



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 2020/025

Région du Pacifique

Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon coho du Fraser intérieur

Michael Arbeider¹, Lynda Ritchie¹, Doug Braun², Brittany Jenewein³, Karen Rickards³,
Kaitlyn Dionne¹, Carrie Holt⁴, Marc Labelle⁵, Pete Nicklin⁶, Paul Mozin⁷, Paul Grant⁴,
Chuck Parken¹, Richard Bailey¹

¹ Pêches et Océans Canada
Bureau du secteur de l'intérieur de la Colombie-Britannique
986, place McGill
Kamloops (Colombie-Britannique) V2C 6X6

² Pêches et Océans Canada
École de gestion des ressources et de l'environnement
Université Simon-Fraser
Institut de gestion coopérative des ressources
8888, promenade University
Burnaby (Colombie-Britannique) V5A 1S6

³ Pêches et Océans Canada
Bureau d'Annacis
100, promenade Annacis, unité 3
Delta (Colombie-Britannique) V3M 6A2

⁴ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

⁵ Okanagan Nation Alliance
3535, route Old Okanagan
Westbank (Colombie-Britannique) V4T 3L7

⁶ Upper Fraser Fisheries Conservation Alliance
298A, route Mission
Williams Lake (Colombie-Britannique) V2G 5K9

⁷ Conseil tribal des Scw'exmx
2090, avenue Coutlee
Merritt (Colombie-Britannique) V1K 1B8

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, 2020
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Arbeider, M., Ritchie, L., Braun, D., Jenewein, B., Rickards, K., Dionne, K., Holt, C., Labelle, M., Nicklin, P., Mozin, P., Grant, P., Parken, C., et Bailey, R. 2020. Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon coho du Fraser intérieur. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/025. xii + 231 p

Also available in English :

Arbeider, M., Ritchie, L., Braun, D., Jenewein, B., Rickards, K., Dionne, K., Holt, C., Labelle, M., Nicklin, P., Mozin, P., Grant, P., Parken, C., and Bailey, R. 2020. Interior Fraser Coho Salmon Recovery Potential Assessment. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/025. xi + 211 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	xii
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Information sur l'espèce.....	1
1.2 Historique de l'inscription et du rétablissement	1
2 PARAMÈTRES RELATIFS À LA BIOLOGIE, À L'ABONDANCE, À LA RÉPARTITION ET AU CYCLE DE VIE.....	4
2.1 Élément 1 : Sommaire de la biologie du saumon coho du Fraser intérieur.....	4
2.2 Élément 2 : Évaluation de la trajectoire récente de l'effectif, de la répartition et du nombre de populations du saumon coho du Fraser intérieur	11
2.3 Élément 3 : Estimations des paramètres actuels ou récents du cycle DE VIE du saumon coho du Fraser intérieur.....	20
3 BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT	22
3.1 Élément 4 : Propriétés deS MILIEUX nécessaires au bon déroulement de tous les stades du cycle DE VIE du saumon coho.....	22
3.2 Élément 5 : Information sur l'étendue des zones susceptibles de présenter ces propriétés de l'habitat dans l'aire de répartition du saumon coho	29
3.3 Élément 6 : Présence et étendue des contraintes associées à la configuration spatiale 37	
3.4 Élément 7 : Évaluation du concept de résidence et description du saumon coho.....	38
4 MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS POUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DU CFI.....	39
4.1 Élément 8 : Menaces pour la survie et le rétablissement	39
4.2 Élément 9 : Activités les plus susceptibles de menacer les propriétés de l'habitat indiquées dans les Éléments 4 à 5.....	73
4.3 Élément 10 : Facteurs naturels qui limiteront la survie et le rétablissement.....	73
4.4 Élément 11 : EFFETS écologiques potentiels des menaces décrites à l'Élément 8 sur l'espèce ciblÉE et les espèces coexistantes, efforts de surveillance actuels et lacunes dans les connaissances.....	78
5 OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT.....	81
5.1 Élément 12 : objectifs de rétablissement PROPOSÉS concernant l'abondance et la répartition	81
5.2 Élément 13 : Trajectoires projetées des populations compte tenu des paramètres actuels de la dynamique des populations	84
5.3 Élément 14 : Avis sur la mesure dans laquelle l'habitat convenable disponible répond aux besoins de l'espèce, tant actuellement que lorsque les objectifs de rétablissement de l'espèce sERont atteints.....	103
5.4 Élément 15 : Probabilité que l'objectif de rétablissement proposé puisse être atteint selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité et de productivité	104
6 SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE.....	114

6.1	Élément 16 : Liste des mesures d'atténuation réalisables et des activités de rechange raisonnables aux activités qui posent des menaces pour l'espèce et son habitat	114
6.2	Élément 17 : Liste des activités susceptibles d'accroître la productivité ou les paramètres de survie.....	121
6.3	Élément 18 : avis sur la faisabilité de restaurer l'habitat selon des valeurs plus élevées si la disponibilité actuelle de l'habitat est insuffisante pour permettre l'atteinte de l'objectif de rétablissement (voir l'élément 14).....	122
6.4	Élément 19 : Estimation de la diminution attendue du taux de mortalité découlant de chaque mesure d'atténuation et activité de rechange énumérée À l'élément 16, ainsi que de l'augmentation de la productivité ou de la survie associée à chaque mesure de l'élément 17	123
6.5	Élément 20 : Projection de la trajectoire attendue des populations (et des incertitudes) sur une période raisonnable du point de vue scientifique et jusqu'au moment d'atteindre les objectifs de rétablissement, en fonction des taux de mortalité et des taux de productivité en rapport avec les mesures particulières aux fins d'examen énoncées à l'élément 19	123
6.6	Élément 21 : Recommandations de valeurs des paramètres pour la productivité des populations et les taux de mortalité de départ, et de caractéristiques particulières du modèle de population	124
7	ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES.....	124
7.1	Élément 22 : Évaluation du taux maximal de mortalité et de destruction de l'habitat d'origine anthropique que l'espèce peut soutenir sans risque pour sa survie ou son rétablissement.....	124
8	REMERCIEMENTS.....	127
9	RÉFÉRENCES CITÉES.....	128
	ANNEXE 1. DOCUMENTS SUR LE SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR	146
	ANNEXE 2. GROUPES ET ORGANISMES ASSOCIÉS AU SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR	148
	ANNEXE 3. HISTORIQUE DE LA GESTION DU SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR	149
	ANNEXE 4. DONNÉES.....	156
	ANNEXE 5. TRAITEMENT DES DONNÉES.....	161
	ANNEXE 6. HABITAT FLUVIAL ACCESSIBLE ET UTILISABLE	168
	ANNEXE 7. RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES SUR L'ÉVALUATION DES MENACES	177
	ANNEXE 8. ANALYSE D'AUTRES OBJECTIFS DE RÉTABLISSMENT	192
	ANNEXE 9. COMPARAISON DE LA RECONSTITUTION DU RECRUTEMENT	195
	ANNEXE 10. MISES À JOUR DE LA PRÉCISION DE LA DISTRIBUTION A PRIORI DANS LES MODÈLES RICKER-PRIORCAP ET RICKER-DEP	199
	ANNEXE 11. MODÈLES ET CODES DE SIMULATION	202
	ANNEXE 12. AUTRES DIAGNOSTICS ET RÉSULTATS DES MODÈLES ET DES SIMULATIONS.....	214

