



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

---

Document de recherche 2021/016

Région du Centre et de l'Arctique

### Évaluation de la dynamique de la population d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) des rivières Halokvik et Jayko, Cambridge Bay, Nunavut, Canada

Xinhua Zhu<sup>1</sup>, Les N. Harris<sup>1</sup>, Christopher L. Cahill<sup>2</sup> et Ross F. Tallman<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Pêches et Océans Canada  
Institut des eaux douces  
501, croissant University  
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

<sup>2</sup>Université de Calgary  
Département des sciences biologiques  
2500, University Dr. NW  
Calgary (Alberta) T2N 1N4

---

## 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 de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021  
ISSN 2292-4272

### La présente publication doit être citée comme suit :

Zhu, X., Harris, L., Cahill, C., et Tallman, R.F. 2021. Évaluation de la dynamique de la population d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) des rivières Halokvik et Jayko, Cambridge Bay, Nunavut, Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/016. iv + 35 p.

### Also available in English :

Zhu, X., Harris, L., Cahill, C., and Tallman, R.F. 2021. Assessing population dynamics of Arctic Char, *Salvelinus alpinus*, from the Halokvik and Jayko Rivers, Cambridge Bay, Nunavut, Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/016. iv + 34 p.

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	iv
INTRODUCTION .....	1
MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	2
ZONE D'ÉTUDE.....	2
COLLECTE DE DONNÉES .....	2
EXPLORATION DES DONNÉES ET RÉSUMÉ.....	3
CROISSANCE ET MORTALITÉ NATURELLE .....	3
UNE ANALYSE DE LA RÉDUCTION DU STOCK FONDÉE SUR L'ÉPUISEMENT .....	4
POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES ET RECOMMANDATION .....	6
RÉSULTATS ET DISCUSSION .....	6
RÉCOLTE DES PÊCHES .....	6
VARIATION SPATIO-TEMPORELLE DE LA TAILLE ET DE L'ÂGE.....	6
CROISSANCE ET MORTALITÉ NATURELLE .....	7
ESTIMATIONS DE L'ÉTAT DE LA POPULATION AU MOYEN DES VALEURS INITIALES ..	7
RENDEMENT DU MODÈLE POUR LA FORMULATION DES OBJECTIFS DE GESTION ....	8
RÉFÉRENCES .....	10
TABLEAUX ET FIGURES .....	14

---

## RÉSUMÉ

Les pêcheurs de Cambridge Bay capturent fréquemment l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) dans les rivières Halokvik et Jayko pour assurer leur subsistance et en faire le commerce. La pêche commerciale de l'omble chevalier anadrome dans la rivière Halokvik remonte à 1968 et, dans la rivière Jayko, elle a commencé en 1975; les deux rivières ont connu des périodes de fermetures depuis le début de la pêche. Les données sur les récoltes sont disponibles pour les deux réseaux, qui comportent chacun une série chronologique de données sur la pêche. Les données indépendantes de la pêche sont limitées pour les deux plans d'eau. En collaboration avec l'organisation *Ekaluktutiak Hunters and Trappers Organization* (EHTO), Pêches et Océans Canada (MPO) a élaboré le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) à l'omble chevalier de Cambridge Bay afin de favoriser une vision commune de la « règle fondamentale » pour la gestion durable des pêches dans l'Arctique. Afin d'évaluer la durabilité de ces stocks et de mieux comprendre l'effet de la récolte commerciale sur la persistance du stock, nous avons appliqué une analyse de la réduction des stocks fondée sur l'épuisement (DB-SRA) et d'autres modèles à données limitées pour évaluer la situation de l'omble chevalier et proposer des mesures de gestion durable des pêches. Nos données montrent que les récoltes de pêche commerciale dans les deux rivières ont connu de fortes variations d'année en année. La croissance de la longueur standard et du poids brut de l'omble chevalier anadrome différait selon l'année, la rivière et le sexe. Le mâle avait une longueur  $L_{\infty}$  de 16 % plus grande et un coefficient  $k$  de 18 % plus bas que la femelle dans la rivière Halokvik, alors que l'omble mâle avait une longueur  $L_{\infty}$  de 4 % plus grande et un coefficient  $k$  de 9 % plus élevé dans la rivière Jayko. En ce qui concerne les relations empiriques entre la mortalité naturelle et les paramètres de croissance somatique,  $M$  a été estimé à  $0,1485 \pm 0,1272$  par année dans la rivière Halokvik et à  $0,1758 \pm 0,0372$  par année dans la rivière Jayko. À l'aide du modèle d'analyse DB-SRA, les erreurs types et moyennes des valeurs de la biomasse vierge ( $K$ ) ont été estimées à  $104,99 \pm 0,55$  t et  $167,15 \pm 0,58$  t dans les rivières Halokvik et Jayko, respectivement. L'omble chevalier de la rivière Halokvik apparaissait en bonne santé avant 1988, et la population semble avoir été surexploitée depuis. La pression de la pêche était acceptable jusqu'en 2004, et on a observé une surexploitation pendant cinq ans, entre 2005 et 2010. À l'heure actuelle, la population est encore en état de surpêche. Dans la rivière Jayko, un bon état sanitaire a été maintenu jusqu'en 1992. Depuis, la population s'est retrouvée dans un état de surpêche à mesure que  $F$  a augmenté. En particulier, depuis 2012, la population a été surpêchée, car la pêche est en état de surexploitation modérée. Les deux pêches ont fait l'objet d'une surexploitation, comme le détermine l'évaluation.

---

## INTRODUCTION

La collectivité de Cambridge Bay, dans la région de Kitikmeot, au Nunavut, exerce depuis longtemps des activités de pêche à l'omble chevalier anadrome (*Salvelinus alpinus*) à des fins commerciale, récréative et autochtone (CRA). Depuis 1972, Pêches et Océans Canada (MPO) exploite un programme d'échantillonnage des usines de transformation du poisson dans la région afin de recueillir annuellement des données sur les captures et des données biologiques (longueur, poids et âge) dépendantes des pêches commerciales à l'omble chevalier (Kristofferson et Carder 1980, Carder et Low 1985, Day et de March 2004, Day et Harris 2013). En outre, des études sporadiques indépendantes des pêches ont été menées dans la région pour surveiller l'état des stocks et recenser la taille des stocks d'omble chevalier; le recensement de la taille a été effectué au moyen de fascines expérimentales ou de barrières de dénombrement (Carder 1981, 1988, 1991, McGowan 1990, McGowan et Low 1992). Ces données ont été utilisées dans plusieurs évaluations des stocks de pêches effectuées par l'entremise du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) du MPO pour résumer l'information sur la récolte de l'omble chevalier et les données biologiques dépendantes des pêches (Day et Harris 2013, MPO 2013, Harris *et al.*, 2021), pour estimer un indice de biomasse par rapport à des variables environnementales à grande échelle (Zhu *et al.* 2014a) et pour résoudre les points de référence biologiques en utilisant le modèle hiérarchique bayésien (Zhu *et al.* 2014b).

Malgré cette longue série chronologique de collecte d'information sur les pêches, de nombreuses connaissances fondamentales sont encore incomplètes et ont nui à la capacité d'appliquer l'approche de précaution en matière de gestion des pêches. Par exemple, on sait que les pêches commerciales dans la région de Cambridge Bay sont des pêches à stocks mixtes (Harris *et al.* 2016, Moore *et al.* 2016), mais on ne sait toujours pas exactement quelles populations sont récoltées dans les pêches commerciales et dans quelle mesure chaque stock distinct est récolté. De plus, il y a peu de données disponibles pour les indices d'abondance propres aux rivières (c.-à-d. le dénombrement des stocks ou les données sur les captures et les efforts de pêche) pour l'omble chevalier de la région. Jusqu'à présent, les évaluations des stocks ont supposé que les rivières correspondent à des populations distinctes d'omble chevalier. Une évaluation relativement récente des stocks a utilisé une approche basée sur un modèle de production excédentaire avec des indices d'abondance fondés sur des filets maillants et des estimations substitutives de l'effort au fil du temps fondées sur les relations entre les variables environnementales de grande envergure et des observations occasionnelles de l'effort (Zhu *et al.* 2014a). Les analyses de la dynamique de la population reflétaient toutefois l'ensemble de la région et, par conséquent, les résultats combinaient l'historique des récoltes pour l'omble chevalier dans tous les plans d'eau de la région de Cambridge Bay (Zhu *et al.* 2014b).

En 2014, le MPO, en collaboration avec le Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (CGRFN), l'*Ekaluktutiak Hunters and Trappers Organization* (EHTO), l'usine locale de transformation du poisson (*Kitikmeot Foods Ltd.*), les pêcheurs commerciaux locaux, les membres de la collectivité et d'autres intervenants, a mis au point le Plan de gestion intégrée de la pêche commerciale à l'omble chevalier de Cambridge Bay (PGIP). Le PGIP n'est pas un document/plan juridiquement contraignant, mais il tient compte de l'évaluation des risques dans les décisions de gestion et favorise une vision commune des « règles fondamentales » pour la gestion durable des ressources halieutiques conformément aux pouvoirs accordés en vertu de la *Loi sur les pêches*. Afin de maintenir la durabilité de l'omble chevalier capturé commercialement dans la région de Cambridge Bay, nous sommes tenus d'évaluer la relation entre l'abondance effective et le total autorisé des captures pour gérer l'omble chevalier pêché

---

à des fins commerciales dans chaque rivière de la région. Dans le cadre de cette évaluation, nous supposons que les pêches propres aux rivières sont soutenues par des stocks mixtes d'omble chevalier (Harris *et al.* 2016, Moore *et al.* 2016) et que la composition des stocks ne change pas d'une année à l'autre (Kristofferson et Berkes 2005). L'objectif principal de cette évaluation était d'utiliser plusieurs méthodes d'évaluation des stocks pour lesquels les données sont insuffisantes (p. ex., modèles disposant de données limitées, analyse de la réduction des stocks fondée sur l'épuisement [DB-SRA; Dick et MacCall 2011], trousseaux Data Limited Methods Toolkits [DLMT; Carruthers *et al.* 2014]) pour évaluer la situation et la durabilité des stocks dans les pêches commerciales à l'omble chevalier des rivières Halokvik et Jayko. Les résultats sont ensuite interprétés dans le cadre de l'approche de précaution (MPO 2006). Premièrement, nous avons utilisé des données biologiques recueillies dans les filets et les fascines multi-maillages pour estimer les paramètres du modèle de croissance standard et la mortalité naturelle en fonction de la taille. Deuxièmement, nous avons structuré un modèle d'analyse DB-SRA pour évaluer la production de la population et les niveaux de récolte durables. Troisièmement, nous avons intégré les résultats à l'approche de précaution du cadre de gestion des pêches afin de faciliter la résolution des points de référence biologiques (PRB) et des règles de contrôle des prises (RCP). Nous discutons des lacunes en matière d'information et des plans de recherche pour la surveillance à long terme de l'omble chevalier des rivières Jayko et Halokvik, mais aussi d'autres pêches dans la région, ainsi que des répercussions de notre évaluation de la durabilité de l'omble chevalier dans ces réseaux.

## **MATÉRIEL ET MÉTHODES**

### **ZONE D'ÉTUDE**

La pêche commerciale de l'omble chevalier était pratiquée au moyen de filets maillants à Freshwater Creek en 1960, près de la collectivité de Cambridge Bay. Elle a pris fin à cet endroit en 1962, en raison du déclin de l'abondance de poissons. La pêche commerciale s'est déplacée vers l'embouchure de la rivière Ekalluk, après quoi sept rivières ont été principalement exploitées, dont les rivières Ekalluk, Paliryuak, Halokvik et Lauchlan qui se déversent dans la baie Wellington, et la rivière Jayko qui se jette dans la baie Albert Edward (figure 1). L'omble chevalier des rivières Halokvik et Jayko était exclusivement pêché au filet maillant avant 1994, mais de 1994 à aujourd'hui, ces deux pêches ont été menées avec des fascines, à l'exception de celle de la rivière Halokvik en 1995 et en 2001 et de la rivière Jayko en 1995 quand des filets maillants ont été utilisés (Day et Harris 2013). Le parcours de montaison de retour de l'omble chevalier commence aux deux endroits vers la mi-août et se poursuit jusqu'à la première semaine de septembre (Kristofferson et Carder 1980).

### **COLLECTE DE DONNÉES**

Trois types différents d'ensembles de données sont inclus dans la présente étude : les données commerciales sur les quotas et les récoltes, les données biologiques dépendantes des pêches provenant du programme d'échantillonnage des usines de transformation du poisson, et les séries chronologiques courtes d'indices d'abondance provenant des relevés indépendants des pêches et dépendants des pêches. Chaque année, la Gestion des ressources du MPO recueille et assemble l'information sur les quotas et les récoltes auprès de chaque plan d'eau commercial. Les données biologiques dépendantes des pêches utilisées dans cette évaluation pour la rivière Halokvik ont été recueillies de 1968 à 2015, tandis que celles pour la rivière Jayko ont été recueillies de 1975 à 2015. Chaque année, l'échantillonnage biologique comprend la longueur à la fourche, le poids brut, le sexe et les otolithes sagittaux individuels d'un minimum de 200 ombles chevalier anadromes, qui ont été

---

échantillonnés aléatoirement de façon stratifiée (p. ex., tous les trois poissons) tout au cours de l'exploitation de la pêche propre à chaque rivière (VanGerwen-Toyne et Tallman 2011).

Le MPO surveille la pêche à l'omble chevalier dans la région de Cambridge Bay depuis 1971 (Kristofferson et Carder 1980, Carder 1981, 1984, 1988, 1991, Carder et Low 1985, Carder et Stewart 1989). Les données recueillies dans les relevés dépendants des pêches, y compris l'information sur les récoltes, les données biologiques (longueur à la fourche de  $\pm 1$  mm, poids brut et apprêté de  $\pm 1$  g, sexe et otolithes) et les captures par unité d'effort (CPUE) ou indices d'abondance, ont été utilisées pour évaluer la situation de la population de divers stocks d'omble chevalier exploités dans la région. En outre, plusieurs relevés sporadiques indépendants des pêches ont permis de dénombrer l'abondance effective de plusieurs stocks dans la région à l'aide de déversoirs à tubes (McGowan 1990). Afin de recueillir un échantillon représentatif des indices de l'abondance de la population, on a utilisé des filets multimailles expérimentaux composés de mailles étirées dont les tailles étaient les suivantes : 38,1 mm (1,5 po), 63,5 mm (2,5 po), 88,9 mm (3,5 po), 114,3 mm (4,5 po) et 139,7 mm (5,5 po) dans les rivières Halokvik (2011-2015) et Jayko (2010–2012 et 2014–2015). Chaque panneau du filet multimailles, fait de monofilament transparent, mesurait 30 pi, ce qui a donné des filets de recherche de 150 pi (Harris *et al.* 2021). Le temps de trempage des filets expérimentaux est habituellement de 24 heures, et le cumul de toutes les prises est un indicateur de l'abondance relative de l'omble chevalier anadrome.

## EXPLORATION DES DONNÉES ET RÉSUMÉ

Afin d'assurer la fiabilité des résultats du modèle, un protocole standard d'exploration des données a été utilisé pour déterminer les valeurs aberrantes, l'hétérogénéité et la linéarité (Zuur *et al.* 2010). En particulier, les valeurs aberrantes dans l'ensemble de données actuel peuvent influencer sur les résultats de la puissance statistique et de l'interprétation des données, tandis que l'hétérogénéité peut causer de graves problèmes dans l'analyse de la variance et de la régression linéaire (Fox 2008). Des diagrammes à points ont été utilisés pour examiner les valeurs aberrantes des variables lorsque celles-ci chevauchaient une distribution séquentielle définie. L'homogénéité de la variance a été évaluée au moyen de diagrammes de quartiles pour montrer les distributions conditionnelles de la longueur à la fourche, du poids brut et de l'âge par rapport au sexe, à l'année et au réseau fluvial. Afin de réduire les biais de mesure attribuables à la taille limitée des échantillons, les données sur la longueur ou le poids selon l'âge ont été tronquées aux tranches d'âge inférieures ou égales à 24 ans; cela représentait une valeur supérieure à 97 % de tous les poissons âgés dans les deux rivières.

Les systèmes d'analyse de données basés sur R, [nlme](#), [mgcv](#), et [R2jags](#) ont été utilisés dans l'environnement R (R Core Team 2014) pour les sommaires de données, y compris l'analyse de la variance et la comparaison par paire si des différences importantes ont été détectées. L'analyse de la variance a été utilisée pour examiner les différences dans la moyenne arithmétique de la longueur, du poids et de l'âge de l'omble chevalier anadrome en fonction de la rivière et de l'année. Pour établir les comparaisons par paire, des tests de Bonferroni ont été effectués pour examiner les paires de différences sous une covariance particulière, sachant que  $\alpha=0,05$  (Zar 2010).

