823	0,486	-1,791	0,107	1,008	712,406	1 249,679
Year1999	-0,413	0,485	-1,384	0,531	1,007	720,875	1 399,968
Year2000	-0,280	0,489	-1,271	0,657	1,007	713,710	1 159,848
Year2001	-0,711	0,486	-1,695	0,240	1,007	705,097	1 216,706
Year2002	-0,607	0,484	-1,563	0,321	1,007	729,938	1 363,384
Year2003	-0,592	0,485	-1,578	0,339	1,006	725,525	1 020,269
Year2004	-0,925	0,485	-1,872	0,002	1,006	700,470	1 216,981
Year2005	-1,140	0,493	-2,113	-0,183	1,007	734,061	1 293,126
Year2006	-1,397	0,479	-2,380	-0,473	1,006	707,125	1 369,531
Year2007	-0,736	0,482	-1,695	0,201	1,008	711,105	1 196,387
Year2008	-1,431	0,483	-2,388	-0,511	1,006	695,714	1 183,421
Year2009	-1,756	0,480	-2,708	-0,835	1,008	703,433	1 201,115
Year2010	-1,339	0,482	-2,276	-0,406	1,007	697,835	1 239,932
Year2011	-0,536	0,477	-1,479	0,373	1,007	691,299	1 173,194
Year2012	-0,899	0,481	-1,877	0,019	1,007	699,498	1 129,363
Year2013	-1,136	0,474	-2,086	-0,228	1,007	710,407	1 303,563

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
Year2014	-1,003	0,475	-1,950	-0,092	1,006	667,998	1 280,335
Year2015	-0,946	0,485	-1,940	-0,024	1,007	683,638	1 210,039
Year2016	-0,790	0,480	-1,751	0,119	1,006	688,589	1 208,868
Year2017	-1,043	0,485	-2,037	-0,108	1,007	710,734	1 190,460
Year2018	-1,211	0,486	-2,191	-0,272	1,006	694,106	1 170,573
Year2019	-0,873	0,487	-1,838	0,055	1,008	703,618	1 408,257
polyHoursSoak21	5,835	1,340	3,253	8,490	1,001	4 595,164	2 816,476
polyHoursSoak22	-10,607	1,469	-13,484	-7,812	1,000	4 712,220	2 885,968
MinDepth	0,168	0,009	0,151	0,184	1,001	4 853,930	3 189,899
BaitCodeCLA	-0,084	0,226	-0,534	0,362	1,000	4 178,482	2 488,826
BaitCodeEUL	0,335	0,141	0,066	0,603	1,000	3 945,909	3 625,557
BaitCodeFRA	0,219	0,096	0,026	0,405	1,000	4 459,614	3 689,164
BaitCodeGEO	-0,759	0,102	-0,958	-0,559	1,001	3 785,312	3 146,888
BaitCodeGWH	-0,805	0,143	-1,082	-0,530	1,001	4 257,176	3 135,114
BaitCodeHCQ	0,114	0,321	-0,488	0,766	1,000	3 996,979	3 101,273
BaitCodeHDB	-0,224	0,196	-0,603	0,155	1,001	4 251,843	3 277,014
BaitCodeHER	-0,220	0,090	-0,398	-0,045	1,001	3 744,059	3 125,374
BaitCodeHWP	0,227	0,199	-0,168	0,619	1,001	4 168,580	2 349,000
BaitCodeHWQ	1,286	0,168	0,958	1,613	1,001	3 882,439	3 324,597
BaitCodePEL	-0,974	0,281	-1,529	-0,435	1,001	4 946,615	2 860,461
BaitCodePIL	0,052	0,107	-0,157	0,262	1,001	3 947,499	3 151,430
BaitCodeQID	-0,480	0,183	-0,830	-0,125	1,001	4 575,575	3 645,712
BaitCodeROC	-1,569	0,205	-1,956	-1,157	1,000	4 262,273	2 938,716
BaitCodeUNK	-0,315	0,105	-0,526	-0,104	1,001	3 838,291	2 620,790
pressure	0,108	0,010	0,088	0,127	1,001	5 172,255	3 394,146
Tidal.Magnitude	0,097	0,010	0,077	0,117	1,000	4 470,783	3 000,664
windSpeed	0,059	0,010	0,040	0,078	1,000	5 229,425	3 099,684
sinWindDir	-0,015	0,011	-0,037	0,007	1,001	4 555,941	3 224,766