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Résumé des stratégies pour assurer le rétablissement du saumon coho du Fraser intérieur (dernière mise à jour en 2005).....	2
Tableau 2. Aperçu des termes utilisés dans différents documents et de leur interprétation équivalente (c.-à-d. au même niveau de délimitation).	11
Tableau 3. Longueur totale des bras principaux des cours d'eau et habitat actuellement accessible au saumon coho du Fraser intérieur.	12
Tableau 4. Taux estimé de fluctuation et pourcentage de fluctuation sur dix ans de l'effectif des remontes avant la pêche pour les unités de conservation (UC) et l'unité désignable (UD) du saumon coho du Fraser intérieur.....	17
Tableau 5. Taux estimé de fluctuation et pourcentage de fluctuation sur dix ans de l'effectif des géniteurs d'origine naturelle pour les unités de conservation (UC) de l'unité désignable (UD) du saumon coho du Fraser intérieur.....	18
Tableau 6. Estimations moyennes des paramètres du cycle de vie au niveau de l'unité désignable (UD), de l'unité de conservation (UC) ou du dème avec écart-type (ET) de l'estimation et période des données.	21
Tableau 7. Aperçu des besoins en matière d'habitat du saumon coho à chacun des stades de son cycle de vie.	26
Tableau 8. Études que l'ERCFI a suggérées pour déterminer les milieux importants pour le saumon coho du Fraser intérieur.....	28
Tableau 9. Calculateur des menaces utilisé par le MPO pour le saumon coho du Fraser intérieur. Il convient de noter que certaines catégories sont légèrement différentes de celles utilisées par le COSEPAC (voir l'annexe 7).....	69
Tableau 10. Facteurs limitatifs naturels évalués dans le cadre d'évaluation et de calcul des menaces du MPO pour le saumon coho du Fraser intérieur.....	77
Tableau 11. Liste des espèces coexistantes, habitat général dans lequel elles se trouvent et leur relation avec le saumon coho.....	79
Tableau 12. Objectifs d'abondance et de répartition proposés pour l'UD du CFI. L'objectif à long terme de l'ERCFI est celui qui est proposé dans le présent rapport. L'astérisque (*) indique l'objectif recommandé.	82
Tableau 13. A priori des paramètres du modèle bayésien et descriptions des symboles. Mis à jour d'après Parken et al. ¹	92
Tableau 14. Estimations du rendement médian de trois modèles stock-recrutement de Ricker, avec et sans une covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte.	96
Tableau 15. Estimations des médianes des paramètres et leurs intervalles de crédibilité de 0,1 à 0,9 (entre parenthèses) d'après trois modèles stock-recrutement de Ricker.	97
Tableau 16. Sommaire du pourcentage d'essais atteignant l'objectif de rétablissement dans la moyenne géométrique finale sur trois ans (réussite finale) pour plusieurs taux d'exploitation (TE) et taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte simulés.	111
Tableau 17. Sommaire du pourcentage d'essais ayant donné des trajectoires de population positives (pourcentage de trajectoires positives) pour plusieurs taux d'exploitation (TE) et taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte simulés.....	112

Tableau 18. Sommaire de la variation médiane en pourcentage sur dix ans et des 10 ^e et 90 ^e quantiles pour plusieurs taux d'exploitation (TE) et taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte simulés.....	113
Tableau 19. Série de données historiques tirées des évaluations des stocks du Fraser du MPO pour le CFI. Les valeurs indiquées pour chaque unité de conservation représentent l'échappée totale pour une année de montaison donnée.	156
Tableau 20. Données tirées des évaluations des stocks effectuées par le MPO depuis l'année d'éclosion 1998. La colonne Géniteurs présente l'échappée totale des poissons d'origine naturelle et d'écloserie pour chaque année d'éclosion (c.-à-d. année de montaison).....	158
Tableau 21. Longueurs totales, accessibles et utilisables des cours d'eau dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, ventilées par unité de conservation (UC), cours principal et ses affluents.....	168
Tableau 22. Utilisation des valeurs de la portée et de la gravité pour déterminer l'impact d'une menace. Copié du document COSEPAC, 2012.	178
Tableau 23. Valeurs de la portée des menaces identifiées. Classement des niveaux pour la portée, copié du document COSEPAC, 2012.....	178
Tableau 24. Valeur de la gravité d'une menace. Classement des niveaux de gravité, copié du document COSEPAC, 2012.	178
Tableau 25. Valeur de l'immédiateté d'une menace. Copié du document COSEWIC, 2012....	179
Tableau 26. Évaluation des menaces par le COSEPAC.	179
Tableau 27. Matrice des risques de menace. Copié du document MPO, 2014a.....	190
Tableau 28. Niveaux de probabilité de réalisation. Copié du document MPO, 2014a.....	190
Tableau 29. Niveaux des répercussions. Copié du document MPO, 2014a.	190
Tableau 30. Niveaux de certitude causale liée à une menace. Copié du document MPO, 2014a.	190
Tableau 31. Niveaux de réalisation de la menace. Toutes les combinaisons de niveaux sont possibles. Copié du document MPO, 2014a.	191
Tableau 32. Niveaux de fréquence de la menace. Copié du document MPO, 2014a.	191
Tableau 33. Niveaux d'étendue de la menace. Copié du document MPO, 2014a.	191
Tableau 34. Autres objectifs de rétablissement au niveau de la sous-UD.	192
Tableau 35. Objectifs au niveau de l'unité de conservation (UC) pour chacune des approches des autres objectifs de rétablissement.	193
Tableau 36. Objectifs au niveau de l'unité désignable (UD) pour chacune des approches des autres objectifs de rétablissement.	194
Tableau 37. Estimations des médianes des paramètres à partir des modèles stock-recrutement de Ricker d'après la reconstitution du recrutement selon une méthode de remplissage de données ou l'hypothèse d'une proportion constante de poissons d'âge 3 ₂ dans les remontes ou par année d'éclosion (c.-à-d. dans le nombre total de recrues).	197
Tableau 38. Estimations de la performance médiane des modèles à partir des modèles stock-recrutement de Ricker d'après la reconstitution du recrutement selon une méthode de	

remplissage de données ou l'hypothèse d'une proportion constante de poissons d'âge 3₂ dans les remontes ou par année d'éclosion (c.-à-d. dans le nombre total de recrues) 197

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Le fleuve Fraser et ses principaux affluents. Ici, l'unité désignable (UD) du saumon coho du Fraser intérieur (CFI) est considérée comme étant constituée de toutes les populations qui se trouvent en amont de Hells Gate (indiqué par un x rouge).....	6
Figure 2. Dendrogramme de voisinage génétique de Cavalli-Sforza et Edwards (1967) pour les unités de conservation du saumon coho du Fraser intérieur	8
Figure 3. Productivité par rapport à l'échappée totale (a), taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (b), taux d'exploitation des saumons avec nageoire adipeuse en montaison avant la pêche (c) et moyenne géométrique sur trois ans de l'effectif des remontes avant la pêche (ligne noire), de l'échappée totale (ligne rouge tiretée) et de l'échappée d'origine naturelle (ligne noire tiretée) du saumon coho du Fraser intérieur sur deux régimes de productivité.	15
Figure 4. Tendances linéaires de l'effectif des remontes avant la pêche (rangée du haut) et de l'échappée d'origine naturelle (rangée du bas) pour les unités de conservation du saumon coho de l'intérieur du Fraser.	19
Figure 5. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation du canyon du Fraser.	30
Figure 6. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation du moyen Fraser.	31
Figure 7. Affluents principaux et secondaires utilisés par la sous-population du cours supérieur du moyen Fraser, suite (2 de 3). Cette zone représente la plus grande partie inconnue de l'habitat vraisemblablement utilisable.	32
Figure 8. Affluents principaux et secondaires utilisés par la sous-population du cours supérieur du moyen Fraser, suite (3 de 3).	33
Figure 9. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation de la basse Thompson. Voir les figures 6 et 7 pour la description des indications.....	34
Figure 10. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation de la Thompson Nord. Voir les figures 6 et 7 pour la description des indications.	35
Figure 11. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation de la Thompson Sud. Voir les figures 6 et 7 pour la description des indications.	36
Figure 12. Pourcentage de saumons cohos du Fraser intérieur nés en éclosion dans les échappées de chaque unité de conservation et de l'unité désignable, de 1998 à 2013.....	57
Figure 13. Objectif à long terme de l'ERCFI évalué au niveau de l'UD pour les géniteurs d'origine naturelle de 1998 à 2016.	83
Figure 14. Échappées totales des CFI d'éclosion et d'origine naturelle dans le temps. Une lignée (carrés violets) dépasse constamment les deux autres depuis 1998.	91
Figure 15. Pseudocode pour le modèle de Ricker bayésien hiérarchique avec des a priori vagues.	93
Figure 16. Pseudocode pour le modèle de Ricker bayésien hiérarchique avec a priori informatif sur la capacité de charge (modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep).....	94
Figure 17. Comportement du modèle de Ricker avec a priori vagues à la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte (0,010).....	98