## CROISSANCE ET MORTALITÉ NATURELLE

Le modèle de croissance standard de von Bertalanffy (von Bertalanffy 1938) a été utilisé pour tenir compte des différences sexuelles dans la longueur à la fourche par rapport à l'âge de l'omble chevalier dans les rivières Halokvik et Jayko. De 2010 à 2015, un total de 939 ombles chevaliers de la rivière Halokvik et 1013 de la rivière Jayko ont été inclus dans l'analyse des profils de croissance de la longueur selon l'âge. Les paramètres du modèle de croissance ont

---

été estimés au moyen de [JAGS](#) (version 4.3, *Just Another Gibbs Sampler*, Lunn 2009), un programme élaboré pour l'analyse statistique des modèles hiérarchiques bayésiens au moyen de la simulation Monte Carlo par chaîne de Markov (MCMC). Nous avons utilisé des modèles hiérarchiques pour structurer les paramètres de la fonction de probabilité log-normale antérieure pour  $L_\infty$  et  $k$ , où  $L_\infty$  est la longueur moyenne asymptotique et  $k$  est le coefficient de croissance de Brody, définis par McAllister *et al.* (2000) et Zhu *et al.* (2014b). Les fonctions de la loi Gamma pour le processus de structuration antérieur et les erreurs d'observation ont été utilisées (Zhu *et al.* 2014a). Nous avons exécuté trois chaînes de 2 500 000 itérations MCMC et un intervalle d'amincissement de 250 itérations, ce qui a donné une longueur totale de chaîne de 10 000 échantillons MC. Au total, 50 000 itérations ont été éliminées pour chaque exécution. Associée à 9891 échantillons efficaces, la fonction d'autocorrélation a été utilisée pour déterminer si le sous-ensemble d'échantillons a posteriori avait subi des prélèvements indépendants (Zhu *et al.* 2014b).

Étant donné l'absence d'estimations directes de la mortalité naturelle ( $M$ ) pour la plupart des espèces, les scientifiques du domaine des pêches estiment souvent indirectement le paramètre en examinant les relations entre  $M$  et l'investissement reproducteur et le taux de croissance (Pauly 1980, Gunderson et Dygert 1988, Chen et Watanabe 1989). En raison de la rareté d'une information détaillée sur le cycle de vie, les relations empiriques supposent implicitement que  $M$  est une constante propre à l'espèce ou au stock, qui peut être appliquée à tous les âges et toutes les tailles d'espèces ou de stocks exploités en question. Plusieurs développements en lien avec la théorie générale sur le spectre des tailles (Gislason *et al.* 2010) suggèrent que  $M$  devrait être échelonné en fonction des tailles individuelles des populations animales étudiées. Lorenzen (1996,2000) a modélisé le paramètre  $M$  en utilisant une fonction de puissance entre le poids et la mortalité pour une variété d'espèces d'eau douce et marine. Lorenzen (1996) a comparé la mortalité naturelle des poissons dans des bassins d'eau douce, d'eau de mer et d'aquaculture et a conclu qu'il n'y avait pas de grandes différences dans les écosystèmes naturels. Dans les systèmes polaires, toutefois, il a proposé d'utiliser les paramètres du modèle  $b=-0,292$  et  $M_0=1,69$  d'une fonction de puissance. Toutes les expressions numériques pour les estimations des paramètres des modèles de croissance standard et de la mortalité naturelle sont résumées au tableau 1.

## **UNE ANALYSE DE LA RÉDUCTION DU STOCK FONDÉE SUR L'ÉPUISEMENT**

Lorsque l'information sur les paramètres démographiques des stocks de poissons exploités est limitée, l'analyse de la réduction des stocks fondée sur l'épuisement (DB-SRA) est une méthode potentiellement utile qui intègre deux modèles d'évaluation des stocks manquant de données : la capture moyenne corrigée par l'épuisement (DCAC; MacCall 2009) et l'analyse stochastique de la réduction des stocks (SRA; Walters *et al.* 2006). La DCAC a été élargie en utilisant la formule du rendement potentiel d'Alverson et Pereyra (1969) et de Gulland (1970) pour estimer la production halieutique qui serait vraisemblablement viable. La DCAC intègre l'incertitude aux paramètres du modèle  $M$ , ratios de  $B_{RMS}$  à  $B_0$ ,  $F_{RMS}$  à  $M$ , et des variations relatives de la biomasse ( $\Delta$ ) au moyen de simulations Monte Carlo. L'analyse de la réduction des stocks (ARS) peut compléter des méthodes d'évaluation des stocks plus détaillées en utilisant des données historiques sur les captures conjointement avec des estimations de la réduction relative des stocks attribuable à la pêche. Cette méthode permet de reconstituer les trajectoires possibles des taux de recrutement, de la taille des stocks et de la baisse potentielle des stocks (Kimura *et al.* 1984, Walters *et al.* 2006). Les modèles déterministes d'ARS fournissent une trajectoire de taille de stock unique, tandis que les modèles stochastiques d'ARS tentent de fournir des distributions de probabilité pour la taille du stock au fil du temps sous d'autres hypothèses sur les taux de recrutement non pêché et la variabilité autour des



---

relations présumées entre le stock et le recrutement (Walters *et al.* 2006, Dick et MacCall 2011).

L'analyse DB-SRA est mise en œuvre au moyen d'un modèle de production généralisée *Pella-Tomlinson-Fletcher* (PTFGP) à différences retardées (Pella et Tomlinson 1969, Fletcher 1978). Comme l'ont fait remarquer McAllister et ses collaborateurs (2000), un inconvénient majeur du modèle de production généralisé est que la productivité modélisée proche de l'origine peut être excessivement élevée, surtout quand  $n < 1$ , où  $n$  est le paramètre de forme indiquant que la productivité est proche de taux infinis de production excédentaire par tête à mesure que l'abondance diminue à de faibles niveaux (Quinn et Deriso 1999). Ils ont recommandé que le PTFGP soit utilisé avec  $B > B_{RMS}$ , et qu'un modèle Schaefer soit utilisé pour  $0 < B < B_{RMS}$  avec un point de jonction à  $B_{RMS}$ . Les données requises dans la DB-SRA comprennent les estimations de la capture annuelle (c.-à-d. la récolte commerciale), les taux de mortalité naturelle approximatifs et l'âge à la maturité. Les résultats facilitent l'estimation des PRB concernant le niveau de surexploitation (NSE) et le rendement maximal soutenu (RMS). Compte tenu des quantités limitées de données requises pour le modèle, la DB-SRA est plutôt prometteuse dans le cas des pêches disposant de données limitées. La notation du modèle est résumée au tableau 2, et les valeurs initiales des paramètres du modèle sont les suivantes :

1. **Récolte** : la récolte commerciale des rivières Jayko et Halokvik entre 1975 et 2015 a été calculée à partir de sources d'information multiples sur la récolte (voir Harris *et al.* 2021).
2. **Mortalité naturelle ( $M$ )** : la fonction de distribution antérieure de la mortalité naturelle suivait une loi log-normale à deux paramètres. Elle se composait de la moyenne transformée logarithmiquement et de l'écart-type sur l'échelle logarithmique. Les valeurs antérieures de la mortalité naturelle pour l'omble chevalier ont été estimées au moyen de plusieurs modèles empiriques. La valeur initiale de l'écart-type a été présumée à 0,4 selon l'analyse de Hoenig (1983) pour relier le taux de mortalité total à l'âge maximal, qui est différent de la valeur de 0,5 recommandée par MacCall (2013). Suivant la recommandation de Dick et MacCall (2011), nous avons utilisé un écart-type de 0,4 dans le modèle.
3. **Maturité selon l'âge ( $t_m$ )** : la maturité selon l'âge a été estimée soit en traçant la proportion de l'âge par rapport à la maturité, soit en appliquant des relations entre les paramètres de croissance démographique et l'état de maturité (Gulland 1971).
4.  **$F_{RMS}/M$**  : ratio entre la mortalité par pêche au rendement maximal soutenu (RMS) et la mortalité naturelle, qui est une mesure des PRB possibles pour la gestion des pêches. Il n'y a pas d'estimation du ratio  $F_{RMS}/M$  pour l'omble chevalier. Des études antérieures ont suggéré que la mortalité naturelle est une approximation de la mortalité par pêche durable, approximée à l'aide de l'estimation optimale de  $F_{RMS}=M$  (Gulland 1971). Zhou et ses collaborateurs (2012) ont examiné la relation entre  $M$  et le cycle de vie et les PRB de 245 espèces de poissons et ont suggéré  $F_{RMS}/M=0,87$  (écart-type=0,05) pour le poisson téléostéen. Nous avons donc appliqué une fonction de distribution normale pour construire une fonction de distribution a posteriori de  $F_{RMS}/M$ , en utilisant des prévisions de 0,8 (écart-type=0,2) (Wetzel et Punt 2011).
5.  **$B_{RMS}/B_0$**  : ratio entre la biomasse au RMS et la biomasse vierge. Nous avons structuré une fonction de distribution normale pour une fonction de distribution a posteriori pour  $B_{RMS}/B_0$  de 0,6 et un écart-type de 0,05. Pour éviter les valeurs extrêmement asymétriques des estimations, nous avons supposé que ce paramètre suivait une distribution bêta bornée de 0,05 et de 0,95.

Les exécutions exploratoires ont été initialisées en utilisant les ratios de paramètres suivants : état relatif des stocks  $\Delta=0,6$ ,  $F_{RMS}/M=0,8$  et  $B_{RMS}/B_0=0,6$  comme points de départ. À partir de

---

ces valeurs initiales, la DB-SRA a ensuite estimé quatre paramètres tirés de Monte Carlo : la mortalité naturelle ( $M$ ), le ratio du taux de pêche au RMS par rapport à  $M$  ( $F_{MSY}/M$ ), l'abondance relative ou la biomasse à la productivité latente maximale ( $N_{RMS}/N_0$  ou  $B_{RMS}/B_0$ ) et le niveau relatif d'épuisement ( $B_T/B_0$ ) au cours d'une année donnée  $T$ . Le calendrier utilisé pour calculer la DCAC était de 1976 à 1994 pour la rivière Halokvik et de 1991 à 2005 pour la rivière Jayko, afin d'inclure une période de variation complète de la récolte de la pêche à l'omble chevalier dans les systèmes de pêche commerciale au fil des ans. De plus,  $\Delta$  et NSE ont été calculés pour 2014 et 2015, respectivement.

## POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES ET RECOMMANDATION

Il existe plusieurs valeurs d'évaluation halieutiques de la capture et de la biomasse qui doivent être désignées comme PRB ou RCP pour la gestion et les mesures de réglementation des pêches. En outre, le principe de précaution proposé par la FAO dans le Code de conduite pour les pêches responsables (FAO 1995a, b), déclare que les limites, les incertitudes ou le manque de données pour l'évaluation ou l'estimation des paramètres ne peuvent pas justifier l'inapplication des mesures réglementaires, surtout lorsqu'on sait que les stocks sont surexploités. Comme l'indique l'approche de précaution du MPO (MPO 2006), les limites recommandées pour le point de référence limite (PRL) et le point de référence supérieur (PRS) du stock sont de  $0,2 K$  et  $0,4 K$  respectivement, où  $K$  est la capacité limite de la productivité de la population.

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### RÉCOLTE DES PÊCHES

Les pêches commerciales dans les rivières Halokvik et Jayko ont varié d'une année à l'autre. Entre 1968 et 2015, la récolte commerciale annuelle de l'omble chevalier anadrome a varié de 1,12 à 26,20 t avec une moyenne de  $6,58 \pm 0,63$  t (moyenne  $\pm$  écart-type) pour toutes les années à la rivière Halokvik. Entre 1975 et 2015, la récolte commerciale annuelle à la rivière Jayko a varié entre 2,23 et 17,31 t avec une moyenne de  $12,24 \pm 0,56$  t (figure 2).

### VARIATION SPATIO-TEMPORELLE DE LA TAILLE ET DE L'ÂGE

Lors de relevés indépendants de la pêche effectués de 2010 à 2015 (figure 3), la longueur à la fourche de l'omble chevalier de la rivière Halokvik variait de 209 à 905 mm, avec une moyenne de  $554,72 \pm 3,48$  mm ( $n = 954$ ), un poids brut de 75 à 7650 g, avec une moyenne de  $2344,45 \pm 42,67$  g ( $n = 954$ ), et l'âge variait de 3 à 26 ans, avec une moyenne de  $9,93 \pm 0,10$  ans ( $n = 939$ ). Dans la rivière Jayko, la longueur à la fourche de l'omble chevalier anadrome variait de 75 à 838 mm avec une moyenne de  $519,26 \pm 4,19$  mm ( $n = 1043$ ), un poids brut de 45 à 7750 g, avec une moyenne de  $1835,55 \pm 38,58$  g ( $n = 1043$ ) et un âge de 3 à 28 ans, avec une moyenne de  $11,71 \pm 0,15$  an ( $n = 1012$ ). Le test du T-carré de Hotelling a montré des grandes différences dans la longueur à la fourche ( $F_{1,1995}=41,53$ ,  $p<0,0001$ ), le poids brut ( $F_{1,1995}=78,66$ ,  $p<0,0001$ ) et l'âge ( $F_{1,1949}=90,40$ ,  $p<0,0001$ ) pour l'omble chevalier anadrome dans les rivières Halokvik et Jayko.

La longueur à la fourche de l'omble chevalier anadrome différait statistiquement d'une année à l'autre ( $F_{5,19}=16,38$ ,  $p<0,0001$ ), entre les rivières ( $F_{1,19}=30,18$ ,  $p<0,0001$ ) et montrait une forte interaction entre l'année et la rivière ( $F_{3,19}=4,99$ ,  $p<0,005$ ). Il n'y avait pas de désaccord marqué sur la longueur à la fourche entre les sexes ( $F_{1,19}=1,73$ ,  $p=0,19$ ). Comme l'indique la figure 4, la longueur moyenne à la fourche était de 7 % plus grande dans la rivière Halokvik que dans la rivière Jayko. Le poids brut différait statistiquement d'une année à l'autre

---

( $F_{5,19}=22,30$ ,  $p<0,0001$ ), entre les rivières ( $F_{1,19}=63,26$ ,  $p<0,0001$ ) et a également démontré une forte interaction entre l'année et la rivière ( $F_{3,19}8,00$ ,  $p<0,0001$ ). On a observé une différence marginale dans le poids brut entre les sexes ( $F_{1,19}=3,92$ ,  $p=0,05$ ). Le poids brut de l'ensemble des poissons de la rivière Halokvik était de 28 % supérieur à celui des poissons de la rivière Jayko (figure 5). La composition des tranches d'âge différait aussi beaucoup d'une année à l'autre ( $F_{5,19}=11,56$ ,  $p<0,0001$ ), entre les rivières ( $F_{1,19}=74,04$ ,  $p<0,0001$ ) et entre les sexes ( $F_{1,19}=6,14$ ,  $p<0,05$ ). Aucune interaction importante entre toutes les variables explicatives n'a été détectée ( $F_{3,19}=1,01$ ,  $p=0,39$ ). L'âge moyen de tous les poissons de la rivière Halokvik était de 21 % inférieur à celui des poissons de la rivière Jayko (figure 6). En 2012, des poissons plus gros et plus âgés ont été capturés dans les rivières Halokvik et Jayko (figure 4, 5, 6).

## CROISSANCE ET MORTALITÉ NATURELLE

Les paramètres de croissance des modèles de croissance standard pour l'omble des rivières Halokvik et Jayko sont résumés au tableau 3, et les graphiques de la longueur selon l'âge et du poids selon l'âge sont présentés aux figures 7 et 8, respectivement. Pour le poisson mâle de la rivière Halokvik, l'estimation de  $L_{\infty}$  était 16 % supérieure et l'estimation du coefficient  $K$  était 18 % inférieure aux estimations du poisson femelle. Pour l'omble mâle de la rivière Jayko, l'estimation de  $L_{\infty}$  était 4 % supérieure et l'estimation du coefficient  $K$  était 9 % supérieure (figure 9). L'examen des paramètres de croissance selon le poids révèle que, par rapport à l'omble femelle de la rivière Halokvik, l'estimation de  $W_{\infty}$  était 39 % supérieure, l'estimation de  $b$  était 6 % supérieure et l'estimation du coefficient  $K$  était 13 % inférieure chez l'omble mâle. Par rapport à l'omble femelle de la rivière Jayko, l'estimation de  $W_{\infty}$  était 23 % supérieure, l'estimation de  $b$  était 8 % supérieure et l'estimation du coefficient  $K$  était 3 % supérieure chez l'omble mâle (figure 10). Par rapport à l'omble mâle de la rivière Jayko, l'estimation de  $L_{\infty}$  était 38 % supérieure et l'estimation du coefficient  $K$  était 41 % inférieure chez l'omble mâle de la rivière Halokvik. Par rapport aux femelles de la rivière Jayko, l'estimation de  $L_{\infty}$  était 24 % supérieure et l'estimation du coefficient  $K$  était 22 % inférieure chez les femelles de la rivière Halokvik. Dans l'ensemble, des profils de croissance statistiquement similaires ont été observés dans la croissance fondée sur le poids des poissons dans les deux plans d'eau.

La mortalité naturelle ( $M$ ) de l'omble chevalier des rivières Halokvik et Jayko est résumée aux tableaux 4 et 5.  $M$  est passée de 2,0834 par année à l'âge de 1 an à 0,1091 par année à l'âge de 25 ans (moyenne : 0,1877±0,0818 par année) pour les poissons mâles et de 2,2843 par année à l'âge de 1 an à 0,1266 par an à l'âge de 25 ans (moyenne : 0,2026±0,0887 par année) pour l'omble chevalier femelle dans la rivière Halokvik. Pour l'omble chevalier de la rivière Jayko,  $M$  variait de 1,1221 par année à l'âge de 1 an à 0,1775 par année à l'âge de 25 ans (moyenne : 0,2219 0,0444 par année) pour le mâle et de 0,7759 par année à l'âge de 1 an à 0,1569 par année à l'âge de 25 ans (moyenne : 0,2120±0,0301 par année) pour la femelle. Pour ce qui est des paramètres de croissance, l'âge à 50 % de la maturité ( $t_m$ ) a été estimé à 10,4 ans pour l'omble de la rivière Halokvik et à 11,02 ans pour l'omble de la rivière Jayko. Conjointement aux effets liés à la maturité sexuelle et à l'âge, il ressort clairement que la valeur de  $M$  a diminué avec l'âge pour l'omble chevalier anadrome (figure 11), entraînant une moyenne de 0,1485±0,1298 par année et de 0,1758±0,0380 par année pour les rivières Halokvik et Jayko, respectivement.