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
cosWindDir	-0,076	0,021	-0,117	-0,036	1,001	5 116,158	3 325,796
Month2	1,307	0,454	0,424	2,235	1,008	705,046	1 297,412
Month3	2,757	0,494	1,799	3,784	1,007	790,080	1 277,853
Month4	2,550	0,457	1,654	3,490	1,008	699,397	1 240,019
Month5	2,526	0,458	1,633	3,462	1,009	697,368	1 196,465
Month6	1,667	0,455	0,771	2,604	1,010	695,485	1 174,446
Month7	1,783	0,461	0,906	2,721	1,009	705,440	1 289,383
Month9	2,672	0,457	1,782	3,608	1,009	696,166	1 168,224
Month10	2,157	0,456	1,260	3,096	1,009	695,047	1 199,357
Month11	1,399	0,457	0,504	2,338	1,007	700,601	1 200,326
Month12	0,840	0,463	-0,044	1,766	1,010	723,892	1 054,522
firstLastTRUE	-1,243	0,435	-2,050	-0,376	1,002	4 551,369	2 229,595
hasLegalMaleTRUE	-0,129	0,014	-0,158	-0,101	1,001	5 073,527	2 918,246
startLAT49.1	0,170	0,052	0,069	0,272	1,001	5 288,591	3 500,102
startLAT49.2	-0,553	0,058	-0,667	-0,439	1,000	5 477,029	3 561,241
startLAT49.3	-0,749	0,090	-0,928	-0,577	1,000	3 895,447	3 539,766
startLAT49.4	-2,408	0,176	-2,766	-2,065	1,002	3 831,654	3 263,937
startLAT49.5	-2,014	0,394	-2,798	-1,252	1,000	4 720,920	3 215,764
startLAT49.6	-2,324	0,544	-3,407	-1,280	1,000	4 759,713	3 408,570
startLAT49.7	-1,145	0,590	-2,321	0,031	1,002	5 110,830	2 818,223

Tableau E.6. Statistiques sommaires des effets fixes dans le modèle de normalisation le mieux ajusté pour les crabes mâles de taille inférieure à la taille réglementaire.

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
Year1988	0,942	0,265	0,427	1,461	1,002	1 255,084	2 116,419
Year1989	1,468	0,245	0,990	1,963	1,002	1 208,518	2 185,612
Year1990	0,951	0,283	0,403	1,509	1,002	1 291,491	2 003,600
Year1991	0,385	0,242	-0,079	0,874	1,003	964,837	1 832,789
Year1992	0,985	0,250	0,512	1,479	1,002	1 036,554	1 904,380
Year1993	1,274	0,233	0,820	1,752	1,003	983,175	1 698,863
Year1994	1,111	0,232	0,664	1,579	1,004	949,986	1 625,026
Year1995	0,800	0,235	0,335	1,263	1,001	945,575	1 670,849
Year1996	0,823	0,234	0,378	1,306	1,004	942,798	1 554,276
Year1997	0,967	0,230	0,527	1,443	1,002	932,010	1 553,962
Year1998	0,716	0,231	0,263	1,167	1,002	921,437	1 693,394
Year1999	0,683	0,227	0,240	1,136	1,002	974,193	1 629,399
Year2000	0,989	0,235	0,541	1,481	1,002	922,239	1 618,389
Year2001	0,877	0,238	0,413	1,348	1,003	998,712	1 715,589
Year2002	1,044	0,230	0,615	1,511	1,001	968,666	1 631,733
Year2003	1,023	0,229	0,599	1,494	1,002	933,478	1 440,707
Year2004	0,838	0,230	0,398	1,305	1,002	915,502	1 573,820
Year2005	0,520	0,240	0,054	0,992	1,003	970,143	1 557,265
Year2006	0,770	0,226	0,319	1,241	1,003	936,293	1 661,820
Year2007	0,733	0,227	0,289	1,195	1,002	897,834	1 512,374
Year2008	0,109	0,229	-0,334	0,560	1,003	890,087	1 696,398
Year2009	-0,055	0,227	-0,480	0,400	1,003	918,433	1 621,164
Year2010	0,400	0,226	-0,035	0,859	1,003	926,658	1 520,092
Year2011	0,286	0,228	-0,147	0,741	1,003	891,165	1 460,034
Year2012	0,469	0,225	0,032	0,925	1,003	936,034	1 702,109