Figure 18. Comportement du modèle Ricker-PriorCap avec a priori informatif sur la capacité de charge à la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte de 0,010. Voir la légende détaillée de la figure 17.	99
Figure 19. Comportement du modèle Ricker-Dep avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique d'Allee présumée à la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte maintenu à la moyenne (0,010).....	100
Figure 20. Histogramme des valeurs observées (estimées) a) de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et b) du taux d'exploitation (TE) depuis l'année d'éclosion 1999 et 1997, respectivement.....	105
Figure 21. Pourcentage des résultats de simulation de Monte Carlo par combinaison moyenne de modèles dont la moyenne géométrique finale sur trois ans est égale ou supérieure à 35 935 (« réussite finale »).	107
Figure 22. Pourcentage des résultats de simulation Monte Carlo par combinaison moyenne de modèles dont la trajectoire de population était positive (« Trajectoire positive »).....	108
Figure 23. Changement progressif du pourcentage de trajectoires positives dans les simulations entre les taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (en haut) et les taux d'exploitation (en bas) lorsque l'autre taux est maintenu à la moyenne actuelle.....	109
Figure 24. Médiane (graphique du milieu), et 10 ^e (graphique de gauche) et 90 ^e (graphique de droite) quantiles de la variation en pourcentage sur dix ans des essais de simulation.....	110
Figure 25. Pourcentage de géniteurs selon la qualité des relevés pour chacune des UC. Qualité élevée des relevés = abondance absolue.	162
Figure 26. Proportion de poissons d'âge 3 ₂ par année de montaison, prévue d'après l'effectif des remontes de toutes origines de cette année-là.	196
Figure 27. Proportion de poissons d'âge 3 ₂ par année d'éclosion, prévue d'après le nombre total de recrues de cette année-là.....	196
Figure 28. Comportement des modèles stock-recrutement de Ricker à partir des estimations des médianes des paramètres d'après la reconstitution du recrutement selon une méthode de remplissage de données (en violet) ou l'hypothèse d'une proportion constante de poissons d'âge 3 ₂ dans les remontes (en orange) ou par année d'éclosion (c.-à-d. dans le nombre total de recrues, en vert).....	198
Figure 29. Comportement du modèle Ricker-PriorCap avec un a priori informatif sur la capacité de charge qui utilisait la même précision que dans le rapport précédent (un million), tracé selon la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte (0,010).	200
Figure 30. Comportement du modèle Ricker-PriorCap avec un a priori informatif sur la capacité de charge qui utilisait la même précision que dans le rapport précédent (un million), tracé selon la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte (0,010).	201
Figure 31. Résidus médians dans le temps pour le modèle de Ricker avec des a priori vagues et avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	214
Figure 32. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle de Ricker avec des a priori vagues et aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte . Voir la légende détaillée de la figure 31.....	215
Figure 33. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle Ricker-PriorCap avec a priori informatif sur la capacité de charge et avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte . Voir la légende détaillée de la figure 31.	216

Figure 34. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle Ricker-PriorCap avec a priori informatif sur la capacité de charge et aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte . Voir la légende détaillée de la figure 31.	217
Figure 35. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle Ricker-Dep avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique dépendante présumée et avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte . Voir la légende détaillée de la figure 31.	218
Figure 36. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle Ricker-Dep avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique dépendante présumée et aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte . Voir la légende détaillée de la figure 31.	219
Figure 37. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle de Ricker avec des a priori vagues et avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	220
Figure 38. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle de Ricker avec des a priori vagues et aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	221
Figure 39. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle Ricker-PriorCap avec a priori informatif sur la capacité de charge et avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	222
Figure 40. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle Ricker-PriorCap avec a priori informatif sur la capacité de charge et aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	223
Figure 41. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle Ricker-Dep avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique dépendante présumée et avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	224
Figure 42. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle Ricker-Dep avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique dépendante présumée et aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	225
Figure 43. Proportion des résultats de simulation de Monte Carlo par le modèle de Ricker dont la moyenne géométrique sur trois ans est égale ou supérieure à 35 935 (« réussite finale »).	226
Figure 44. Proportion des résultats de simulation de Monte Carlo par le modèle Ricker-PriorCap dont la moyenne géométrique sur trois ans est égale ou supérieure à 35 935 (« réussite finale »).	227
Figure 45. Proportion des résultats de simulation de Monte Carlo par le modèle Ricker-Dep dont la moyenne géométrique sur trois ans est égale ou supérieure à 35 935 (« réussite finale »).	228
Figure 46. Proportion des résultats de la simulation de Monte Carlo du modèle de Ricker où la trajectoire de population est positive (« Trajectoire positive »).	229
Figure 47. Proportion des résultats de la simulation de Monte Carlo du modèle Ricker-PriorCap où la trajectoire de population est positive (« Trajectoire positive »).	230
Figure 48. Proportion des résultats de la simulation de Monte Carlo du modèle Ricker-Dep où la trajectoire de population est positive (« Trajectoire positive »).	231

Figure 49. Variation médiane en pourcentage dans le modèle de Ricker (graphique de gauche), le modèle Ricker-PriorCap (graphique du milieu) et le modèle Ricker-Dep (graphique de droite) sur dix ans d'après les essais de simulation.....232

RÉSUMÉ

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué l'unité désignable du saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) du Fraser intérieur comme étant menacée en 2016, et son ajout à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* est actuellement à l'étude. La présente évaluation du potentiel de rétablissement fournit des descriptions et l'état des populations, de l'habitat, des menaces et des facteurs limitatifs, des objectifs de rétablissement possibles et des projections des populations, ainsi que des recommandations concernant les mesures d'atténuation et les dommages admissibles. Le déclin initial de l'effectif de cette unité désignable résulte d'une diminution de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et de la prise tardive de mesures de gestion des pêches; cependant, des mesures de gestion subséquentes ont permis d'enrayer l'aggravation de ce déclin. La trajectoire des populations depuis 2005 semble plate, mais incertaine. La quantification de l'habitat en eau douce convenable constitue une lacune dans les connaissances sur l'espèce. Les menaces présentant le risque le plus élevé (modifications aux surfaces de captage, infrastructures linéaires et effluents agricoles et sylvicoles) ont été associées à des modifications au niveau du paysage qui touchent des bassins hydrographiques entiers. De plus, les menaces découlant de facteurs anthropiques et naturels seront exacerbées par les changements climatiques et les effets cumulatifs. Les mesures d'atténuation recommandées sont de type général, car une approche à l'échelle du paysage, pouvant profiter à plusieurs espèces de salmonidés et d'eau douce évaluées par le COSEPAC, est probablement la plus efficace et nécessiterait une collaboration entre différents organismes gouvernementaux, des Premières Nations et non gouvernementaux qui va au-delà de la portée de la présente évaluation du potentiel de rétablissement. L'objectif suggéré concernant l'effectif des géniteurs d'origine naturelle au niveau de l'unité désignable, une moyenne géométrique sur trois ans de 36 935 individus, est fondée sur les effectifs observés qui ont permis d'atteindre un objectif de répartition de 1 000 géniteurs par sous-population. Les projections de la croissance par rapport à l'objectif de rétablissement pour différents régimes de mortalité par pêche et de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte reposaient sur une analyse stock-recrue des années d'éclosion 1998 à 2013, mais s'accompagnent de plusieurs mises en garde et conditions. Trois modèles, fondés sur des hypothèses différentes sur la dynamique des populations, ont été mis à jour par rapport à une évaluation précédente du SCCS; on a accordé une pondération égale aux résultats de leurs projections prospectives et calculé leur moyenne. Les résultats indiquent qu'une croissance positive des populations et l'atteinte de l'objectif de rétablissement dans les conditions actuelles (taux d'exploitation moyen de 12,5 % et taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte de 1,0 %) est « environ aussi probable qu'improbable » (probabilité de 41 %). Si l'actuel taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte se maintient et qu'il n'y a pas d'effet sur l'habitat en eau douce et la survie du stade de l'œuf au stade de saumoneau, les populations du saumon coho du Fraser intérieur auront probablement (probabilité d'au moins 66 %) une croissance positive à une mortalité par pêche de 6 %; toutefois, les risques imposés par les changements climatiques et la poursuite du développement anthropique ajoutent une incertitude notable à cette prévision. C'est pourquoi il est recommandé d'autoriser uniquement les activités favorisant la survie et le rétablissement de l'espèce, qui peuvent entraîner des cas de mortalité (p. ex. évaluation des stocks, activités de recherche ou mesures d'atténuation), afin d'assurer une croissance positive des populations.

1 INTRODUCTION

Lorsque le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue une espèce aquatique comme étant menacée, en voie de disparition ou disparue, Pêches et Océans Canada (MPO) prend les mesures nécessaires pour appuyer l'application de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Bon nombre de ces mesures nécessitent la collecte d'information scientifique concernant la situation actuelle de l'espèce sauvage, son potentiel de rétablissement ainsi que les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement. L'avis scientifique est habituellement formulé dans le cadre d'une évaluation du potentiel de rétablissement effectuée dans un délai prescrit après l'évaluation du COSEPAC. Cette façon de procéder permet d'intégrer les analyses scientifiques qui ont fait l'objet d'un examen par les pairs aux processus prévus par la LEP, y compris la planification du rétablissement.