## ESTIMATIONS DE L'ÉTAT DE LA POPULATION AU MOYEN DES VALEURS INITIALES

La figure 12 montre les tendances de la biomasse pour l'omble chevalier anadrome dans les deux rivières. La rivière Halokvik a probablement été surpêchée entre 1968 et 1973, ce qui a

---

donné lieu à une tendance à la baisse à long terme de la biomasse jusqu'en 2006, alors que la biomasse de la population était faible. Depuis 2006, la biomasse est demeurée relativement stable pour cette pêche. À la rivière Jayko, la biomasse a été visualisée à l'aide de trois dynamiques progressives : 1975-1982, 1992-2004 et 2010-2015. La biomasse est passée de 167,14 t en 1975 à 113,63 t en 1982, avec un taux de réduction annuel de 4 %. Au cours des années 1992 et 2004, la réduction annuelle de la biomasse s'est traduite par un taux de 2,82 %, passant de 117,13 t à 70,43 t. Entre 2010 et 2015, la biomasse a diminué de 86,29 t à 67,35 t avec un taux de réduction annuel de 3,66 %. Dans l'ensemble, dans les deux rivières, la biomasse semble avoir diminué depuis le début de la pêche commerciale à chaque endroit. À la rivière Halokvik, la biomasse variait de 104,99 t en 1975 à 42,36 t en 2015, diminuant à un taux annuel de 1,45 %. À la rivière Jayko, la biomasse variait de 167,25 t en 1975 à 67,35 t en 2015, diminuant à un taux annuel de 1,46 %.

En ce qui concerne les extraits du modèle, les résultats de la DCAC et de la DB-SRA qui illustrent la dynamique de la population ayant connu des cycles de récolte différents dans les deux rivières sont présentés à la figure 13. À la rivière Halokvik, la récolte commerciale moyenne était de  $6,14 \pm 0,28$  t entre 1976 et 1994. Au cours de la même période, la DCAC moyenne était de  $3,86 \pm 1,09$  t, équivalant à 63 % de la récolte moyenne, ce qui a donné une estimation MCMC du RMS comme approximation du ratio potentiel de frai (RPF) de  $4,29 \pm 0,01$  t.

À la rivière Jayko, des changements importants de la récolte commerciale sont apparus en 1991 et 2005, avec une récolte moyenne de  $11,37 \pm 1,31$  t. La DCAC moyenne,  $8,53 \pm 1,51$  t, équivalait à 75 % de la récolte commerciale moyenne pendant la période modélisée (figure 13). L'estimation MCMC de la distribution a posteriori pour le RMS était de  $10,23 \pm 0,01$  t pour le stock de poissons.

## RENDEMENT DU MODÈLE POUR LA FORMULATION DES OBJECTIFS DE GESTION

Intégrée avec les intrants initiaux de  $M$ ,  $F_{RMS}/M$ ,  $B_{RMS}/B_0$  et  $\Delta$ , l'analyse DB-SRA utilise la simulation MCMC pour produire une série de fonctions de probabilité a posteriori pour un vecteur de paramètres de dynamique de la population de poissons. Dans le cas de l'omble chevalier de la rivière Halokvik, les paramètres de population critiques sont illustrés à la figure 14 et décrits en détail ci-dessous :

- a.  $M$  suit une distribution log-normale avec une estimation médiane ( $\pm$  écart-type) de  $0,1108 \pm 0,0014$  par année,
- b.  $F_{RMS}/M$ , en supposant une distribution normale, a une estimation moyenne ( $\pm$  écart-type) de  $0,7952 \pm 0,0016$ ,
- c.  $B_{RMS}/K$ , en supposant une distribution normale, a une estimation moyenne ( $\pm$  écart-type) de  $0,5989 \pm 0,0005$ , et
- d. le taux d'augmentation de l'abondance relative ( $\Delta$ ), qui suit une distribution normale, a une estimation moyenne ( $\pm$  écart-type) de  $0,6004 \pm 0,0010$ .

Les paramètres du modèle d'analyse DB-SRA axé sur la biomasse pour l'omble chevalier de la rivière Jayko sont illustrés à la figure 15 et décrits en détail ci-dessous :

- a.  $M$  suit une distribution log-normale avec une estimation médiane ( $\pm$  écart-type) de  $0,1598 \pm 0,0008$  par année,
- b.  $F_{RMS}/M$ , en supposant une distribution normale, a une estimation moyenne ( $\pm$  écart-type) de  $0,7965 \pm 0,0016$ ,

- 
- c.  $B_{RMS}/K$ , en supposant une distribution normale, a une estimation moyenne ( $\pm$  écart-type) de  $0,5992 \pm 0,0005$ , et
  - d. le taux d'augmentation de l'abondance relative ( $\Delta$ ), qui suit une distribution normale, a une estimation moyenne ( $\pm$  écart-type) de  $0,6004 \pm 0,0010$ .

Les PRB pour l'omble chevalier estimés par l'analyse DB-SRA ont démontré que les valeurs moyennes de  $K$ ,  $B_{RMS}$ ,  $F_{RMS}$ ,  $E_{RMS}$ ,  $M$  et  $F_{RMS}/M$  étaient supérieures aux valeurs médianes, ce qui laisse croire à une distribution asymétrique ou positivement asymétrique (tableau 6). Inversement, la moyenne des paramètres du modèle  $\Delta$ ,  $B_{RMS}/K$  et RMS était inférieure à la médiane, ce qui signifie que ces paramètres du modèle ne se répartissaient pas normalement ou symétriquement. Parmi les PRB, les valeurs de la biomasse vierge ( $K$ ) ont été estimées à partir du modèle DB-SRA, ce qui a donné  $104,99 \pm 0,55$  t et  $167,15 \pm 0,58$  t aux rivières Halokvik et Jayko, respectivement.

Pour une gestion durable des pêches, on a estimé le RMS à  $4,291 \pm 0,009$  t et à  $10,225 \pm 0,014$  t pour les rivières Halokvik et Jayko respectivement. Par conséquent, la mortalité par pêche, la valeur  $F_{RMS}$  et le taux d'exploitation,  $E_{RMS}$ , ont été estimés à  $0,1193 \pm 0,0011$  et à  $0,0961 \pm 0,0007$  par année pour la rivière Halokvik. Dans le cas de l'omble chevalier de la rivière Jayko, la valeur  $F_{RMS}$  et le taux  $E_{RMS}$  ont été estimés à  $0,1413 \pm 0,0007$  et  $0,1172 \pm 0,0005$  par année. Johnson (1980) a suggéré qu'un taux d'exploitation d'environ 10 % pourrait nuire à la persistance de la population de cette espèce. Le taux d'exploitation optimal estimé par la DB-SRA était légèrement supérieur à 10 % dans la rivière Jayko, mais inférieur dans la rivière Halokvik. Même si le taux d'exploitation est supérieur à 10 % dans la rivière Jayko, l'omble chevalier est considéré comme une espèce « plastique », ce qui signifie que les caractéristiques biologiques de l'espèce varient considérablement d'une région à l'autre. Par conséquent, le taux durable pour ces stocks pourrait être plus élevé que celui observé par Johnson (1980). En outre, les répercussions des divers taux d'exploitation sur la persistance de la population de cette espèce ne sont pas entièrement comprises.

Compte tenu de nos valeurs de  $B/B_{RMS}$  et de  $F/F_{RMS}$ , nous avons ciblé deux événements d'exploitation distincts : la surexploitation des pêches lorsque  $F/F_{RMS} > 1,0$  et un état de population surexploité lorsque  $B/B_{RMS} < 1,0$  (MPO 2006, Zhu et coll., 2014b). L'omble chevalier de la rivière Halokvik apparaissait en bonne santé avant 1988, et la population semble avoir été surpêchée depuis. Les pressions de la pêche étaient acceptables jusqu'en 2004, et la pêche a connu une période de surexploitation pendant cinq ans, entre 2005 et 2010 (figure 16). À l'heure actuelle, la population est toujours dans un état de surpêche, mais reste au point de référence supérieur (PRS). Les valeurs du PRL et du PRS pour l'omble chevalier de la rivière Halokvik ont été estimées à 21,00 t et à 42,00 t, comme le montre la figure 12.

Les valeurs du PRL et du PRS pour l'omble chevalier de la rivière Jayko ont été estimées à 33,43 t et à 66,86 t, comme l'indique la figure 12. En ce qui concerne le PRL et le PRS, le statut de l'omble chevalier de la rivière Jayko semblait être en bonne santé jusqu'en 1992. Depuis, la population est dans un état de surpêche.  $F$  augmente depuis 1992. En particulier, depuis 2012, la population a été surpêchée et elle le demeure (figure 16).

Dans le cadre de l'approche de précaution de la gestion des pêches et des mesures opérationnelles, les deux pêches ont été considérées comme adjacentes aux limites entre les zones saines et de prudence, la position la plus probable étant juste en dessous du PRS de  $0,8 B_{RMS}$  (figure 12). Pour cette raison, il semble y avoir environ 50 % de chances que les deux stocks se trouvent dans la zone de prudence du cadre de précaution (MPO 2006), et il est donc probable qu'il y ait surpêche si l'effort de pêche est bien géré. Cependant, la valeur moyenne est au PRS qui, si elle est soutenue, pourrait être idéale pour atteindre les objectifs de gestion des pêches actuels. Il convient de souligner que la tendance au fil du temps montre

---

une baisse constante de la biomasse et que, si ces stocks ne sont pas évalués pendant une autre période de 10 ans, on ne serait pas surpris s'ils tombaient en deçà du PRL. Toutefois, l'incertitude est considérable à l'heure actuelle, et les faibles limites des intervalles de crédibilité chevauchent également les PRL pour ces pêches. En raison de cette possibilité, il est recommandé que la prochaine évaluation de ces stocks ait lieu dans les 3 à 5 prochaines années.

La DB-SRA et la DCAC sont les méthodes à données limitées les plus couramment utilisées par de nombreux organismes nationaux et internationaux de gestion des pêches, comme le Conseil du Pacifique (Dick et MacCall 2011, Wetzel et Punt 2011, Newman *et al.* 2014). La caractéristique surprenante de la DB-SRA est que des renseignements utiles sur les populations de poissons disposant de données limitées peuvent être extraits de nombreux types d'historique de récoltes et de connaissances générales sur la biologie du poisson. Un inconvénient de la DB-SRA est qu'il faut connaître l'historique complet de la récolte (Dick et MacCall 2011). Pour les populations de poissons exploitées, particulièrement pour l'omble chevalier de Cambridge Bay, il est important d'assurer la qualité des statistiques sur la récolte totale. En plus des données sur les pêches commerciales recueillies dans le cadre du programme d'échantillonnage des usines de transformation du poisson, des études sur la récolte doivent être menées pour évaluer la proportion de la récolte utilisée pour les aliments de subsistance à proximité de la collectivité. Selon ce qui est observé par Day et de March (2004) et Zhu et ses collaborateurs (2014b), la *Nunavut Harvest Study* a estimé que la récolte à des fins de subsistance dans la région était de 50 % de la récolte totale ou de la mortalité du poisson (Priest et Usher 2004). En ce qui concerne la récolte dans la rivière Halokvik, une étude actuelle a montré que la proportion des prélèvements à des fins de subsistance représenterait moins de 5 % de la récolte totale (communication personnelle, Les Harris, biologiste en recherche du MPO). La rivière Jayko est plus éloignée de Cambridge Bay et on a suggéré que la proportion de la récolte utilisée à des fins de subsistance était minimale. Par conséquent, dans la présente étude, nous supposons que les données sur la récolte commerciale étaient proches de la récolte totale de l'omble chevalier dans les deux pêches.

## RÉFÉRENCES

- Alverson, D., and Pereyra, W. 1969. Demersal fish explorations in the northeastern Pacific Ocean—an evaluation of exploratory fishing methods and analytical approaches to stock size and yield forecasts. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 26: 1985-2001.
- Carder, G.W. 1981. Data from the commercial fishery for Arctic Charr, *Salvelinus alpinus* (Linnaeus), in the Cambridge Bay area, Northwest Territories, 1979-80. *Can. Data Rpt. Fish. Aquat. Sci.* 284: v+22p.
- Carder, G.W. 1984. Data from the commercial fishery for Arctic Charr, *Salvelinus alpinus* (Linnaeus), in the Cambridge Bay and Rankin Inlet areas, Northwest Territories, 1981-82. *Can. Data Rpt. Fish. Aquat. Sci.* 391: v+24p.
- Carder, G.W. 1988. Data from the commercial fishery for Arctic Char, *Salvelinus alpinus* (L.), in the Northwest Territories, 1985-86. *Can. Data Rpt. Fish. Aquat. Sci. No.* 681: v+35p.
- Carder, G.W. 1991. Data from the commercial fishery for Arctic char, *Salvelinus alpinus* (L.), in the Cambridge Bay, District of Keewatin and Igloodik areas, Northwest Territories, 1989-1990. *Can. Data Rept. Fish. Aquat. Sci. No.* 848: vi+40p.
- Carder, G.W. and Low, G. 1985. Data from the commercial fishery for Arctic char, *Salvelinus alpinus* (Linnaeus), in the Cambridge Bay and Rankin Inlet areas, Northwest Territories, 1983-84. *Can. Data Rept. Fish. Aquat. Sci. No.* 519: v+26p.

- 
- Carder, G.W., and Stewart, D.B. 1989. Data from the commercial fishery for Arctic Charr, *Salvelinus alpinus* (Linnaeus), in the central and Keewatin regions of the Northwest Territories, 1987-88. Can. Data Rpt. Fish. Aquat. Sci. 766: vi+47p.
- Carruthers, T.R., Punt, A.E., Walters, C.J., MacCall, A., McAllister, M.K., Dick, E.J., and Cope, J. 2014. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. Fish. Res. 153: 48-68.
- Chen, S., and Watanabe, S. 1989. Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. Nippon Suisan Gakkaishi. 55: 205–208.
- Day, A.C., and de March, B. 2004. [Status of Cambridge Bay anadromous Arctic Char stocks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/052. ii + 78 p.
- Day, A.C., and Harris, L.N. 2013. [Information to support an updated stock status of commercially harvested Arctic Char \(\*Salvelinus alpinus\*\) in the Cambridge Bay region of Nunavut, 1960-2009](#). DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2013/068. v + 30 p.
- Dick, E.J., and MacCall, A.D. 2011. Depletion-based stock reduction analysis: a catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks. Fish. Res. 110: 331-341.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1995a. Code of conduct for responsible fisheries. FAO, Rome.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1995b. Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introduction. FAO Fish. Tech. Pap. No. 350/1.
- Fletcher, R.I. 1978. On the restructuring of the Pella–Tomlinson system. Fish. Bull. 76 (3): 515–521.
- Fox, J. 2008. Applied Regression Analysis and Generalized Linear Models, 2<sup>nd</sup> edition. Sage Publications, CA.
- Gislason, H., Daan, N., Rice, J.C., and Pope, J.G. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. Fish Fish. 11: 149–158.
- Gulland, J. 1970. Preface. *In* The Fish Resources of the Oceans, Edited. by J. Gulland. FAO Fisheries Technical Paper. 97. p. 1–4.
- Gulland, J.A. 1971. The fish resources of the ocean. Fishing News (Books), West Byfleet, 255 pp.
- Gunderson, D.R., and Dygert, P.H. 1988. Reproductive effort as a predictor of natural mortality rate. J. Cons. Int. Explor. Mer. 44: 200–209.
- Harris, L.N., Moore, J.S., Bajno, R., and Tallman, R.F. 2016. Genetic Stock Structure of Anadromous Arctic Char in Canada’s Central Arctic: Potential Implications for the Management of Canada’s Largest Arctic Char Commercial Fishery. N. Amer. J. Fish. Manag. 36(6):1473–1488.
- Harris, L.N., Cahill, C.L., Jivan, T., Zhu, X., et Tallman, R.F. 2021. Mise à jour de l’état du stock d’omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) pêché à des fins commerciales dans les rivières Jayko et Halokvik, au Nunavut : résumé de la récolte, des prises et de l’effort, et de l’information biologique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/062. v + 100 p.