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
Year2013	0,441	0,225	0,004	0,900	1,003	887,821	1 463,408
Year2014	0,723	0,222	0,298	1,168	1,002	935,439	1 534,555
Year2015	0,982	0,230	0,541	1,449	1,003	962,486	1 453,039
Year2016	0,725	0,226	0,287	1,184	1,002	898,218	1 582,699
Year2017	0,632	0,230	0,184	1,112	1,003	933,810	1 457,706
Year2018	0,387	0,232	-0,061	0,860	1,002	938,725	1 656,538
Year2019	0,700	0,230	0,246	1,171	1,002	958,367	1 407,856
polyHoursSoak21	13,250	1,007	11,282	15,182	1,001	4 613,314	3 103,083
polyHoursSoak22	-9,270	1,024	-11,245	-7,280	1,000	4 864,985	2 753,569
MinDepth	-0,350	0,007	-0,365	-0,336	1,001	4 373,095	3 037,849
BaitCodeCLA	0,599	0,151	0,307	0,896	1,000	4 232,256	3 164,649
BaitCodeEUL	-0,405	0,111	-0,620	-0,183	1,000	3 563,315	2 969,805
BaitCodeFRA	-0,275	0,081	-0,436	-0,120	1,001	3 634,265	3 508,158
BaitCodeGEO	-0,305	0,084	-0,468	-0,141	1,001	3 310,764	2 866,982
BaitCodeGWH	-0,438	0,107	-0,647	-0,226	1,000	3 843,585	3 358,518
BaitCodeHCQ	0,134	0,287	-0,415	0,696	1,001	4 601,465	3 434,746
BaitCodeHDB	-0,290	0,191	-0,655	0,090	1,002	4 038,521	3 264,890
BaitCodeHER	-0,433	0,077	-0,588	-0,280	1,001	3 098,002	2 932,752
BaitCodeHWP	-1,086	0,197	-1,463	-0,702	1,000	4 081,848	2 560,218
BaitCodeHWQ	-1,627	0,130	-1,876	-1,359	1,001	2 852,244	3 350,854
BaitCodePEL	-1,051	0,211	-1,473	-0,635	1,001	3 884,840	2 824,539
BaitCodePIL	-0,659	0,091	-0,843	-0,483	1,001	3 302,318	3 249,417
BaitCodeQID	-0,378	0,190	-0,761	-0,009	1,000	5 076,128	3 115,866
BaitCodeROC	-0,920	0,161	-1,233	-0,601	1,001	3 769,660	3 253,674
BaitCodeUNK	-0,804	0,088	-0,978	-0,631	1,001	2 972,475	3 177,633
pressure	0,004	0,008	-0,012	0,020	1,000	4 693,949	3 177,853
Tidal.Magnitude	-0,030	0,008	-0,046	-0,014	1,001	5 192,176	2 977,289
windSpeed	0,002	0,008	-0,012	0,017	1,001	4 865,484	3 180,868