1.1 INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Nom scientifique : *Oncorhynchus kisutch*

Nom commun : Saumon coho (population du Fraser intérieur)

Statut du COSEPAC (année de désignation) : Menacée (2016), en voie de disparition (2002)

Justification de la désignation du COSEPAC (2016) : Cette population a connu des déclin de plus de 60 % du nombre de ses individus matures dans les années 1990 en raison de la diminution de la survie en milieu marin (indiquée par la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte), de changements dans les habitats d'eau douce et de la surexploitation, ce qui a mené à la désignation « en voie de disparition » en 2002. Les effectifs de la population ont augmenté entre 2005 et 2012, mais l'échappée en 2014 et 2015 était très faible. Le taux de survie en mer a fléchi, et plusieurs menaces reliées aux espèces envahissantes, à la sécheresse, à la hausse des températures de l'eau, à l'utilisation des terres et à une urbanisation accrue pèsent sur l'habitat d'eau douce. Tous ces facteurs sont susceptibles d'entraîner des baisses d'effectifs de l'ordre de plus de 30 % sur trois générations, y compris au cours des dernières années et celles à venir.

1.2 HISTORIQUE DE L'INSCRIPTION ET DU RÉTABLISSEMENT

Le saumon coho du Fraser intérieur (ci-après appelé « CFI ») appartient à la famille des salmonidés et fraie (se reproduit) dans le bassin hydrographique du fleuve Fraser en amont de Hells Gate, en Colombie-Britannique. Unique sur le plan génétique et représentant une unité désignable (UD) individuelle, le CFI peut se distinguer génétiquement des populations de la partie inférieure du bassin hydrographique du Fraser et d'autres régions du Canada et des États-Unis. Le CFI occupe environ 25 % de l'aire de répartition du saumon coho au Canada. C'est une espèce semelpare et anadrome, revenant en eau douce d'août à novembre et frayant à l'automne et au début de l'hiver avant de mourir de sénescence. Les alevins émergent du gravier au printemps suivant et restent en eau douce pendant un an ou deux avant de migrer vers l'océan au stade de saumoneau. La majeure partie des CFI passent 18 mois en mer avant de retourner en eau douce pour frayer et achever un cycle de vie de trois ans; environ 12 % d'entre eux ont un cycle de vie de quatre ans.

Le COSEPAC et Pêches et Océans Canada (MPO) ont récemment évalué à plusieurs reprises la situation du CFI. En 2002, le COSEPAC (Irvine, 2002) l'a évalué comme étant en voie de disparition, mais son inscription en vertu de la LEP a été refusée en 2006. À la suite de la désignation du CFI comme étant en voie de disparition par le COSEPAC, le MPO a créé une équipe multipartite chargée du rétablissement du coho du Fraser intérieur (ERCFI), et un

programme de conservation exhaustif a été publié en 2006 (ERCFI, 2006). En 2013, le MPO a préparé un rapport d'évaluation préalable au processus du COSEPAC (Decker et Irvine, 2013), et par la suite, le COSEPAC a changé son évaluation de « en voie de disparition » à « menacée » (COSEPAC, 2016). L'existence de régimes de productivité élevée (**historique**) et faible (**actuelle**) est un aspect important de l'examen du rétablissement et des risques liés aux menaces, qui a été mis en évidence dans le rapport préalable au processus du COSEPAC (Decker et Irvine, 2013). En 2014, un avis scientifique (MPO, 2015) a été rédigé à la suite d'une réunion d'examen par les pairs sur l'évaluation provisoire du CFI afin d'évaluer ce dernier dans le contexte des objectifs de rétablissement de l'ERCFI (ERCFI, 2006). Également en 2014, le MPO a évalué les cinq unités de conservation (UC) du CFI dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) [MPO, 2015]. Trois des UC ont été classées dans la zone d'état ambre et deux, dans la zone d'état ambre/vert, en fonction de la dynamique des populations, de l'effectif, de la répartition, de la productivité et des tendances dans le contexte des conditions environnementales actuelles (Parken *et al.*¹). Lors de l'analyse la plus récente, Korman et ses collaborateurs (2019) ont examiné le CFI dans le contexte du Traité sur le saumon du Pacifique et élaboré des points de référence aux fins de gestion. La liste complète des documents sur le CFI figure à l'annexe 1.

Il n'existe pas de programme de rétablissement officiel pour le CFI parce qu'il n'est pas inscrit en vertu de la LEP, mais l'ERCFI a créé un programme de conservation. Cette dernière a permis de définir plusieurs buts et objectifs de rétablissement à court et à long terme, de cerner plusieurs menaces et d'élaborer des stratégies de haut niveau pour en atténuer certains aspects (tableau 1).

Tableau 1. Résumé des stratégies pour assurer le rétablissement du saumon coho du Fraser intérieur (dernière mise à jour en 2005).

Menace	Stratégie	Effet prévu
Récolte	Peaufiner les méthodes de gestion des prises fondées sur l'effectif afin d'établir des plafonds d'exploitation fondés sur les prévisions relatives à la survie et à l'effectif.	Augmenter le nombre de géniteurs.
Récolte et changements climatiques	Gérer les objectifs d'échappée pour permettre au CFI de se rétablir au-delà de l'objectif de rétablissement à court terme.	Augmenter le nombre de géniteurs.
Changements climatiques	Assurer le rétablissement de toutes les sous-populations afin qu'elles soient viables pendant les périodes de faible productivité en mer et en eau douce attribuable au climat.	Augmenter le nombre de géniteurs.
Changements liés à l'habitat	Maintenir et restaurer les fonctions et la productivité du plus grand nombre possible d'habitats pour chaque population.	Accroître la survie à tous les stades biologiques et améliorer le succès de

¹ Politique concernant le saumon sauvage – évaluations de l'état biologique pour les unités de conservation du saumon coho du Fraser intérieur (*Oncorhynchus kisutch*) Parken, C.K. et 20 coauteurs. Document de travail du CASP 2013SAL12.

Menace	Stratégie	Effet prévu
		la reproduction et de l'alevinage.
Changements liés à l'habitat	Étudier les relations entre l'habitat et le saumon coho tout au long de son cycle de vie et dans toute son aire de répartition et déterminer les besoins importants liés à l'habitat.	Mieux comprendre le cycle de vie. Accroître la survie des populations.
Changements liés à l'habitat	Mieux sensibiliser le public et accroître les activités d'intendance.	Accroître la survie des populations.
Production et récolte de poissons d'écloserie	Les poissons d'écloserie peuvent être utilisés dans le cadre de la stratégie de conservation ou pour évaluer l'effectif ou la survie de certaines populations ou sous-populations.	Maintenir la capacité d'évaluer les menaces et la progression du rétablissement. Augmenter le nombre de géniteurs ayant réussi à frayer.
Production et récolte de poissons d'écloserie	Élaborer des règles précises pour le lancement, la poursuite et la modification des activités d'écloserie, y compris la question de savoir si l'on devrait cesser la production de poissons d'écloserie une fois les objectifs de rétablissement atteints.	Réduire le risque génétique. Réviser les objectifs de production à long terme.
Production de poissons d'écloserie	Choisir des gamètes de la population indigène afin de réduire au minimum le risque de perte d'information génétique d'une population.	Réduire le risque génétique.
Production de poissons d'écloserie	Relâcher les juvéniles dans la nature dès que possible, ce moment dépendant de la stratégie de conservation choisie.	Réduire la concurrence dans l'habitat en eau douce.
Production de poissons d'écloserie	Évaluer annuellement la contribution des poissons d'écloserie à l'échappée.	Maintenir la capacité d'évaluer les menaces et la progression du rétablissement.
Production et récolte de poissons d'écloserie	Continuer le marquage de masse des poissons d'écloserie relâchés dans le bas Fraser et le détroit de Georgia afin d'encourager l'utilisation de la pêche sélective des poissons d'écloserie visiblement marqués.	Augmenter le nombre de CFI sauvages et d'écloserie qui fraient dans le milieu naturel. Peut accroître le risque génétique.