- 
- Hoenig, J.M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull.* 81: 898–903.
- Johnson, L. 1980. The Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. Pg15-98. In: E. K. Balon [Ed] *Charrs, Salmonid Fishes of the Genus Salvelinus*. Dr. W. Junk by Publishers. The Hague.
- Kimura, D.K., Balsinger, J.W., and Ito, D.H. 1984. Generalized stock reduction analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1325–1333.
- Kristofferson, A.H., and Berkes, F. 2005. Adaptive co-management of Arctic Char in Nunavut Territory. *in* *Breaking ice: Renewable resource and ocean management in the Canadian North*. Edited by F. Berkes, R. Huebert, H. Fast, M. Manseau, and A. Diduck. University of Calgary Press, Calgary, Alberta, Canada. p. 249–268.
- Kristofferson, A.H., and Carder, G.W. 1980. Data from the commercial fishery for Arctic Char, *Salvelinus alpinus* (Linnaeus), in the Cambridge Bay area, Northwest Territories, 1971-78. *Can. Data Rpt. Fish. Aquat. Sci.* 184: v + 25 p.
- Lorenzen, K. 1996. The relationship between body weight and natural mortality in juvenile and adult fish: a comparison of natural ecosystems and aquaculture. *J. Fish Biol.* 49: 627–647.
- Lorenzen, K. 2000. Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2374–2381.
- Lunn, D. 2009. The BUGS project: Evolution, critique and future directions. *Stat. Medic.* 28: 3049–3067.
- MacCall, A.D. 2009. Depletion-corrected average catch: a simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 2267–2271.
- MacCall, A.D. 2013. Use of the delta method to evaluate the precision of assessments that fix parameter values. *Fish. Res.* 142: 56–60.
- McAllister, M.K., Babcock, E.A., Pikitch, E.K., and Prager, M.H. 2000. Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic swordfish: combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 51(5): 1523–1550.
- McGowan, D.K. 1990. Enumeration and biological data from the upstream migration of Arctic Char, *Salvelinus alpinus* (L.), in the Cambridge Bay area, Northwest Territories, 1979-1983. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 811: iv + 27 p.
- McGowan, D.K., and Low, G. 1992. Enumeration and biological data on Arctic Char from Freshwater Creek, Cambridge Bay area, Northwest Territories, 1982, 1988 and 1991. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 878: iv + 23 p.
- Moore, J.S., Harris, L.N., Kessel, S., Bernatchez, L., Tallman, R.F., and Fisk, A.T. 2016. Preference for near-shore and estuarine habitats in anadromous Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from the Canadian high Arctic (Victoria Island, NU) revealed by acoustic telemetry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73(9): 1434–1445.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2013. [Mise à jour de l'évaluation de la pêche à l'omble chevalier de Cambridge Bay, de 1960 à 2009](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/051.
- Newman, D., Berkson, J., and Suatoni, L. 2014. Current methods for setting catch limits for data-limited fish stocks in the United States. *Fish. Res.* 164: 86–93.
-



- 
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperatures in 175 fish stocks. *J. Cons. int. Explor. Mer.* 39:175–192.
- Pella, J.J., and Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. *Int.-Am. Trop. Tuna Com. Bull.* 13(3): 419–496.
- Priest, H., and Usher, P.J. 2004. The Nunavut wildlife harvest study. Nunavut Wildlife Management Board, Iqaluit, NU. 818 p.
- Quinn II, T.J., and Deriso, R.B. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, New York. 560 p.
- R Core Team. 2014. [R: a language and environment for statistical computing](#). R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- VanGerwen-Toyne, M and Tallman, R. 2011. Information in support of an exploratory fishery protocol - Nunavut and Northwest Territories anadromous Arctic Charr. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/077. vi + 32 p.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws II). *Hum. Biol.* 10, 181–213.
- Walters, C.J., Martell, S.J.D., and Korman, J. 2006. A stochastic approach to stock reduction analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 212–223.
- Wetzel, C.R. and Punt, A.E. 2011. Performance of a fisheries catch-at-age model (stock synthesis) in data-limited situations. *Mar. Freshw. Res.* 62: 927–936.
- Zar, J.H. 2010. Biostatistical analysis (5th ed.). Upper Saddle River, N.J., Prentice-Hall/Pearson.
- Zhou, S.J., Yin, S.W., Thorson, J.T., Smith, A.D.M., and Fuller, M. 2012. Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1292–1301.
- Zhu, X., Day, A.C., Carmichael, T.J., and Tallman, R.F. 2014a. [Temporal variation in a population biomass index for Cambridge Bay Arctic Char, \*Salvelinus alpinus\* \(L.\), in relation to large-scale climate changes](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/095. v + 28 p.
- Zhu, X., Day, A.C., Carmichael, T.J., Tallman, R.F. 2014b. [Hierarchical Bayesian modeling for Cambridge Bay Arctic Char, \*Salvelinus alpinus\* \(L.\), incorporated with precautionary reference points](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/096. v + 35 p.
- Zuur, A. F., N. I. Elena, & C. S. Elphick, 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol Evol.* 1: 3–14.

## TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1 Sommaire des modèles de croissance et de mortalité naturelle utilisés pour l'omble chevalier des rivières Halokvik et Jayko, Cambridge Bay, Nunavut. Les paramètres de croissance sont la longueur asymptotique ( $L_\infty$  : mm) et le poids brut ( $W_\infty$  : g), le taux de croissance de la population ( $K$ , par année) et l'âge lorsque la longueur=0 ( $t_0$ , année).  $L_t$  et  $W_t$  sont la longueur à la fourche (mm) et le poids brut (g) à l'âge  $t$ . La relation entre la longueur à la fourche ( $L$  : mm) et le poids brut ( $W$  : g) a été modélisée par une fonction de puissance avec des coefficients de régression  $a$  et  $b$ . Les paramètres  $t_m$  et  $M_t$  sont respectivement la maturité selon l'âge et la mortalité naturelle selon l'âge.

Paramètres	Équation	Référence
Croissance	$L_t = L_\infty \left[ 1 - e^{-K(t-t_0)} \right]$ $W_t = W_\infty \left[ 1 - e^{-K(t-t_0)} \right]^b$ $W = aL^b$	von Bertalanffy (1938)
Mortalité naturelle	<p>Modèle des paramètres du cycle de vie</p> $M(t) = \left\{ \begin{array}{l} \frac{K}{1 - e^{-K(t-t_0)}}, t \leq t_m \\ \frac{K}{a_0 + a_1(t-t_m) + a_2(t-t_m)^2}, t \geq t_m \end{array} \right\}$ $a_0 = 1 - e^{-K(t_m-t_0)}$ $a_1 = Ke^{-K(t_m-t_0)}$ $a_2 = -0.5K^2 e^{-K(t_m-t_0)}$ $t_m = -\frac{1}{K} \ln  1 - e^{Kt_0}  + t_0$ <p>Modèle basé sur les paramètres croissance-longueur</p> $\ln(M_t) = 0,55 - 1,61 \ln(L_t : \text{cm}) + 1,44 \ln(L_\infty : \text{cm}) + \ln(K)$ <p>Modèle basé sur les paramètres de poids-croissance</p> $M_t = 1,69 W_t^{-0,292}$	Chen et Watanabe (1989)
		Gislason <i>et al.</i> (2010)
		Lorenzen (1996, 2000)

Tableau 2 Analyse de la réduction des stocks fondée sur l'épuisement (DB-SRA) pour estimer les paramètres stochastiques de la dynamique de la population en termes de statistiques de la prise et de paramètres biologiques pour l'omble chevalier des rivières Halokvik et Jayko. Ici,  $C_t$  et  $n$  représentent l'historique des prises de l'année  $t$ , et la durée de l'historique des prises en années, respectivement.  $\Delta$  et  $B_0$  sont la situation relative des stocks et la biomasse vierge. La  $B_{RMS}$  et la  $F_{RMS}$  sont la biomasse et la mortalité par pêche lorsque la population atteint un niveau de rendement maximal soutenu. Les paramètres  $M$ ,  $g$  et  $m$  sont, respectivement, la mortalité naturelle instantanée, le paramètre de forme et le RMS.  $U$  représente le taux d'exploitation.

Modèle	Équation	Référence
Prises moyennes corrigées selon l'épuisement (DCAC)	$DCAC = \frac{\sum C_t}{n + \frac{\Delta}{\left(\frac{B_{MSY}}{B_0}\right)\left(\frac{F_{MSY}}{M}\right)M}}$	MacCall 2009
Analyse de la réduction des stocks	$B_t = B_{t-1} + P(B_{t-a}) - C_{t-1}$ $P(B_{t-a}) = gMSY \left(\frac{B_{t-a}}{K}\right) - gMSY \left(\frac{B_{t-a}}{K}\right)^n$ <p>Ici,</p> $g = \frac{n^{n/(n-1)}}{n-1} \quad (n > 0)$ $P = B_{t-a} \left( P(B_{join}) / B_{t-a} + s(B_{t-a} - B_{join}) \right)$ $s = (1-n)gmB_{join}^{n-2}K^{-n}$ $u = \frac{F}{M+F} \left( 1 - e^{-(F+M)} \right)$	Pella et Tomlinson 1969, Fletcher 1978, McAllister <i>et al.</i> 2000, Spies <i>et al.</i> 2006, Dick et McCall 2011.

Tableau 3. Résumés des paramètres de croissance standard des données sur la longueur à la fourche et du poids brut selon l'âge calculés à l'aide de modèles hiérarchiques espace-état pour l'omble chevalier des rivières Halokvik et Jayko, au Nunavut.  $L_{\infty} \tau^2$ ,  $W_{\infty} \tau^2$ , et  $k \tau^2$  sont les écarts-types lors de la structuration hiérarchique des paramètres de croissance de la longueur asymptotique à la fourche  $L_{\infty}$ , du poids brut  $W_{\infty}$ , et du taux de croissance  $K$ . Le paramètre modèle  $t_0$  est un âge théorique lorsque la longueur à la fourche ou le poids brut atteint zéro, respectivement.  $\sigma^2$  est une mesure de l'écart-type entre les valeurs observées et modélisées.

		Rivière Halokvik					Rivière Jayko				
		moyenne	écart-type	2,50 %	50 %	97,50 %	moyenne	écart-type	2,50 %	50 %	97,50 %
Mâle	$L_{\infty}$	984.34	65.43	876.54	977.15	1134.49	713.60	10.90	693.19	713.16	736.01
	$L_{\infty} \tau^2$	0.98	0.71	0.11	0.81	2.77	1.00	0.70	0.13	0.84	2.79
	$K$	0.0935	0.0152	0.0655	0.0929	0.1246	0.1588	0.0089	0.1418	0.1587	0.1764
	$k \tau^2$	0.9553	0.6615	0.1329	0.8024	2.6435	0.8420	0.6259	0.1090	0.6757	2.4860
	$t_0$	0.2442	0.5857	-0.9850	0.2764	1.2960	1.4793	0.1845	1.0972	1.4855	1.8191
	$\sigma^2$	60.4511	1.9937	56.6625	60.4097	64.4984	63.93	1.96	60.25	63.88	67.91
Femelle	$L_{\infty}$	849.13	28.52	800.10	846.60	911.89	687.09	11.51	666.00	686.57	711.11
	$L_{\infty} \tau^2$	0.98	0.71	0.12	0.81	2.78	1.02	0.70	0.13	0.87	2.80
	$K$	0.1134	0.0119	0.0903	0.1134	0.1371	0.1461	0.0096	0.1276	0.1461	0.1651
	$k \tau^2$	0.9126	0.6541	0.1223	0.7517	2.6116	0.8618	0.6389	0.1113	0.6970	2.5243
	$t_0$	0.2396	0.4560	-0.7290	0.2682	1.0521	0.8397	0.2538	0.3087	0.8510	1.3020
	$\sigma^2$	54.67	1.78	51.34	54.63	58.29	54.53	1.78	51.15	54.49	58.17
Tous	$L_{\infty}$	871.90	25.17	827.56	869.91	925.82	697.97	7.78	683.30	697.88	713.77
	$L_{\infty} \tau^2$	0.99	0.70	0.12	0.83	2.77	1.02	0.70	0.13	0.86	2.79
	$K$	0.1138	0.0098	0.0947	0.1137	0.1333	0.1558	0.0066	0.1431	0.1558	0.1689
	$k \tau^2$	0.9057	0.6471	0.1193	0.7490	2.5820	0.8519	0.6357	0.1094	0.6832	2.5361
	$t_0$	0.5147	0.3449	-0.2021	0.5299	1.1411	1.2715	0.1486	0.9688	1.2762	1.5488
	$\sigma^2$	58.33	1.35	55.74	58.31	61.05	60.81	1.35	58.23	60.80	63.50
Mâle	$W_{\infty}$	9743.48	741.81	8482.45	9671.67	11388.70	3754.27	102.19	3569.51	3748.79	3971.27
	$W_{\infty} \tau^2$	1.34	0.59	0.59	1.21	2.84	0.79	0.48	0.27	0.65	2.05
	$b$	3.2553	0.4953	2.2117	3.3268	3.9642	3.5456	0.3269	2.7925	3.6070	3.9809
	$b \tau^2$	0.4974	0.4976	0.0115	0.3475	1.8377	0.4937	0.4942	0.0125	0.3413	1.8352
	$K$	0.1089	0.0114	0.0855	0.1093	0.1304	0.2140	0.0148	0.1848	0.2142	0.2427
	$k \tau^2$	0.5563	0.5070	0.0152	0.4162	1.8621	0.4690	0.4340	0.0138	0.3539	1.5960
	$t_0$	0.1644	0.8121	-1.2740	0.0972	1.8498	2.3148	0.3907	1.4724	2.3428	2.9454
$\sigma^2$	443.75	7.42	429.37	443.65	458.51	509.75	7.92	494.46	509.63	525.47	
Femelle	$W_{\infty}$	6998.49	372.34	6373.57	6961.08	7832.18	3056.00	91.45	2893.28	3050.44	3250.89
	$W_{\infty} \tau^2$	1.17	0.56	0.49	1.03	2.61	0.69	0.48	0.19	0.54	1.99
	$b$	3.0653	0.5454	2.0868	3.0918	3.9437	3.2754	0.4733	2.2910	3.3371	3.9629
	$b \tau^2$	0.5015	0.4993	0.0132	0.3494	1.8606	0.5014	0.4981	0.0123	0.3534	1.8293
	$K$	0.1256	0.0121	0.1010	0.1261	0.1479	0.2074	0.0179	0.1722	0.2072	0.2427
	$k \tau^2$	0.5410	0.4952	0.0144	0.4041	1.8084	0.4788	0.4426	0.0140	0.3634	1.6169
	$t_0$	0.5365	0.8274	-0.9586	0.4995	2.1082	1.9055	0.5565	0.7785	1.9177	2.8846
$\sigma^2$	409.68	7.02	396.34	409.57	423.83	406.36	7.06	392.83	406.32	420.50	
Tous	$W_{\infty}$	7445.19	355.64	6836.58	7412.73	8243.84	3389.53	80.15	3243.00	3386.16	3554.94
	$W_{\infty} \tau^2$	1.20	0.56	0.51	1.07	2.63	0.77	0.50	0.23	0.63	2.10
	$b$	3.2625	0.4946	2.2127	3.3361	3.9658	3.5004	0.3622	2.6787	3.5718	3.9780
	$b \tau^2$	0.4997	0.4958	0.0137	0.3472	1.8305	0.5011	0.4974	0.0130	0.3475	1.8387
	$K$	0.1291	0.0107	0.1058	0.1298	0.1484	0.2159	0.0141	0.1880	0.2157	0.2435
	$k \tau^2$	0.5358	0.4871	0.0155	0.4050	1.7922	0.4741	0.4393	0.0129	0.3562	1.6238
	$t_0$	0.4981	0.7077	-0.6935	0.4250	2.0101	2.1472	0.4166	1.3136	2.1501	2.9055
$\sigma^2$	508.89	7.28	494.92	508.85	523.43	553.87	7.59	539.18	553.79	568.95	

Tableau 4. Mortalité naturelle pour l'omble chevalier anadrome de la rivière Halokvik, Cambridge Bay, Nunavut, estimée à l'aide du modèle du cycle de vie (Chen et Watanabe 1989), du modèle de la longueur selon l'âge (Gislason et al. 2010) et du modèle du poids selon l'âge (Lorenzen 1996).

Âge	Modèle du cycle de vie			Modèle de la longueur selon l'âge			Modèle du poids selon l'âge			Moyenne géométrique		
	Mâle	Femelle	Tous	Mâle	Femelle	Tous	Mâle	Femelle	Tous	Mâle	Femelle	Tous
1	1.3704	1.3726	2.1180	5.5996	5.2201	10.0001	1.1785	1.6636	1.7491	2.0834	2.2843	3.3336
2	0.6176	0.6266	0.7318	1.5518	1.4771	1.8068	0.5866	0.6288	0.6538	0.8253	0.8349	0.9526
3	0.4116	0.4219	0.4619	0.8076	0.7814	0.8615	0.4077	0.4165	0.4265	0.5137	0.5159	0.5537
4	0.3157	0.3266	0.3476	0.5269	0.5175	0.5449	0.3212	0.3237	0.3279	0.3767	0.3796	0.3960
5	0.2605	0.2718	0.2847	0.3866	0.3850	0.3951	0.2703	0.2716	0.2730	0.3008	0.3052	0.3132
6	0.2247	0.2364	0.2451	0.3046	0.3075	0.3105	0.2369	0.2384	0.2383	0.2531	0.2588	0.2627
7	0.1997	0.2118	0.2180	0.2519	0.2576	0.2572	0.2134	0.2154	0.2144	0.2206	0.2274	0.2291
8	0.1813	0.1938	0.1985	0.2157	0.2232	0.2211	0.1960	0.1987	0.1972	0.1972	0.2049	0.2053
9	0.1673	0.1801	0.1838	0.1895	0.1984	0.1953	0.1828	0.1861	0.1842	0.1796	0.1881	0.1877
10	0.1563	0.1694	0.1724	0.1698	0.1798	0.1762	0.1723	0.1763	0.1741	0.1660	0.1751	0.1742
11	0.1474	0.1609	0.1633	0.1546	0.1655	0.1615	0.1640	0.1686	0.1662	0.1552	0.1649	0.1637
12	0.1403	0.1540	0.1561	0.1426	0.1542	0.1501	0.1571	0.1623	0.1598	0.1465	0.1568	0.1553
13	0.1344	0.1485	0.1503	0.1329	0.1451	0.1409	0.1515	0.1571	0.1546	0.1394	0.1502	0.1485
14	0.1296	0.1441	0.1457	0.1250	0.1377	0.1335	0.1468	0.1529	0.1503	0.1335	0.1448	0.1430
15	0.1257	0.1407	0.1421	0.1185	0.1316	0.1274	0.1428	0.1493	0.1467	0.1286	0.1404	0.1385
16	0.1226	0.1381	0.1394	0.1129	0.1266	0.1223	0.1394	0.1463	0.1437	0.1245	0.1368	0.1348
17	0.1202	0.1363	0.1375	0.1083	0.1223	0.1180	0.1365	0.1438	0.1411	0.1211	0.1338	0.1318
18	0.1183	0.1352	0.1363	0.1043	0.1187	0.1144	0.1340	0.1416	0.1390	0.1182	0.1314	0.1294
19	0.1170	0.1347	0.1359	0.1009	0.1156	0.1113	0.1318	0.1398	0.1371	0.1159	0.1296	0.1275
20	0.1162	0.1349	0.1361	0.0979	0.1129	0.1087	0.1299	0.1382	0.1355	0.1139	0.1281	0.1261
21	0.1159	0.1357	0.1370	0.0953	0.1106	0.1064	0.1283	0.1368	0.1342	0.1123	0.1271	0.1251
22	0.1161	0.1372	0.1386	0.0931	0.1087	0.1045	0.1269	0.1356	0.1330	0.1111	0.1265	0.1244
23	0.1168	0.1395	0.1410	0.0911	0.1070	0.1028	0.1256	0.1346	0.1320	0.1102	0.1262	0.1241
24	0.1180	0.1425	0.1442	0.0894	0.1055	0.1013	0.1245	0.1337	0.1311	0.1095	0.1262	0.1242
25	0.1198	0.1465	0.1484	0.0878	0.1042	0.1000	0.1235	0.1329	0.1304	0.1091	0.1266	0.1246
Median	0.1344	0.1485	0.1503	0.1329	0.1451	0.1409	0.1515	0.1571	0.1546	0.1394	0.1502	0.1485
Standard Error	0.0528	0.0521	0.0810	0.2231	0.2072	0.3958	0.0448	0.0626	0.0663	0.0818	0.0887	0.1298

Tableau 5. Mortalité naturelle pour l'omble chevalier anadrome de la rivière Jayko, Cambridge Bay, Nunavut, estimée à l'aide du modèle du cycle de vie (Chen et Watanabe 1989), du modèle de la longueur selon l'âge (Gislason et al. 2010) et du modèle du poids selon l'âge (Lorenzen 1996).