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
sinWindDir	-0,023	0,009	-0,041	-0,005	1,001	4 900,439	3 152,149
cosWindDir	-0,103	0,017	-0,134	-0,070	1,000	5 741,824	3 278,960
Month2	0,368	0,177	0,004	0,717	1,003	1 047,163	1 665,760
Month3	-0,771	0,277	-1,306	-0,228	1,001	1 679,678	2 468,031
Month4	-0,220	0,182	-0,585	0,140	1,003	1 016,901	1 687,754
Month5	0,258	0,184	-0,111	0,622	1,003	1 007,418	1 563,118
Month6	0,133	0,181	-0,237	0,487	1,003	1 017,457	1 719,377
Month7	0,196	0,188	-0,181	0,559	1,003	1 115,301	1 703,346
Month9	0,389	0,183	0,019	0,752	1,003	1 021,262	1 588,079
Month10	0,257	0,182	-0,107	0,614	1,003	1 010,531	1 600,584
Month11	0,526	0,182	0,157	0,888	1,003	1 014,646	1 796,482
Month12	0,233	0,188	-0,145	0,608	1,002	1 096,666	1 951,343
firstLastTRUE	-1,964	0,703	-3,471	-0,750	1,000	4 004,859	2 186,473
hasLegalMaleTRUE	0,307	0,012	0,284	0,331	1,001	4 671,296	2 589,702
startLAT49.1	0,037	0,041	-0,042	0,117	1,001	4 914,909	3 465,026
startLAT49.2	0,406	0,047	0,316	0,499	1,001	5 063,133	3 335,865
startLAT49.3	0,513	0,067	0,386	0,644	1,000	4 011,305	3 194,795
startLAT49.4	0,173	0,125	-0,076	0,423	1,001	4 652,213	3 685,549
startLAT49.5	-0,357	0,345	-1,043	0,331	1,001	4 750,547	2 744,548
startLAT49.6	-0,638	0,431	-1,478	0,212	1,000	4 695,058	3 032,229
startLAT49.7	-0,027	0,556	-1,100	1,073	1,002	6 986,371	2 769,022

Tableau E.7. Statistiques sommaires des effets fixes dans le modèle de normalisation le mieux ajusté pour les crabes mâles de taille réglementaire.

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
Year1988	-1,024	0,429	-1,866	-0,167	1,019	195,143	441,994
Year1989	-1,015	0,392	-1,783	-0,244	1,021	183,364	461,309
Year1990	-0,343	0,456	-1,255	0,548	1,020	190,253	476,771
Year1991	-0,284	0,402	-1,087	0,501	1,028	151,617	356,737
Year1992	0,391	0,414	-0,405	1,256	1,028	165,315	391,909
Year1993	0,590	0,399	-0,163	1,370	1,023	145,686	277,386
Year1994	0,142	0,397	-0,619	0,946	1,033	136,741	419,460
Year1995	-0,314	0,397	-1,093	0,487	1,025	165,833	336,585
Year1996	-0,279	0,394	-1,052	0,526	1,025	155,639	378,501
Year1997	-0,199	0,383	-0,943	0,562	1,025	153,142	373,817
Year1998	0,243	0,385	-0,512	1,022	1,031	144,614	384,326
Year1999	0,191	0,389	-0,556	0,988	1,024	152,871	378,025
Year2000	-0,015	0,398	-0,783	0,775	1,024	162,336	447,275
Year2001	0,612	0,396	-0,162	1,391	1,021	154,814	324,143
Year2002	-0,055	0,397	-0,820	0,765	1,030	156,316	422,321
Year2003	0,170	0,392	-0,599	0,960	1,025	146,076	362,269
Year2004	0,064	0,387	-0,721	0,834	1,023	154,572	356,276
Year2005	0,305	0,403	-0,467	1,140	1,019	149,692	396,520
Year2006	0,473	0,391	-0,291	1,257	1,026	159,803	414,500
Year2007	0,405	0,400	-0,397	1,233	1,027	148,467	422,987
Year2008	0,082	0,391	-0,696	0,856	1,026	157,999	367,173
Year2009	0,101	0,387	-0,661	0,863	1,028	147,537	341,968
Year2010	0,096	0,390	-0,677	0,878	1,027	145,383	358,501
Year2011	-0,366	0,391	-1,123	0,421	1,023	153,089	375,496
Year2012	-0,395	0,391	-1,160	0,420	1,025	153,365	411,764
Year2013	0,031	0,388	-0,740	0,817	1,027	156,756	353,272