L'ERCFI (2006) a également noté que des groupes de partenaires élaboraient des plans de rétablissement du saumon plus localisés. Par exemple, avec le parrainage et le financement de

la Fondation du saumon du Pacifique et de la Société du Fonds de dotation pour le saumon du Pacifique, le Conseil tribal des Scw'xmx (anciennement la Nicola Tribal Association) et la Nicola Watershed Community Roundtable ont formé un partenariat pour coordonner la mise en œuvre du plan de rétablissement du bassin hydrographique de la rivière Coldwater (Nelson *et al.*, 2001). Jusqu'en 2005, le partenariat a entrepris trois années d'activités de mise en œuvre du rétablissement. Grâce à un parrainage et à un financement semblables, le partenariat de la Salmon River Watershed Roundtable avait élaboré un plan de rétablissement du saumon dans le bassin hydrographique de la rivière Salmon (Salmon River Watershed Society, 2004). Plusieurs autres groupes d'intendance locaux mènent des activités relatives au bassin hydrographique du Fraser intérieur (annexe 2).

En réaction à la diminution de l'effectif et de la productivité, on a réduit les taux d'exploitation (TE) à partir de 1989 dans les pêches canadiennes et américaines. Dans le sud de la Colombie-Britannique, le CFI est pêché de manière accessoire par les pêcheurs autochtones, commerciaux et récréatifs dans les détroits de Georgia et de Johnstone, le long de la côte ouest de l'île de Vancouver et dans le fleuve Fraser. Depuis 1989, une série de mesures de gestion des pêches au Canada ont permis de réduire les TE des populations du saumon coho (annexe 3). Ces mesures ont pris de l'ampleur au fil du temps; la dernière grande récolte commerciale canadienne remonte à 1996, avec plus d'un million de saumons cohos pêchés sur la côte sud. Depuis 1997, aucune pêche commerciale canadienne n'a été autorisée à cibler le saumon coho; toutefois, la pêche récréative s'est poursuivie avec une limite de rétention quotidienne réduite du saumon coho. Les pêches des Premières Nations ont également été limitées dans le fleuve Fraser et de nombreuses Premières Nations du Fraser intérieur ont volontairement cessé de récolter l'espèce. Les répercussions sociales, culturelles et économiques de ces mesures de gestion se sont fait sentir dans tout le sud de la Colombie-Britannique, touchant à la fois les collectivités intérieures et côtières.

À l'appui de la décision d'inscription du CFI par le ministre, les Sciences du MPO ont été chargées d'effectuer une évaluation du potentiel de rétablissement conformément aux lignes directrices nationales connexes. L'avis formulé dans cette évaluation peut servir à orienter la décision concernant l'inscription de l'espèce à la fois sur les plans scientifique et socioéconomique, à guider la préparation d'un programme de rétablissement et d'un plan d'action, à soutenir le processus de prise de décisions concernant la délivrance de permis ou la conclusion d'ententes et à orienter la formulation d'exemptions et de conditions connexes, conformément aux articles 73, 74, 75, 77 et 78 et au paragraphe 83(4) de la LEP. L'avis que contient l'évaluation du potentiel de rétablissement peut aussi servir à préparer les rapports visés par l'article 55 de la LEP. L'avis élaboré au moyen de ce processus permettra de mettre à jour et de consolider les avis déjà formulés au sujet du CFI.

2 PARAMÈTRES RELATIFS À LA BIOLOGIE, À L'ABONDANCE, À LA RÉPARTITION ET AU CYCLE DE VIE

2.1 ÉLÉMENT 1 : SOMMAIRE DE LA BIOLOGIE DU SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR

Le saumon coho, *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum, 1792), est l'une des cinq espèces anadromes et sémelpares de saumon du Pacifique indigènes de l'Amérique du Nord (Sandercock, 1991). Le nom scientifique du genre provient des racines grecques onkos (crochet) et rynchos (museau), et le nom de l'espèce, kisutch, est utilisé couramment dans la péninsule du Kamchatka et en Alaska (Hart, 1973). En français, son nom commun est saumon coho, mais on l'appelle aussi coho et parfois saumon argenté. En anglais, il porte plusieurs noms : coho, silver salmon, sea trout, hooknose ou encore blueback, qui désigne

habituellement les petits saumons cohos capturés au début de leur dernière année en mer (Decker et Irvine, 2013). Il y a d'autres noms pour le saumon coho dans les langues des Premières Nations locales qui vivent dans l'ensemble du bassin hydrographique du Fraser intérieur, y compris, sans s'y limiter, sxeýqs, kwó̓weth, s̓x̓áyqs, x̓áyeqs et Dedzikh (COSEPAC, 2016).

Le saumon coho adulte et juvénile présente plusieurs caractéristiques morphologiques reconnaissables. Le saumon coho et les autres saumons du Pacifique se distinguent de la truite et de l'omble grâce à leur nageoire anale, qui compte au moins 12 rayons. Le saumon coho adulte se différencie des autres saumons grâce à ses gencives blanches à la base des dents de sa mâchoire inférieure (Scott et Crossman, 1973). Les taches noires qui sont parfois présentes sur la nageoire caudale n'en occupent habituellement que le lobe supérieur. Le dimorphisme sexuel se développe à mesure que le saumon coho approche de la maturité sexuelle. Le mâle devient plus foncé et prend souvent une teinte rouge vif, sa mâchoire supérieure s'allonge en un bec crochu, et ses dents grossissent. La femelle, de couleur généralement moins vive, a la mâchoire supérieure moins développée. La nageoire anale du jeune coho a la forme d'une faucille, et sa bordure antérieure est plus longue que sa base. On trouve des descriptions plus détaillées du saumon coho dans Scott et Crossman (1973), Hart (1973), Sandercock (1991) et Pollard *et al.* (1997).