Âge	Modèle du cycle de vie			Modèle de la longueur selon l'âge			Modèle du poids selon l'âge			Moyenne géométrique		
	Mâle	Femelle	Tous	Mâle	Femelle	Tous	Mâle	Femelle	Tous	Mâle	Femelle	Tous
3	0.7402	0.5398	0.6599	1.5882	1.1611	1.4108	1.2020	0.7454	0.9738	1.1221	0.7759	0.9679
4	0.4814	0.3951	0.4499	0.7945	0.7025	0.7614	0.5264	0.4401	0.4894	0.5861	0.4962	0.5514
5	0.3708	0.3208	0.3536	0.5219	0.5023	0.5166	0.3600	0.3316	0.3483	0.4114	0.3766	0.3992
6	0.3100	0.2759	0.2989	0.3912	0.3942	0.3941	0.2862	0.2767	0.2823	0.3262	0.3111	0.3216
7	0.2720	0.2462	0.2639	0.3169	0.3281	0.3226	0.2453	0.2441	0.2448	0.2765	0.2702	0.2752
8	0.2462	0.2252	0.2399	0.2700	0.2843	0.2766	0.2198	0.2229	0.2211	0.2445	0.2426	0.2448
9	0.2278	0.2098	0.2226	0.2382	0.2535	0.2452	0.2028	0.2082	0.2050	0.2224	0.2229	0.2237
10	0.2141	0.1980	0.2096	0.2156	0.2311	0.2226	0.1908	0.1977	0.1937	0.2065	0.2084	0.2083
11	0.2038	0.1889	0.1997	0.1990	0.2142	0.2058	0.1821	0.1899	0.1854	0.1947	0.1973	0.1968
12	0.1960	0.1817	0.1919	0.1864	0.2011	0.1931	0.1756	0.1840	0.1792	0.1858	0.1887	0.1880
13	0.1903	0.1759	0.1859	0.1766	0.1909	0.1831	0.1707	0.1795	0.1745	0.1790	0.1820	0.1811
14	0.1863	0.1711	0.1814	0.1689	0.1826	0.1752	0.1670	0.1760	0.1709	0.1738	0.1765	0.1758
15	0.1840	0.1672	0.1781	0.1627	0.1760	0.1689	0.1640	0.1732	0.1681	0.1700	0.1721	0.1717
16	0.1830	0.1640	0.1760	0.1578	0.1706	0.1638	0.1617	0.1711	0.1659	0.1672	0.1685	0.1685
17	0.1836	0.1614	0.1751	0.1537	0.1661	0.1597	0.1599	0.1693	0.1642	0.1653	0.1656	0.1662
18	0.1855	0.1594	0.1751	0.1504	0.1624	0.1562	0.1585	0.1680	0.1629	0.1641	0.1632	0.1646
19	0.1890	0.1579	0.1763	0.1477	0.1593	0.1534	0.1574	0.1669	0.1618	0.1638	0.1613	0.1635
20	0.1941	0.1569	0.1785	0.1454	0.1567	0.1510	0.1565	0.1660	0.1609	0.1641	0.1598	0.1631
21	0.2013	0.1564	0.1819	0.1435	0.1545	0.1490	0.1558	0.1653	0.1602	0.1651	0.1586	0.1631
22	0.2109	0.1563	0.1866	0.1419	0.1526	0.1473	0.1552	0.1647	0.1597	0.1668	0.1578	0.1637
23	0.2235	0.1567	0.1928	0.1406	0.1510	0.1459	0.1547	0.1642	0.1592	0.1694	0.1573	0.1649
24	0.2400	0.1576	0.2008	0.1395	0.1497	0.1448	0.1543	0.1639	0.1589	0.1729	0.1570	0.1665
25	0.2622	0.1590	0.2110	0.1385	0.1486	0.1438	0.1540	0.1636	0.1586	0.1775	0.1569	0.1688
Median	0.2109	0.1711	0.1928	0.1689	0.1826	0.1752	0.1670	0.1760	0.1709	0.1775	0.1765	0.1758
Standard Error	0.0265	0.0196	0.0237	0.0672	0.0490	0.0596	0.0470	0.0273	0.0372	0.0444	0.0301	0.0380

Tableau 6. Points de référence biologiques pour la gestion des pêches, tirés du modèle DB-SRA pour l'omble chevalier dans les rivières Halokvik et Jayko, Cambridge Bay, Nunavut.

	Moyenne	Écart-type	2,5 %	25 %	50 %	75 %	97,5 %
<b>Omble chevalier de la rivière Halokvik</b>							
<i>M</i>	0.1505	0.1352	0.0245	0.0659	0.1108	0.1902	0.5106
$F_{RMS}/M$	0.7952	0.1561	0.5314	0.6826	0.7829	0.8915	1.1327
Delta	0.6004	0.0976	0.4027	0.5336	0.6036	0.6696	0.7799
$B_{RMS}/K$	0.5989	0.0449	0.5096	0.5688	0.5996	0.6298	0.6843
$F_{RMS}$	0.1193	0.1115	0.0183	0.0510	0.0871	0.1494	0.4092
$E_{RMS}$	0.0961	0.0667	0.0178	0.0481	0.0791	0.1266	0.2688
<i>K</i>	104.993	54.493	32.516	63.298	93.916	134.495	236.522
$B_{RMS}$	62.747	32.612	19.287	37.676	56.259	80.784	142.134
RMS	4.291	0.848	2.344	3.796	4.405	4.896	5.660
<b>Omble chevalier de la rivière Jayko</b>							
<i>M</i>	0.1775	0.0845	0.0659	0.1177	0.1598	0.2190	0.3892
$F_{RMS}/M$	0.7965	0.1567	0.5317	0.6834	0.7842	0.8931	1.1358
Delta	0.6004	0.0977	0.4029	0.5336	0.6035	0.6696	0.7807
$B_{RMS}/K$	0.5992	0.0450	0.5097	0.5690	0.6000	0.6302	0.6847
$F_{RMS}$	0.1413	0.0737	0.0469	0.0901	0.1250	0.1751	0.3273
$E_{RMS}$	0.1172	0.0498	0.0443	0.0811	0.1087	0.1447	0.2346
<i>K</i>	167.148	57.739	82.957	125.640	157.721	198.504	306.197
$B_{RMS}$	99.836	34.308	49.640	74.952	94.236	118.558	184.006
RMS	10.225	1.374	7.363	9.332	10.289	11.183	12.772



Figure 1. Carte de la région de Cambridge Bay, au Nunavut, montrant la pêche commerciale actuelle à l'omble chevalier. La communauté de Cambridge Bay est présentée par une étoile.



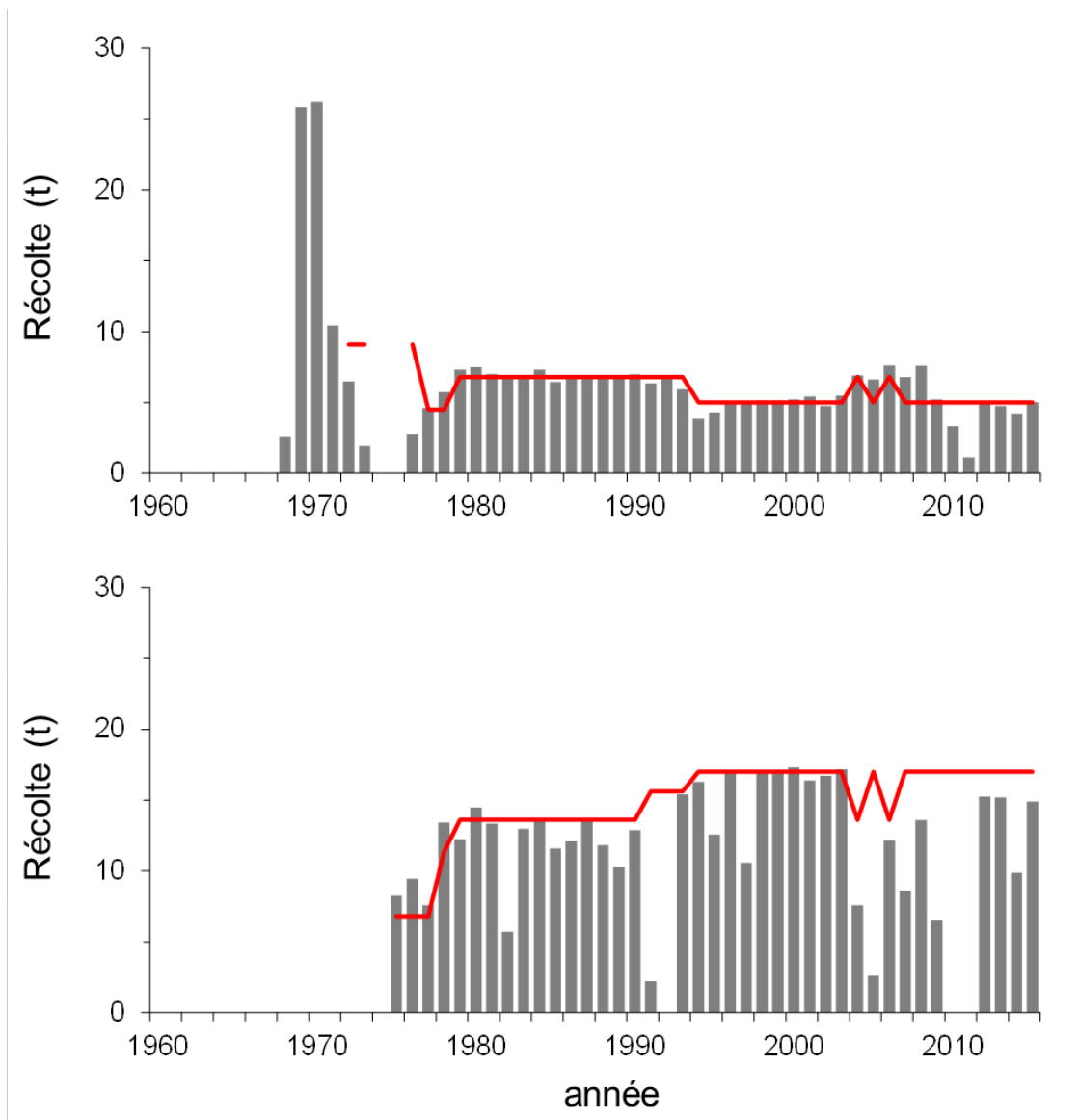


Figure 2. Récolte commerciale (barre grise) et quota (ligne rouge) pour l'omble chevalier anadrome des rivières Halokvik (graphique supérieur) et Jayko (graphique inférieur).

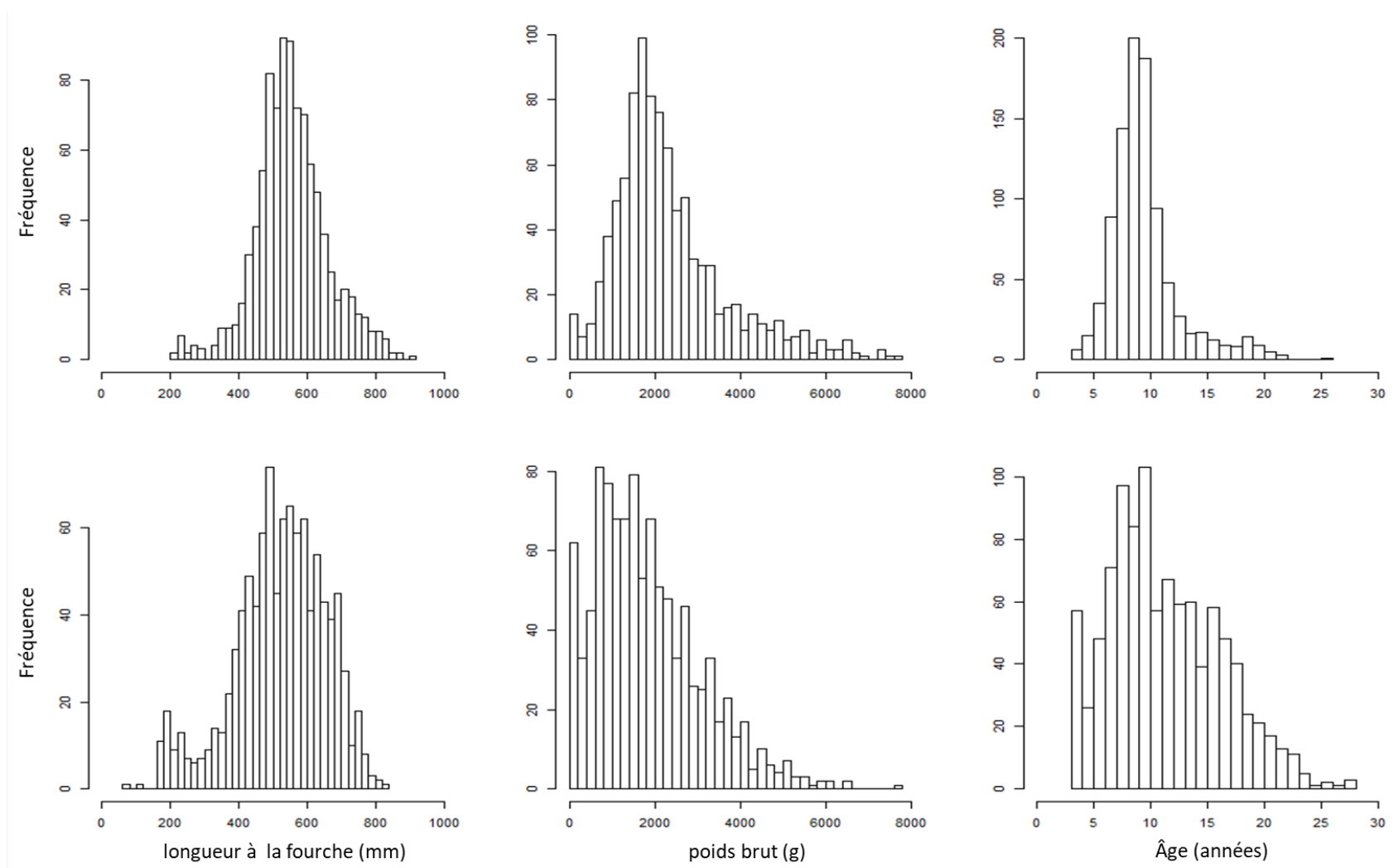


Figure 3. Résumés des caractéristiques biologiques de l'omble chevalier recueillies lors relevés indépendants des pêches dans les rivières Halokvik (graphiques supérieurs) et Jayko (graphiques inférieurs) de la région de Cambridge Bay, Nunavut, 2010-2015.