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
Year2014	-0,214	0,383	-0,964	0,566	1,028	149,899	327,872
Year2015	0,116	0,391	-0,645	0,947	1,024	158,491	403,843
Year2016	0,121	0,404	-0,674	0,933	1,026	149,237	391,339
Year2017	-0,460	0,393	-1,232	0,332	1,021	158,220	311,673
Year2018	-0,153	0,390	-0,931	0,636	1,032	143,138	353,297
Year2019	-0,250	0,402	-1,050	0,564	1,026	146,009	343,697
polyHoursSoak21	18,244	1,516	15,234	21,182	1,001	3 329,731	2 943,214
polyHoursSoak22	-23,445	1,571	-26,615	-20,391	1,002	3 002,433	2 844,323
MinDepth	-0,228	0,010	-0,248	-0,209	1,002	4 379,160	3 252,478
BaitCodeCLA	-1,192	0,230	-1,641	-0,746	1,001	1 625,150	2 246,502
BaitCodeEUL	0,749	0,162	0,432	1,066	1,003	787,289	1 552,729
BaitCodeFRA	0,004	0,134	-0,250	0,275	1,003	768,500	1 684,482
BaitCodeGEO	0,075	0,136	-0,191	0,347	1,003	647,171	1 194,579
BaitCodeGWH	-0,038	0,161	-0,342	0,277	1,003	812,160	1 626,465
BaitCodeHCQ	0,675	0,553	-0,424	1,718	1,002	3 017,928	2 605,760
BaitCodeHDB	-0,579	0,450	-1,524	0,253	1,002	2 966,486	3 037,549
BaitCodeHER	0,029	0,125	-0,219	0,283	1,004	599,077	1 052,420
BaitCodeHWP	0,051	0,267	-0,459	0,562	1,001	1 598,342	2 032,139
BaitCodeHWQ	0,640	0,248	0,155	1,112	1,003	947,426	2 110,971
BaitCodePEL	-1,135	0,578	-2,382	-0,114	1,002	3 132,851	2 450,280
BaitCodePIL	-0,976	0,150	-1,272	-0,682	1,002	762,944	1 306,741
BaitCodeQID	-1,543	0,317	-2,193	-0,932	1,002	1 707,662	2 300,311
BaitCodeROC	0,804	0,283	0,239	1,355	1,000	1 794,203	2 312,072
BaitCodeUNK	0,223	0,146	-0,062	0,516	1,003	668,985	1 321,790
pressure	0,012	0,012	-0,011	0,034	1,001	2 555,929	3 033,129
Tidal.Magnitude	0,026	0,012	0,003	0,048	1,000	2 878,364	2 840,871
windSpeed	-0,002	0,010	-0,022	0,019	1,002	2 675,681	2 430,551

	Estimation	Erreur standard de l'estimation	Intervalle de confiance à 95 inférieur	Intervalle de confiance à 95 supérieur	Rhat	Taille effective de l'échantillon (total)	Taille effective de l'échantillon (queue)
sinWindDir	-0,040	0,014	-0,067	-0,013	1,001	3 257,136	2 961,663
cosWindDir	0,041	0,026	-0,011	0,090	1,000	2 690,562	2 766,973
Month2	-0,251	0,366	-0,996	0,481	1,017	186,001	328,026
Month3	1,865	0,479	0,927	2,783	1,011	275,167	606,506
Month4	0,338	0,370	-0,422	1,070	1,017	181,374	322,610
Month5	0,590	0,373	-0,183	1,331	1,018	180,979	329,576
Month6	1,195	0,370	0,423	1,926	1,017	181,012	322,090
Month7	1,656	0,374	0,899	2,392	1,017	186,750	343,586
Month9	-1,204	0,374	-1,970	-0,458	1,018	184,210	323,124
Month10	-0,868	0,371	-1,628	-0,135	1,017	181,687	321,576
Month11	-0,679	0,372	-1,453	0,061	1,017	185,076	319,550
Month12	-0,721	0,384	-1,490	0,025	1,018	190,515	355,092
firstLastTRUE	-18,183	11,331	-45,229	-3,466	1,002	2 704,804	2 180,846
startLAT49.1	-0,136	0,061	-0,257	-0,018	1,005	1 496,032	2 093,369
startLAT49.2	0,217	0,070	0,082	0,352	1,005	1 405,146	1 962,964
startLAT49.3	0,166	0,098	-0,028	0,355	1,006	1 295,621	2 044,423
startLAT49.4	-0,036	0,186	-0,412	0,327	1,002	2 311,921	2 900,546
startLAT49.5	0,114	0,449	-0,744	1,007	1,004	1 114,121	1 817,638
startLAT49.6	-0,638	0,546	-1,692	0,406	1,002	1 423,910	2 463,005
startLAT49.7	0,251	0,770	-1,303	1,736	1,001	1 817,496	1 983,253