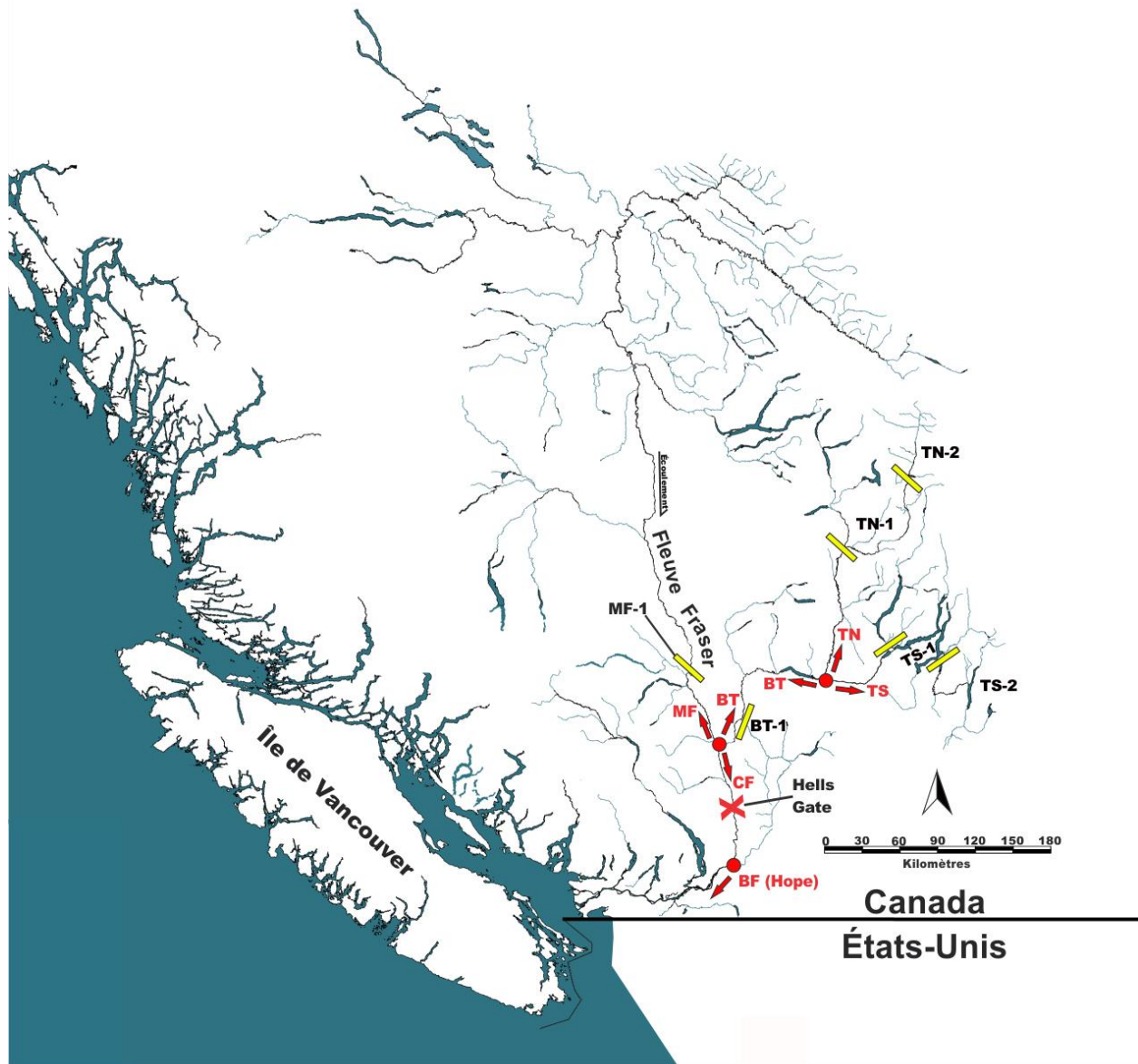


Figure 1. Le fleuve Fraser et ses principaux affluents. Ici, l'unité désignable (UD) du saumon coho du Fraser intérieur (CFI) est considérée comme étant constituée de toutes les populations qui se trouvent en amont de Hells Gate (indiqué par un x rouge). Chacune des cinq unités de conservation (UC) de l'UD du CFI est séparée par des points rouges et du texte, tout comme celle du bas Fraser (BF). Les cinq UC sont Thompson Nord (TN), Thompson Sud (TS), basse Thompson (BT), canyon du Fraser (CF) et moyen Fraser (MF). Chaque UC est composée d'une à trois sous-populations qui sont indiquées par des traits jaunes avec du texte en vert. L'UC de la Thompson Sud comprend les sous-populations de la rivière Adams (en amont de TS-1), du lac Shuswap et de ses affluents (entre TS-1 et TS-2) et des cours moyen et inférieur de la rivière Shuswap (en amont de TS-2). L'UC de la Thompson Nord comprend les sous-populations du cours inférieur de la Thompson Nord (en aval de TN-1), du cours moyen de la Thompson Nord (entre TN-1 et TN-2) et du cours supérieur de la Thompson Nord (en amont de TN-2). L'UC de la basse Thompson comprend les sous-populations du cours inférieur de la rivière Thompson (au nord de BT-1) et de la rivière Nicola (au sud de BT-1). L'UC du canyon du Fraser n'est qu'une sous-population de l'UD du CFI, qui se trouve en amont de Hells Gate. L'UC du moyen Fraser comprend les sous-populations du cours inférieur du moyen Fraser (en aval de MF-1) et du cours supérieur du moyen Fraser (en amont de MF-1).

La structure des populations et la répartition spatiale du CFI ont été influencées par les régimes historiques de la glaciation. Il y a 15 000 ans, la majeure partie de la Colombie-Britannique était couverte de glace (Fulton, 1969), après quoi une période de réchauffement planétaire a débuté (Roed, 1995). Pendant la glaciation, les saumons anadromes ont survécu dans plusieurs refuges glaciaires, notamment dans les deux tiers inférieurs du fleuve Columbia, qui étaient libres de glace. Avec le retrait des glaces, une bonne partie des eaux du Fraser s'est drainée dans le bassin de l'Okanagan pour pénétrer dans l'océan par l'intermédiaire du Columbia (Decker et Irvine, 2013), car le canyon du Fraser était bloqué par la glace près de Hell's Gate (figure 1). C'est pendant cette période que les saumons cohos (et d'autres espèces) ont colonisé le bassin du Fraser intérieur à partir d'un refuge glaciaire situé dans le bassin du cours inférieur du Columbia (Northcote et Larkin, 1989). Ils y ont pénétré par divers passages entre les lacs postglaciaires dans la région Okanagan-Nicola et par les passages entre le cours supérieur du Fraser et le Columbia. Le saumon coho des cours moyen et supérieur du bassin du fleuve Columbia, en amont de la rivière Deschutes, qui était peut-être génétiquement similaire au saumon coho du Fraser intérieur, est maintenant disparu (Nehlsen, 1997). Le CFI est le seul représentant restant de ce groupe génétique. Contrairement aux populations du Fraser intérieur, de nombreuses populations de saumons que l'on trouve aujourd'hui dans le bassin du bas Fraser ont colonisé la côte par la mer (Decker et Irvine, 2013).

Le saumon coho démontre un haut degré de fidélité aux aires de fraie et, par conséquent, l'espèce compte un certain nombre de populations distinctes sur le plan écologique et génétique, tout comme, dans une certaine mesure, l'UD du CFI. Small et ses collaborateurs (1998a, 1998b) fournissent des éléments qui expliquent les différences au sein de l'UD. Un examen approfondi de la structure de la plupart des populations de saumons cohos de l'Amérique du Nord au moyen d'une analyse de la diversité génétique a révélé que les populations du Fraser intérieur sont distinctes des autres populations de saumon coho (Beacham *et al.*, 2011). Une analyse à jour fondée sur des données génétiques plus récentes a permis d'établir que les saumons cohos du bassin de la rivière Thompson Nord formaient un groupe dans 67 % des cas (figure 2). Les échantillons de la rivière Thompson Sud et du cours inférieur de la rivière Thompson formaient un groupe dans 64 % et 100 % des cas, respectivement. Les échantillons des cours moyen et supérieur du Fraser formaient un groupe dans 75 % des cas (figure 2). Les saumons cohos du seul site d'échantillonnage dans le canyon du Fraser (rivière Nahatlatch) sont distincts des saumons des populations en amont et du bas Fraser (Beacham *et al.*, 2011). En raison de sa constitution génétique et de sa séparation géographique, le CFI est réparti en cinq unités de conservation (UC) dans l'UD : Thompson Nord, Thompson Sud, basse Thompson, canyon du Fraser et moyen Fraser (figure 1).

Le CFI est également différent sur les plans morphologique et comportemental des saumons cohos du bas Fraser et de la côte. En effet, il est plus petit et sa période de fraie est légèrement précoce afin de coïncider avec les conditions hydrologiques hivernales du Fraser intérieur. Les juvéniles sont plus fusiformes et plus endurants que ceux des populations côtières (Taylor et McPhail, 1985a). Il a également été démontré que les différences dans les caractéristiques des juvéniles étaient au moins partiellement héréditaires (Taylor et McPhail, 1985b).