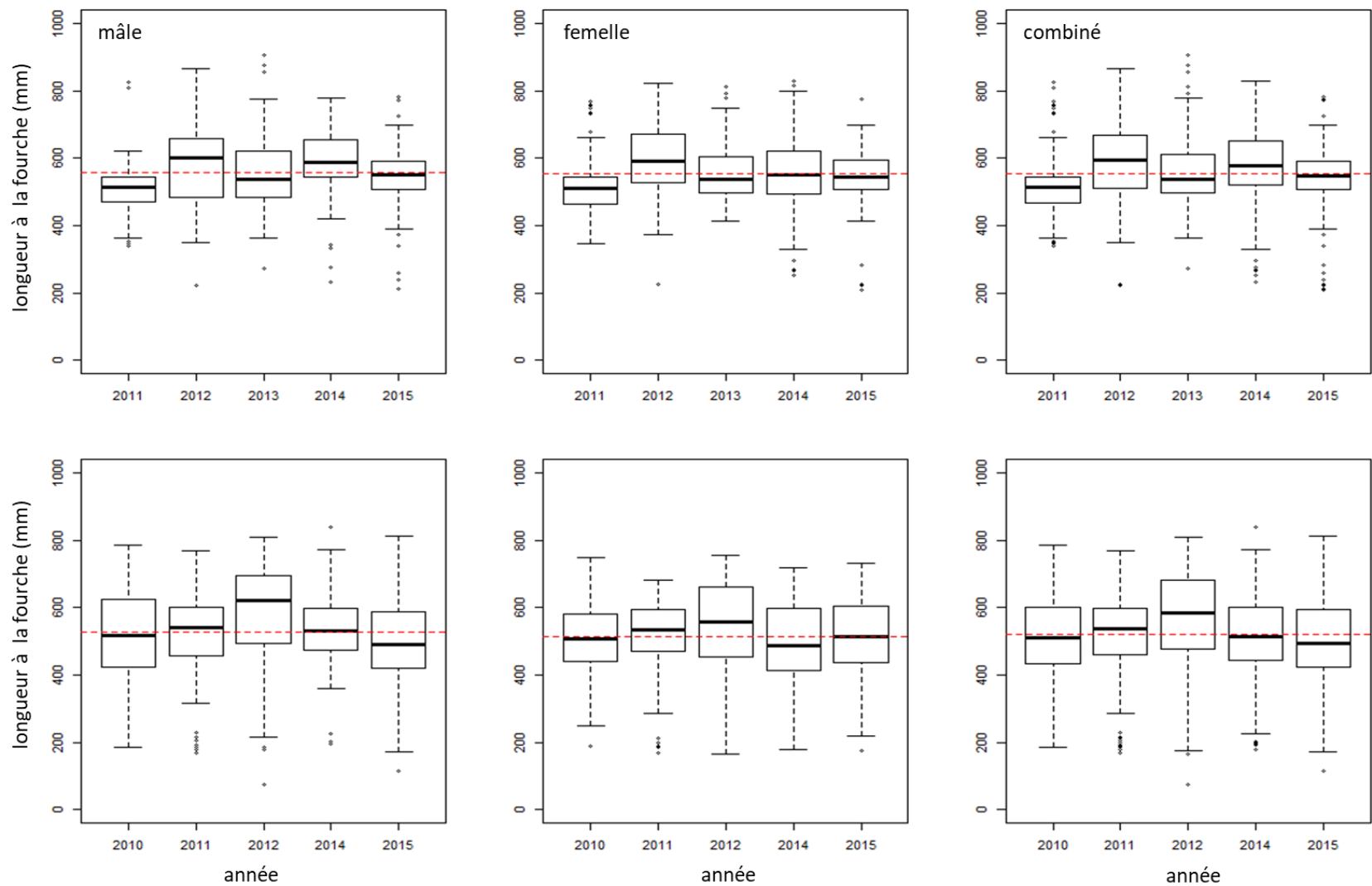


Figure 4. Comparaison de la variation interannuelle de la longueur à la fourche (mm) recueillie à partir d'un échantillonnage indépendant de la pêche à l'omble chevalier anadrome des rivières Halokvik (graphiques supérieurs) et Jayko (graphiques inférieurs), Cambridge Bay, Nunavut, par sexe (de gauche à droite, mâles, femelles et les deux sexes combinés). La moyenne pour toutes les années est exprimée par une ligne pointillée rouge.

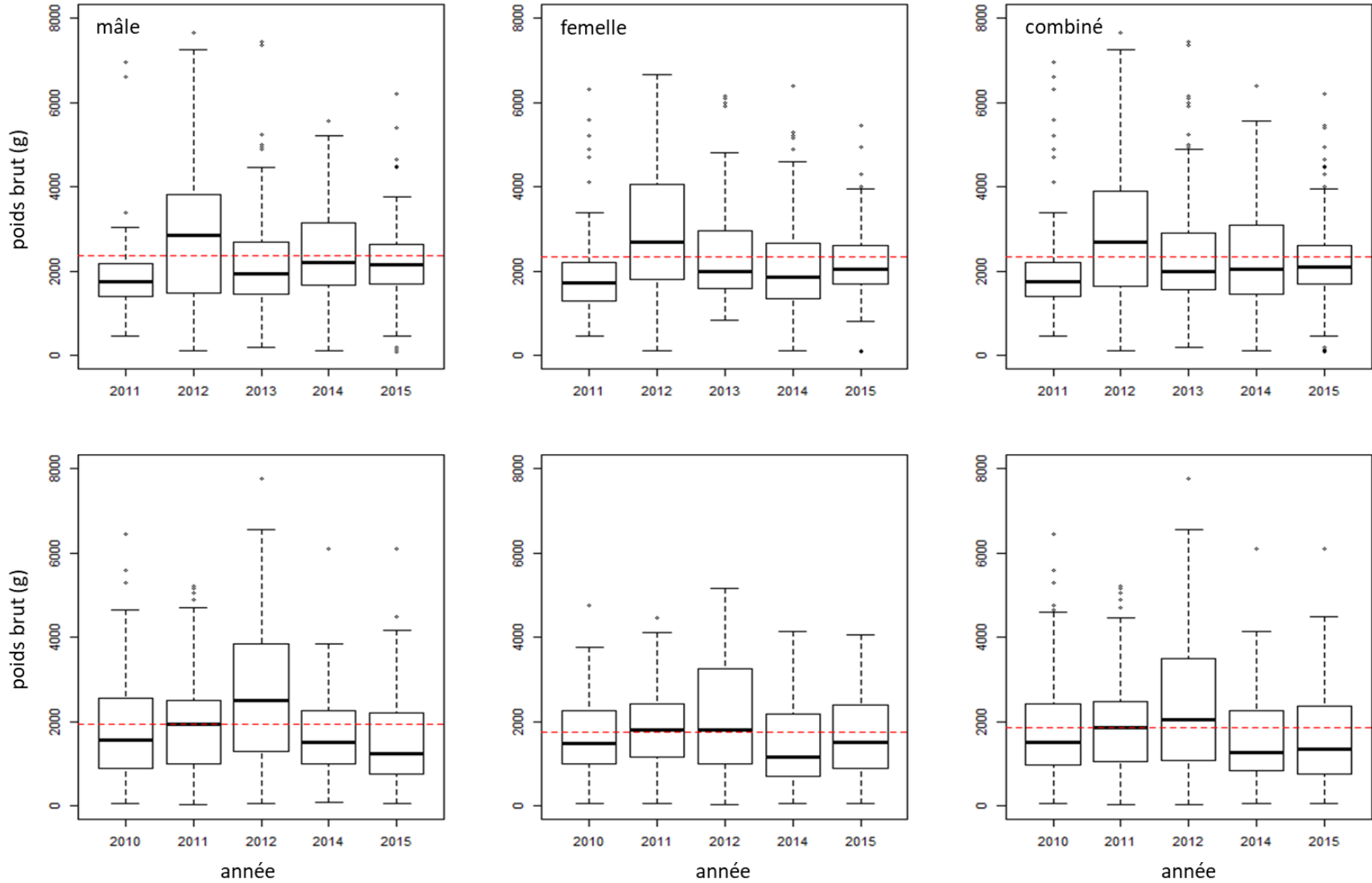


Figure 5. Comparaison de la variation interannuelle du poids brut (g) recueillie à partir d'un échantillonnage indépendant de la pêche à l'omble chevalier anadrome des rivières Halokvik (graphiques supérieurs) et Jayko (graphiques inférieurs), Cambridge Bay, Nunavut, par sexe (de gauche à droite, mâles, femelles et les deux sexes combinés). La moyenne pour toutes les années est exprimée par une ligne pointillée rouge.

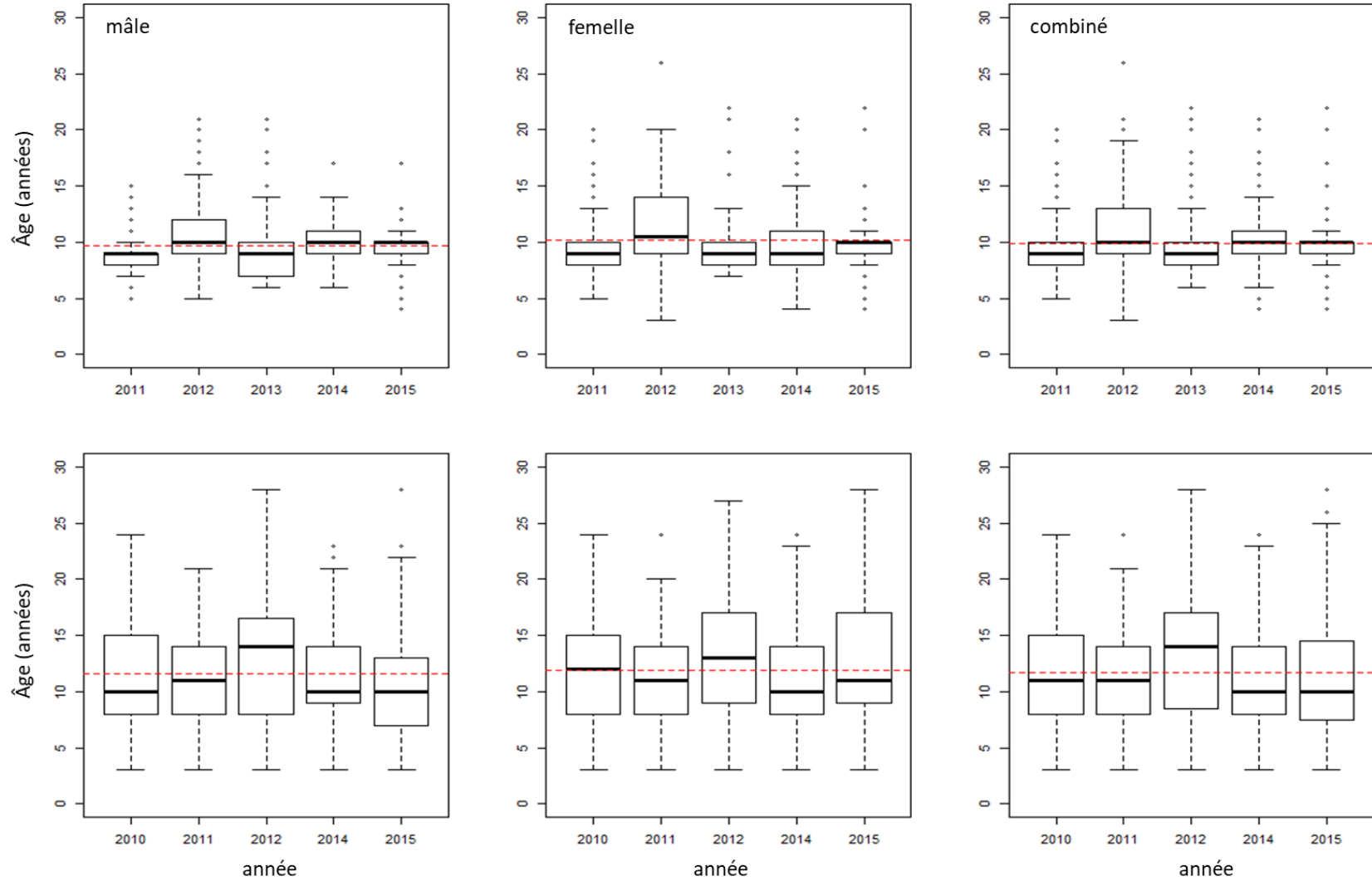


Figure 6. Comparaison de la variation interannuelle de l'âge otolithique (année) recueillie à partir d'un échantillonnage indépendant de la pêche à l'omble chevalier anadrome des rivières Halokvik (graphiques supérieurs) et Jayko (graphiques inférieurs), Cambridge Bay, Nunavut, par sexe (de gauche à droite, mâles, femelles et les deux sexes combinés). La moyenne pour toutes les années est exprimée par une ligne pointillée rouge.

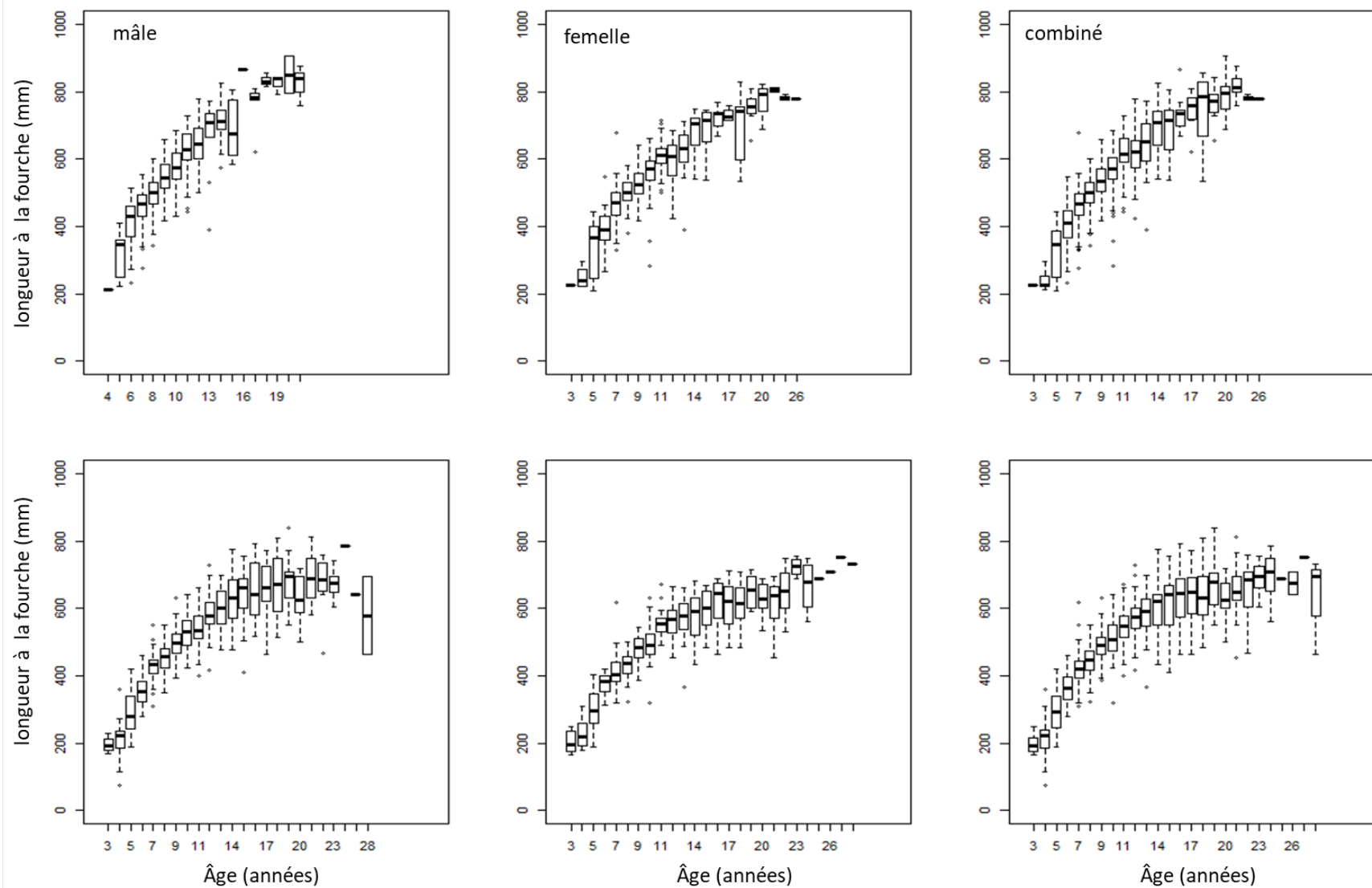


Figure 7. Comparaison de la longueur selon l'âge entre l'omble chevalier anadrome mâle (à gauche), femelle (au milieu) et les deux sexes combinés (à droite) dans les rivières Halokvik (graphiques supérieurs) et Jayko (graphiques inférieurs), de la région de Cambridge Bay, Nunavut. Données recueillies dans le cadre de l'échantillonnage indépendant des pêches de 2010 à 2015.

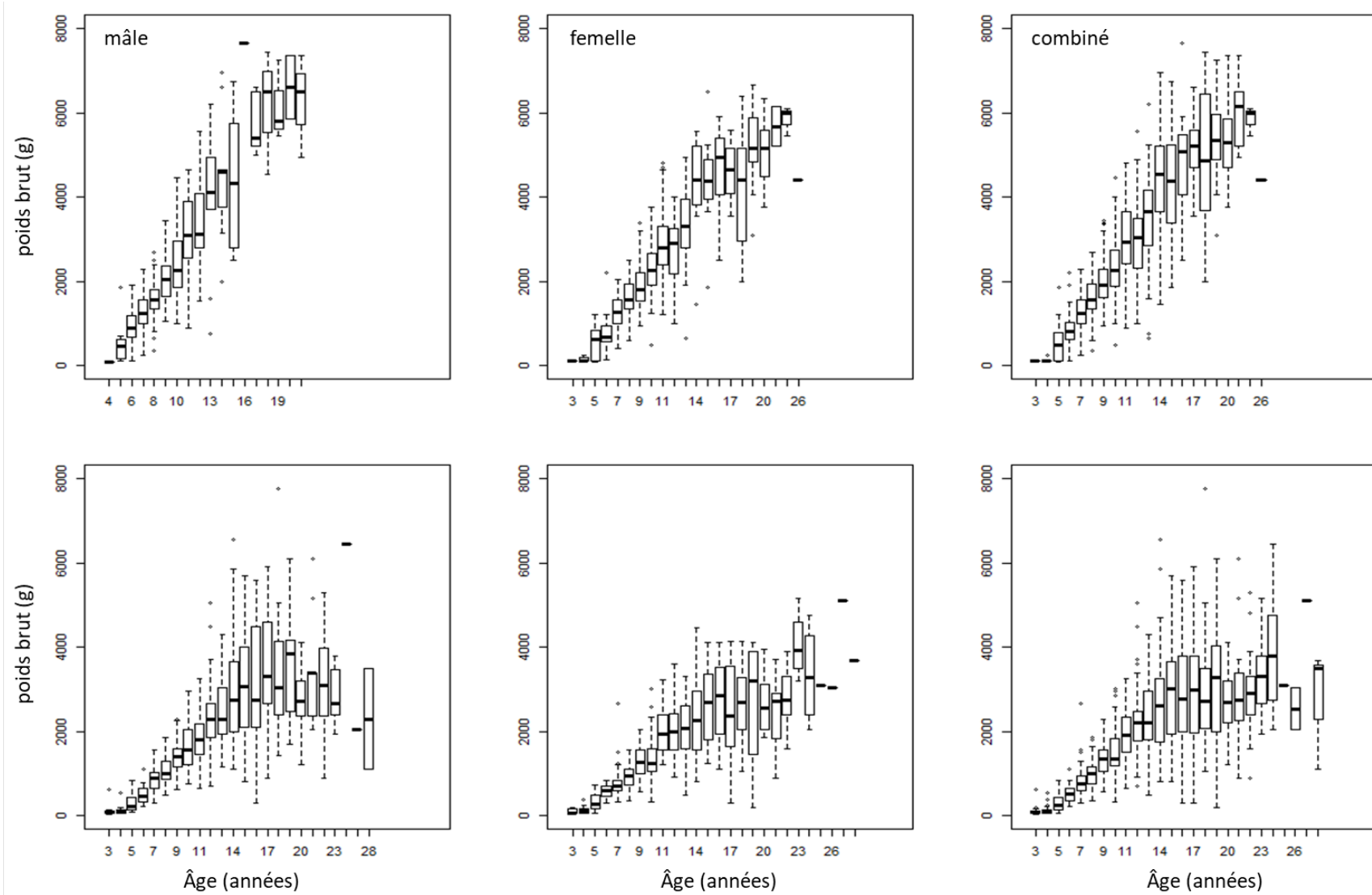


Figure 8. Comparaison du poids brut selon l'âge entre l'omble chevalier anadrome mâle (à gauche), femelle (au milieu) et les deux sexes combinés (à droite) dans les rivières Halokvik (graphiques supérieurs) et Jayko (graphiques inférieurs), de la région de Cambridge Bay, Nunavut. Données recueillies dans le cadre de l'échantillonnage indépendant des pêches de 2010 à 2015.

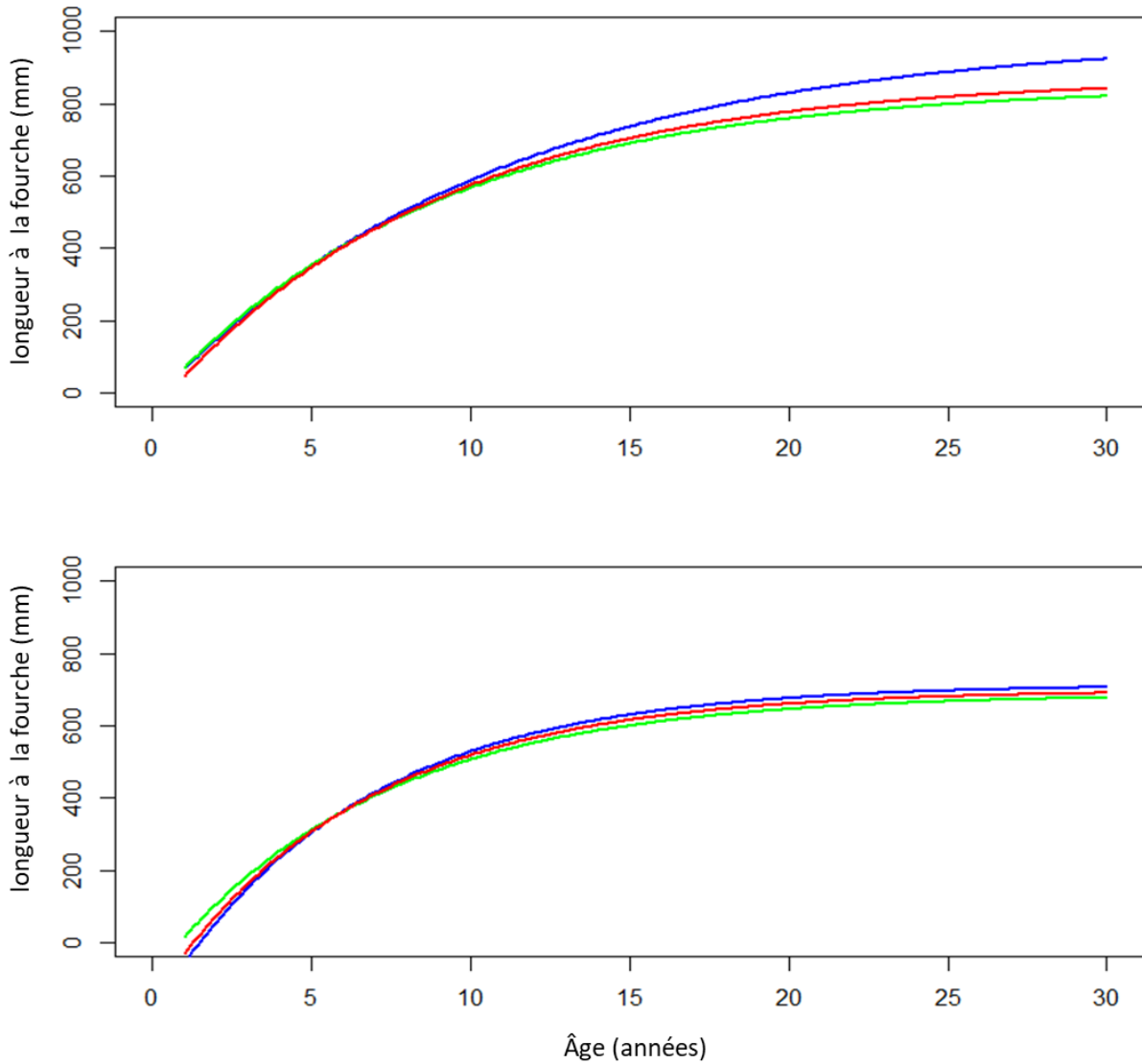


Figure 9. Croissance modélisée de la longueur à la fourche de la femelle (vert), du mâle (bleu) et des deux sexes combinés (rouge) de l'omble chevalier des rivières Halokvik (graphique supérieur) et Jayko (graphique inférieur), Cambridge Bay, Nunavut. Données recueillies dans le cadre de l'échantillonnage indépendant des pêches de 2010 à 2015.



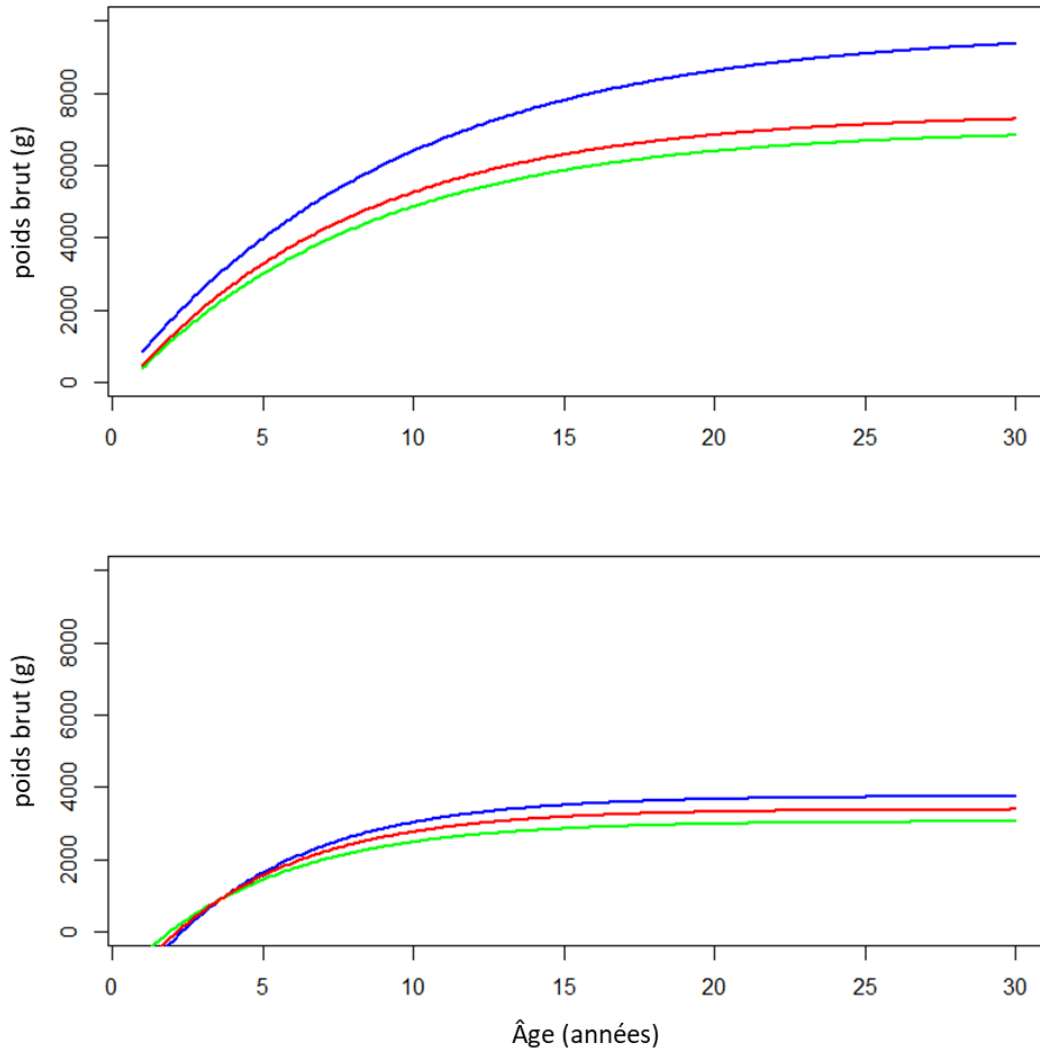


Figure 10. Croissance modélisée du poids brut selon l'âge de la femelle (vert), du mâle (bleu) et des deux sexes combinés (rouge) de l'omble chevalier des rivières Halokvik (graphique supérieur) et Jayko (graphique inférieur), Cambridge Bay, Nunavut. Données recueillies dans le cadre de l'échantillonnage indépendant des pêches de 2010 à 2015.

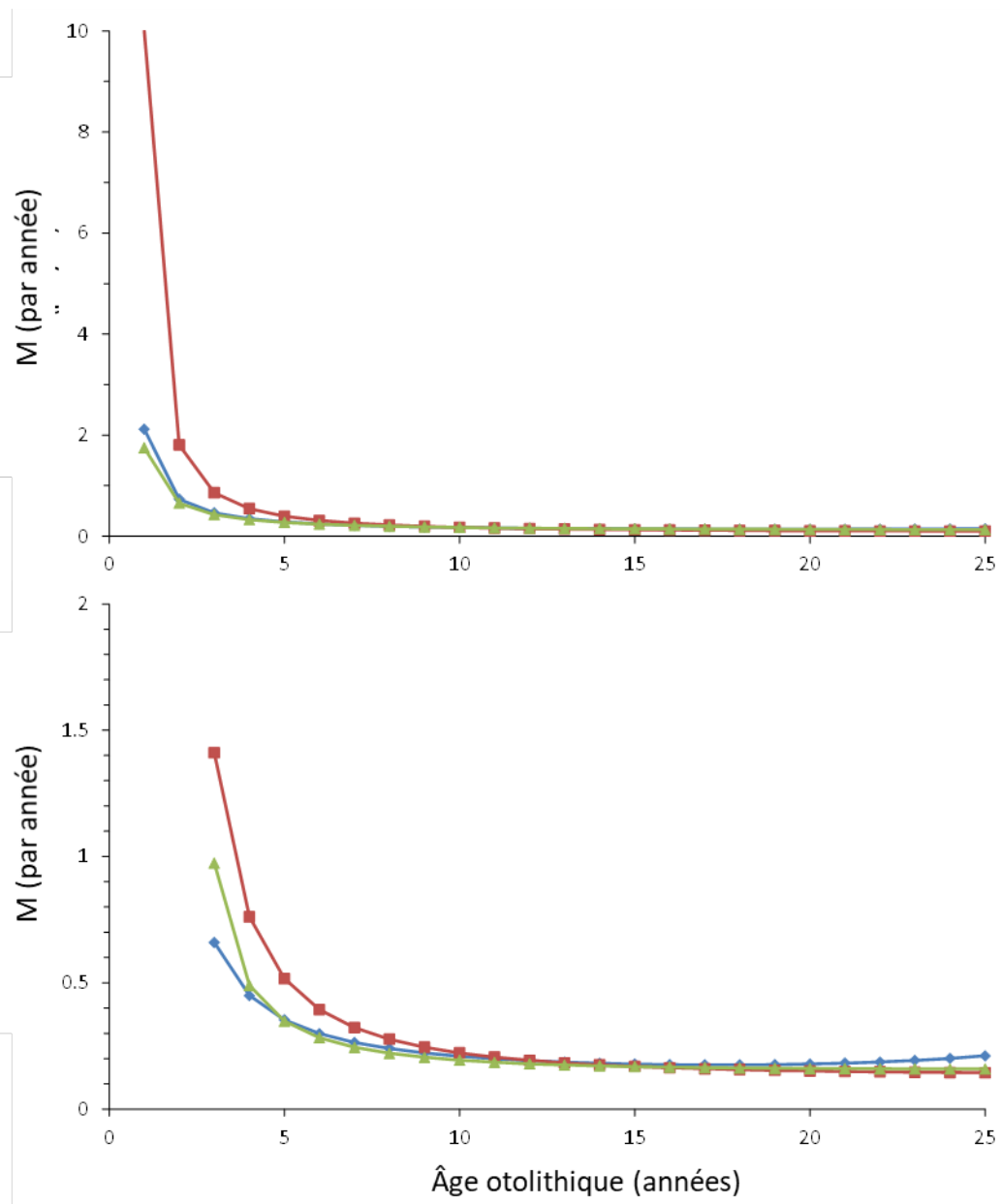


Figure 11. Estimation de la mortalité naturelle selon l'âge pour l'omble chevalier anadrome des rivières Halokvik (en haut) et Jayko (en bas), Cambridge Bay, Nunavut, pour les estimations dérivées du modèle de cycle de vie (losanges bleus), du modèle de la longueur selon l'âge (carrés rouges) et du modèle du poids selon l'âge (triangles jaunes).

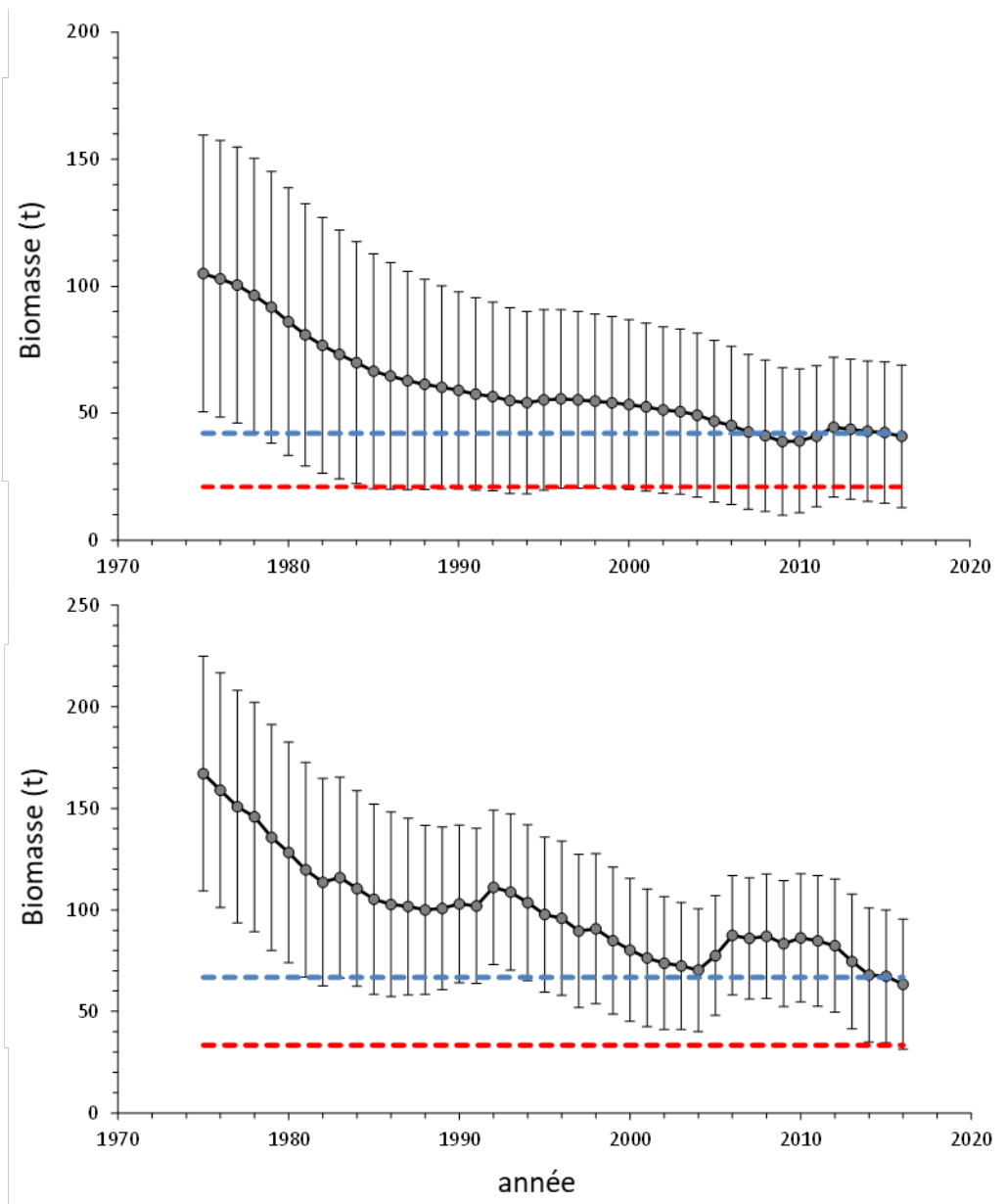


Figure 12. Variation temporelle de la biomasse estimée avec une unité d'écart-type de la DB-SRA pour l'omble chevalier anadrome dans les rivières Halokvik (graphique supérieur) et Jayko (graphique inférieur). Le point de référence limite (PRL, ligne pointillée rouge) et le point de référence supérieur du stock (PRS, ligne pointillée bleue) sont également indiqués.