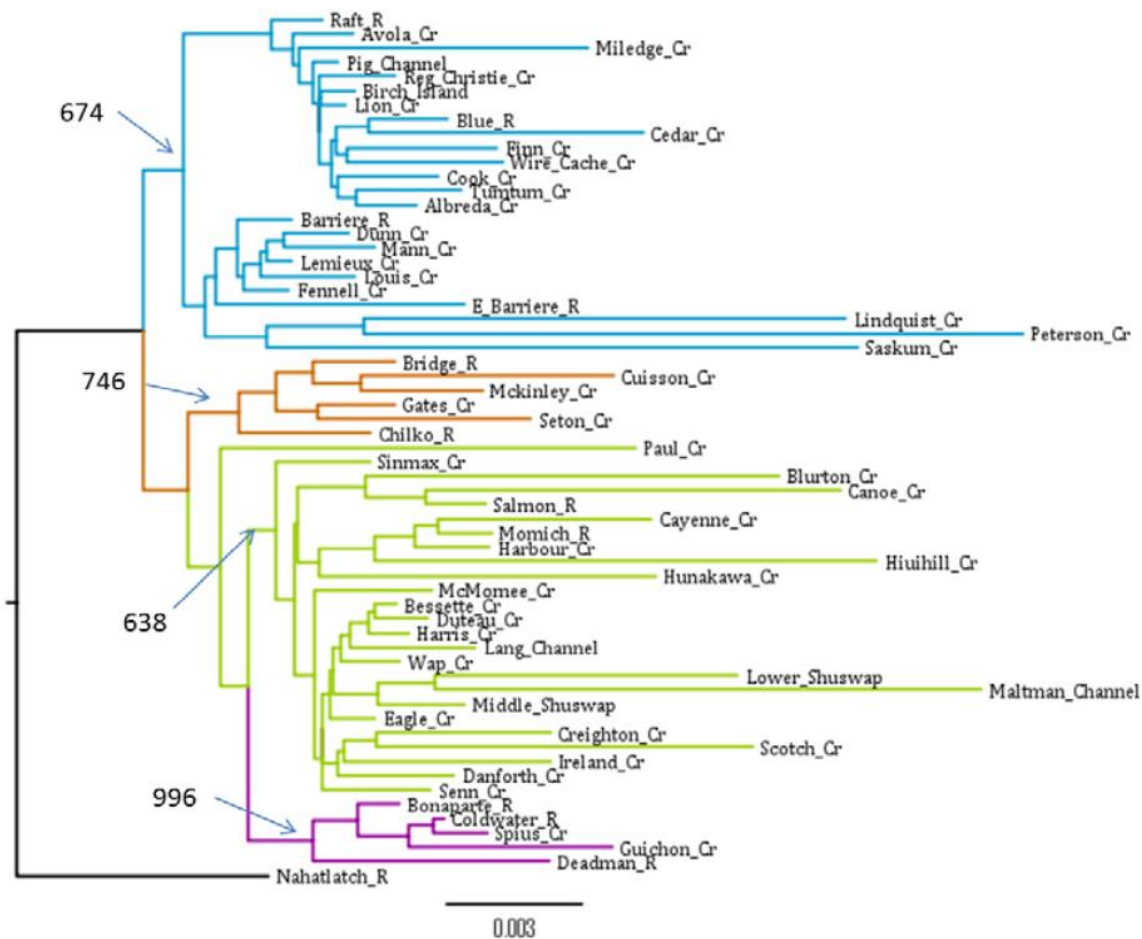


Figure 2. Dendrogramme de voisinage génétique de Cavalli-Sforza et Edwards (1967) pour les unités de conservation du saumon coho du Fraser intérieur (de haut en bas, Thompson Nord [bleu], moyen Fraser [orange], Thompson Sud [vert], basse Thompson [mauve] et canyon du Fraser [rivière Nahatlatch]), fondé sur l'analyse de 15 loci microsatellites. Les valeurs bootstrap indiquées aux principaux nœuds de l'arbre (illustrées par les flèches) correspondent au nombre sur 1 000 arbres où les populations demeurent regroupées. (Figure initialement publiée dans COSEPAC, 2016.)

Le saumon coho ayant atteint la maturité sexuelle retourne généralement en eau douce à l'automne (août/novembre) et fraie pendant une longue période tout au long de l'automne et au début de l'hiver. Comme la plupart des saumons, le saumon coho utilise des repères olfactifs pour faciliter sa migration; cependant, contrairement à certains saumons, le CFI a un niveau de fidélité à l'affluent beaucoup plus faible en raison de la variabilité de l'hydrologie et de l'immense taille et complexité des bassins où il revient frayer. Le taux moyen d'errance du saumon coho de l'île de Vancouver est inférieur à 5 %, la distance moyenne parcourue par les saumons errants étant de 15,7 km (Labelle, 1992). En raison des différences génétiques entre les UC du CFI, le taux d'errance à l'échelle des UC est probablement inférieur à 5 % (Small *et al.*, 1998a, 1998b), mais la fidélité à l'affluent de chaque UC (c.-à-d. la montaison dans l'affluent natal) est probablement faible. La fraie peut avoir lieu dès le mois d'août et aussi tard qu'en mars dans certaines populations (Weitkamp *et al.*, 1995; Holtby et Ciruna, 2007). L'activité de fraie du CFI atteint un sommet à la mi-novembre et peut se prolonger jusqu'en janvier. Les femelles creusent plusieurs nids au fil de leur déplacement vers l'amont. Tous les saumons cohos meurent après la fraie. La période d'incubation des œufs dure généralement entre 40 et

50 jours, selon la température de l'eau; de 0 à 74 % des œufs survivent, et les alevins sortent du gravier entre mars et juillet (Sandercock, 1991).

Les saumons cohos juvéniles utilisent et parcourent de vastes milieux dulcicoles, estuariens et marins. À leur sortie du gravier, les alevins forment des bancs et peuvent devenir territoriaux, les plus petits poissons étant déplacés en aval ou vers des milieux moins prisés. Toutefois, contrairement au saumon coho côtier, peu de signes indiquent un comportement territorial au stade biologique du tacon chez le CFI (Chapman, 1962; Warren, 2010). Les périodes de dispersion des alevins sont la sortie des aires de fraie au printemps (Gribanov, 1948; Chapman, 1962) et l'installation préhivernale dans les petits affluents et les milieux hors du chenal principal (Peterson 1982). Le CFI se déplace beaucoup vers l'aval entre les chenaux latéraux, les affluents et les bras principaux des grands cours d'eau durant l'alevinage (Shrimpton *et al.*, 2014). Les CFI peuvent afficher une faible fidélité au site pendant les stades de tacon et de saumoneau et présenter une diversité de profils de déplacement (Shrimpton *et al.*, 2014). Par exemple, un grand nombre d'alevins ont été capturés dans les chenaux latéraux de la rivière Thompson Nord où aucune fraie n'a lieu (Scott *et al.*, 1982²; Hill *et al.*, 1983³). Dans une autre étude, l'analyse de l'ADN a révélé que 35 % d'un échantillon de 1 800 saumons cohos juvéniles prélevés pendant l'hiver dans les chenaux latéraux et les milieux hors du chenal du bas Fraser en 2006-2007 étaient originaires du Fraser intérieur (MPO, Division de l'évaluation des stocks de saumon quinnat et de saumon coho du Fraser, données inédites).

C'est généralement au printemps, après avoir passé un an en eau douce, que les juvéniles migrent vers l'estuaire et l'océan. Une longueur de 10 cm semble être le seuil pour la smoltification et l'adaptation à l'eau de mer (Sandercock, 1991). Une petite proportion de juvéniles peut passer deux ans en eau douce. Pour le CFI, cette proportion semble influencée par l'ampleur des crues printanières qui relient les cours d'eau aux milieux de croissance hors chenal. Les juvéniles sont restés dans la partie supérieure de l'estuaire du fleuve Fraser une à deux semaines en moyenne durant les deux années d'une étude (Atagi, 1994) et le saumon coho juvénile moyen en Amérique du Nord passe un mois dans l'habitat estuarien avant de migrer au large des côtes (Arbeider, 2018). Certains saumons cohos n'entreprennent pas de migration sur de grandes distances dans le milieu extracôtier et préfèrent passer l'ensemble de leur séjour en milieu marin près de leur cours d'eau natal. Les saumons cohos, y compris le CFI, peuvent migrer loin dans l'environnement marin. Le CFI semble migrer d'abord vers le nord le long de la côte de la Colombie-Britannique jusqu'en Alaska avant de se déplacer vers le large et dans le sens antihoraire dans le golfe de l'Alaska (Sandercock, 1991). Plus tard, il retourne dans les zones côtières principalement de la Colombie-Britannique et de l'État de Washington, en direction de son cours d'eau natal.

La plupart des CFI passent 18 mois en mer avant de retourner en eau douce à l'automne pour achever leur cycle de vie de trois ans. Environ 12 % d'entre eux ont un cycle de vie de quatre ans; ces poissons partent en mer au cours de leur troisième année, mais n'y passent tout de même que 18 mois. D'après un échantillon de 7 261 poissons dont l'âge a été déterminé à partir d'écailles, 88 % sont allés en mer durant leur deuxième année (c.-à-d. poissons d'âge 1),

² Scott, K. J., M. A. Wheln, L. B. MacDonald, J. D. Morgan, and W. R. Olmsted. 1982. 1981 Biophysical studies of select Chinook and Coho Salmon producing tributaries of the North Thompson drainage, part 1: juvenile salmon investigations. Available from Fisheries and Oceans Canada, Pacific Biological Station, 3190 Hammond Road, Nanaimo, BC, V9T 6N7

³ Stewart, G. O., R. B. Lauzier, and P. R. Murray. 1983. Juvenile salmonid studies in the North Thompson region of BC, 1982. Available from Fisheries and Oceans Canada, Pacific Biological Station, 3190 Hammond Road, Nanaimo, BC, V9T 6N7.

12 % sont restés en eau douce pendant une autre année et moins de 1 % ont été évalués comme étant des unibermarins (mâles matures précoces) ou comme étant d'âge 4 ou plus (données inédites de l'évaluation des stocks du Fraser du MPO).

À maturité, le saumon coho mesure de 45 à 70 cm (longueur à la fourche) et pèse de 2 à 5 kg, bien que des poissons de plus de 12 kg aient été capturés (Scott et Crossman, 1973; Sandercock, 1991). Les CFI sont plus petits que la plupart des saumons cohos d'âge similaire dans d'autres secteurs de l'aire de répartition de l'espèce (Sandercock, 1991; Weitkamp *et al.*, 1995). La fécondité augmente avec la longueur et la latitude, mais elle varie généralement entre 1 500 et 7 000 œufs par femelle (Sandercock, 1991). La fécondité du CFI est très variable et se chiffre généralement dans la partie inférieure de cette fourchette (entre 1 900 et 2 800), ce qui concorde avec la taille relativement plus petite de ce poisson.