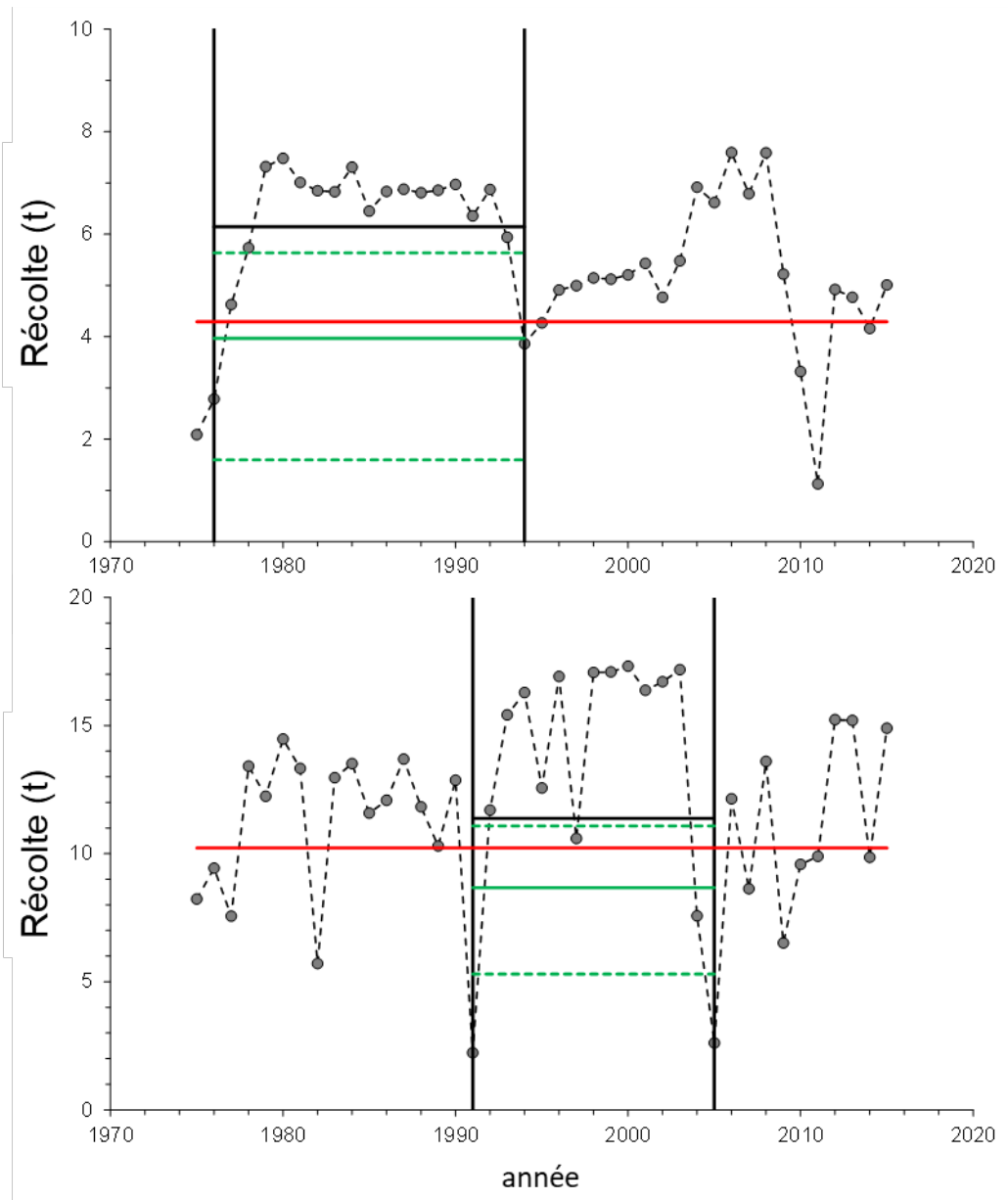


Figure 13. La DCAC pour l'omble chevalier anadrome des rivières Halokvik (graphique supérieur) et Jayko (graphique inférieur). Les lignes pointillées noires et les cercles gris sont la série chronologique de la récolte commerciale utilisée dans l'évaluation. Les lignes verticales noires indiquent les tranches d'années pendant lesquelles les récoltes commerciales sont additionnées, et les lignes horizontales noires sont des moyennes géométriques des récoltes commerciales pendant les tranches d'années. Les lignes horizontales rouges indiquent le rendement minimal soutenu (RMS) de l'analyse de réduction des stocks. Les lignes vertes sont la médiane (ligne pleine) de la DCAC et les quantiles à 2,5 % et 97,5 % (tirets).

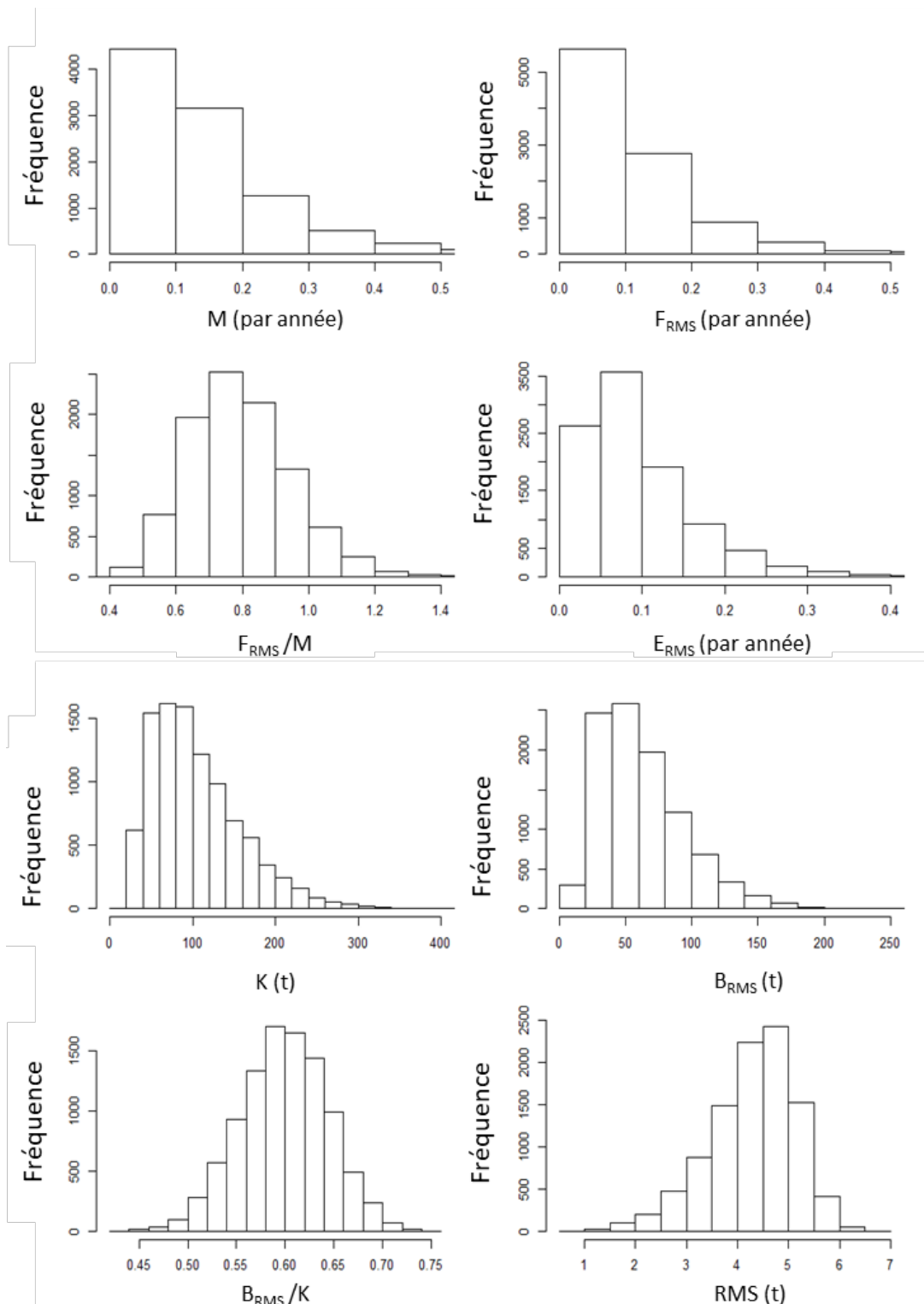


Figure 14. Distribution de la fréquence des valeurs de paramètres selon l'analyse DB-SRA pour l'omble chevalier de la rivière Halokvik.

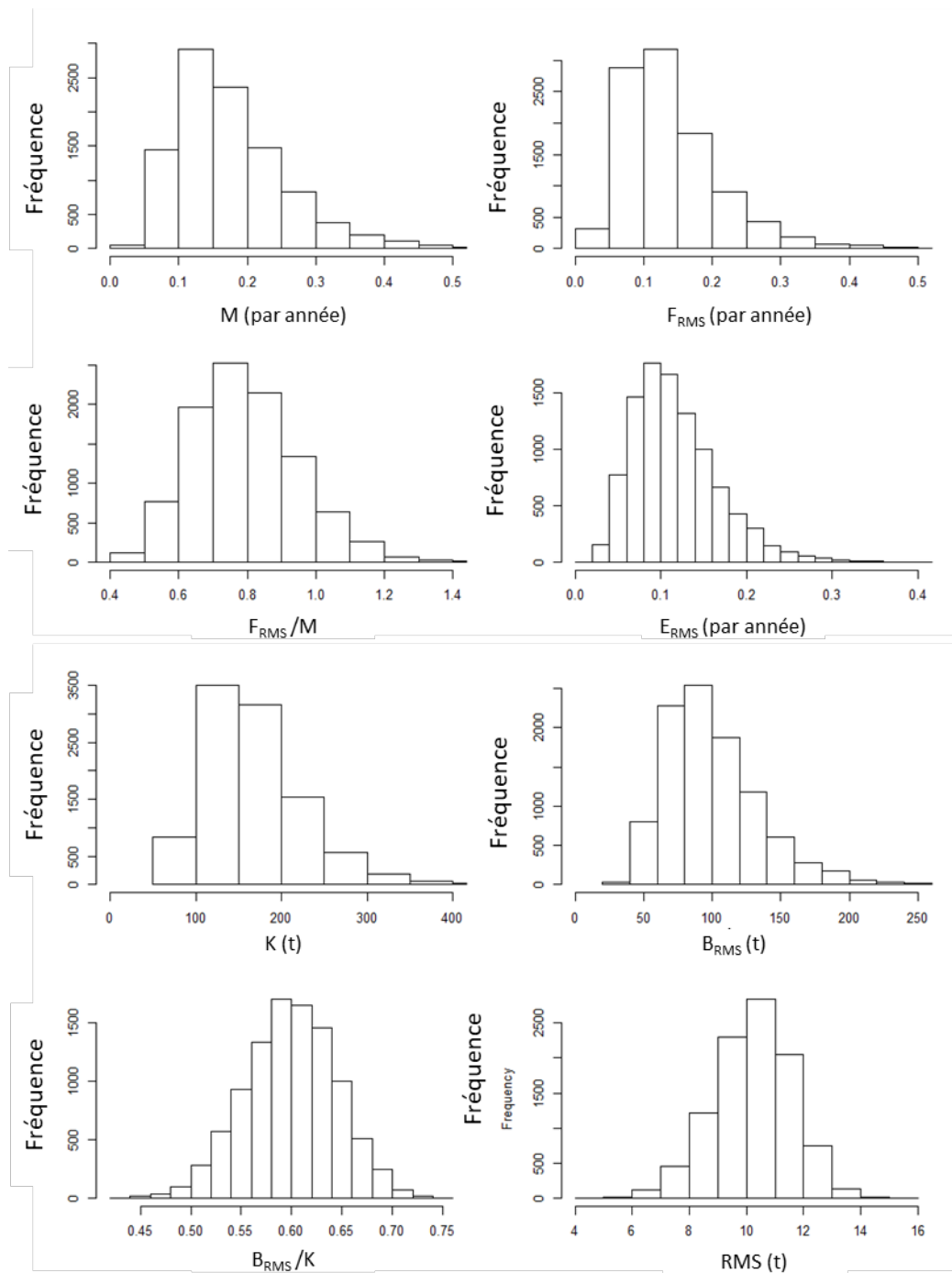


Figure 15. Distributions de la fréquence des valeurs de paramètres selon l'analyse DB-SRA pour l'omble chevalier de la rivière Jayko.

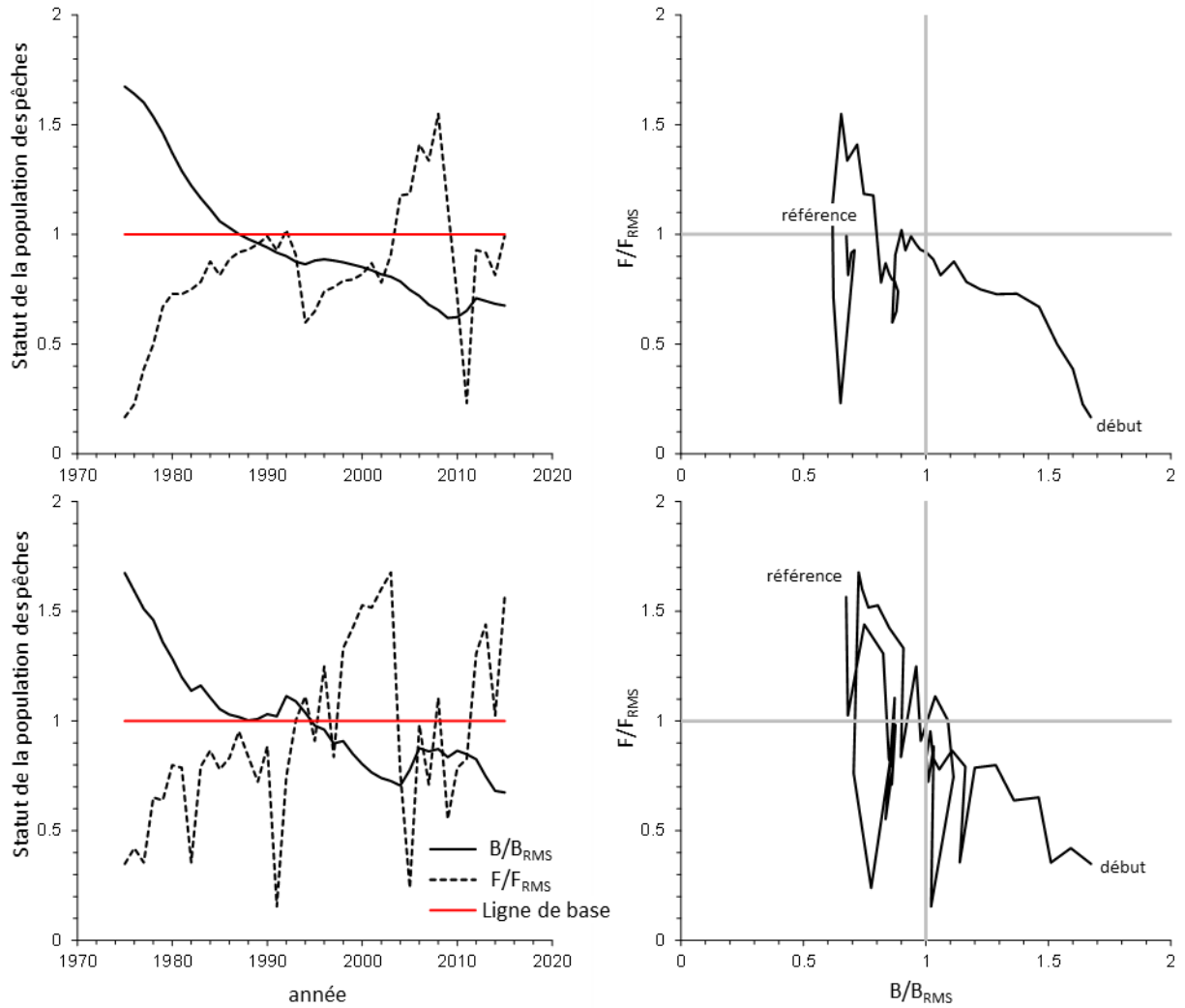


Figure 16. Sommaire graphique de l'exploitation historique des stocks d'omble chevalier par la pêche commerciale dans les rivières Halokvik (graphique supérieur) et Jayko (graphique inférieur), de 1975 à 2015, montrant les tendances médianes a posteriori du statut des stocks ( $B/B_{RMS}$ ) et du statut des pêches ( $F/F_{RMS}$ ) calculées à l'aide du modèle DB-SRA. La référence critique au statut des stocks est définie par les lignes rouges comme des indicateurs propres à la biomasse, ainsi que l'évolution historique du statut de la biomasse de l'omble chevalier par rapport au statut des pêches comparée aux lignes de référence (en gris).