Des recherches générales sur le saumon coho (c.-à-d. qui ne ciblaient pas spécialement le CFI) ont révélé qu'il se nourrit principalement d'insectes et de poissons des stades en eau douce jusqu'à ceux en milieu marin. Dans les cours d'eau, les juvéniles consomment des larves et des insectes adultes, principalement d'origine aquatique (Dill et Fraser, 1984; Nielsen, 1992). Dans les eaux côtières du sud de la Colombie-Britannique, les proies des juvéniles sont surtout des harengs du Pacifique (*Clupea pallasii*) juvéniles, suivis des lançons (*Ammodytes hexapterus*) et de crustacés (euphausiacés, amphipodes et larves de mégalopes) (Prakash, 1962). Les régimes alimentaires en estuaire sont intermédiaires entre l'alimentation en eau douce et l'alimentation en mer (Arbeider, 2018). Dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique, les adultes se nourrissent surtout de poissons comme le hareng, le lançon et d'autres petits poissons pélagiques, y compris l'anchois (*Engraulis mordax*), l'éperlan argenté (*Hypomesus pretiosus*), le capelan (*Mallotus villosus*) et la sardine (*Sardinops sagax*) [Foerster, 1955]. Les adultes consomment aussi beaucoup d'euphausiacés et parfois des calmars (*Loligo sp.*). Pritchard et Tester (1943, 1944) soulignent que le saumon coho se nourrit de sébaste (*Sebastes sp.*), de morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*), de myctophidés, de merlu du Pacifique (*Merluccius productus*), de balaou (*Cololabis adocetus*), de goberge de l'Alaska (*Theragra chalcogramma*) et d'autres saumons cohos.

Les prédateurs du saumon coho changent à mesure qu'il grandit et passe de l'eau douce à la mer. Les principaux prédateurs visant le CFI pendant son séjour en eau douce sont probablement l'omble à tête plate (*Salvelinus confluentus*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), la sauvagesse du nord (*Ptychocheilus oregonensis*) et les cottidés (*Cottus spp.*) [COSEPAC, 2016]. Les autres prédateurs en eau douce sont le Grand Héron (*Ardea herodias*), le Grand Harle (*Mergus merganser*) et le vison d'Amérique (*Neovison vison*). Les prédateurs dans le milieu marin comprennent l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*), les requins, la Mouette de Bonaparte (*Chroicocephalus philadelphia*), le Goéland à ailes grises (*Larus glaucescens*), les plongeurs (*Gavia spp.*) et des mammifères marins, comme le phoque commun (*Phoca vitulina*), l'otarie de Steller (*Eumatopias jubatus*), l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*) et l'épaulard (*Orcinus orca*).

Une description plus détaillée de la biologie du CFI se trouve dans le rapport du COSEPAC (2016) et le rapport d'évaluation préalable au COSEPAC (Decker et Irvine, 2013).

2.2 ÉLÉMENT 2 : ÉVALUATION DE LA TRAJECTOIRE RÉCENTE DE L'EFFECTIF, DE LA RÉPARTITION ET DU NOMBRE DE POPULATIONS DU SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR

2.2.1 Répartition et nombre de populations

La terminologie utilisée pour décrire les « populations » dans l'UD du CFI varie d'une organisation à l'autre. Les cinq UC dans l'UD du CFI correspondent aux cinq principaux bassins abritant des CFI : il y en a trois dans la Thompson (Thompson Nord, Thompson Sud et basse Thompson) et deux dans le Fraser (canyon du Fraser et moyen Fraser) [figure 1]. L'ERCFI (2006) a également identifié des sous-populations dans chaque UC, qui ont été évaluées par le MPO dans le cadre d'activités de planification de la gestion de suivi (Decker *et al.*, 2014). Il est important de noter que le COSEPAC fait référence aux UC en tant que **sous-populations**, qui sont appelées **populations** ou UC dans d'autres documents sur le CFI (tableau 2).

Tableau 2. Aperçu des termes utilisés dans différents documents et de leur interprétation équivalente (c.-à-d. au même niveau de délimitation). Par exemple, tous les termes utilisés dans le premier sous-niveau renvoient aux cinq divisions principales présentées à la figure 2. UD = unité désignable, ZG = zone de gestion, UC = unité de conservation, ERCFI = Équipe chargée du rétablissement du coho du Fraser intérieur, COSEPAC = Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, TSP = Traité sur le saumon du Pacifique, PSS = Politique concernant le saumon sauvage.

Niveau de délimitation	ERCFI/évaluation préalable au COSEPAC	TSP/PSS	COSEPAC
Le plus large (p. ex. tous les réseaux en amont de Hells Gate)	UD	ZG	UD
1^{er} sous-niveau (p. ex. tous les réseaux faisant partie de la rivière Thompson Nord)	UC	UC	Sous-population
2^e sous-niveau (p. ex. tous les réseaux en amont de la confluence entre la rivière Blue et la rivière Thompson Nord)	Sous-population	Sous-population	(Aucune mention)

Les délimitations des sous-populations sont fondées sur les facteurs suivants : la présence d'obstacles naturels, l'influence de grands lacs sur le débit vers l'aval et les régimes thermiques, les observations de regroupements de géniteurs dans des conditions de débit différentes et des preuves génétiques limitées. L'UC du canyon du Fraser est la seule UC qui n'est pas divisée en deux ou trois sous-populations parce que la majeure partie de la fraie se produit dans un seul cours d'eau. Les 11 sous-populations sont décrites en détail dans le rapport de l'ERCFI (2006). L'identification de ces sous-populations peut être importante pour tenir compte de l'aspect relatif à la répartition d'un objectif de rétablissement (section 5.1 – Élément 12). Toutefois, les tendances en matière d'effectif ne seront présentées qu'aux niveaux de l'UC (population) et de l'UD.

La répartition spatiale du CFI dépend de la répartition globale des aires d'alevinage et de fraie accessibles. Il y a plus de 11 775 km de cours d'eau dans l'aire de répartition connue du CFI, dont environ 7 000 sont accessibles au CFI adulte en migration et 3 600 sont propices à la fraie (tableau 3). Il s'agit d'estimations minimales, car, dans la plupart des cas, elles ne représentent

que les longueurs des bras principaux des grands affluents du Fraser et les longueurs des bras principaux des grands affluents de ceux-ci (ERCFI, 2006). Bien que l'on connaisse mal la partie du cours supérieur du moyen Fraser utilisée par le CFI, il est important de souligner que plus des deux tiers de la zone de cours d'eau à laquelle l'espèce a accès se trouvent dans les tronçons supérieurs du Fraser. Les populations sur lesquelles on possède la majorité des données, à savoir celles du bassin de la rivière Thompson, occupent moins d'un tiers (31,9 %) de la zone accessible au CFI. Le manque de données sur la présence du CFI dans bon nombre de parties du cours supérieur du moyen Fraser constitue l'une des principales lacunes dans les connaissances.

Le COSEPAC (2016) a fait état d'un indice de la zone d'occupation pour le CFI qui est fondé sur la répartition des frayères selon un maillage de 2 km x 2 km. Les indices de la zone d'occupation étaient de 669 km² pour l'UC du canyon du Fraser, de 916 km² pour l'UC de la basse Thompson, de plus de 2 000 km² pour l'UC de la Thompson Sud, de 1 612 km² pour l'UC de la Thompson Nord et de plus de 2 000 km² pour l'UC du moyen Fraser. En tout, la superficie de la zone d'occurrence dépasse 20 000 km² pour l'UD du CFI.

Tableau 3. Longueur totale des bras principaux des cours d'eau et habitat actuellement accessible au saumon coho du Fraser intérieur. Ces valeurs sont probablement sous-estimées parce que seuls les bras principaux des cours d'eau ont été mesurés; voir l'annexe 6.

Région de la population	Longueur totale du cours d'eau (km)	Pourcentage de la longueur totale	Cours d'eau accessible (km)	Pourcentage du total accessible	Propice à la fraie (km)	Pourcentage du total propice
Canyon du Fraser	104,4	0,9	78,3	1,1	78,3	2,1
Moyen Fraser	7 504,1	63,7	4 702,3	67,0	1 754,4	47,7
Thompson Nord	1 536,4	13,0	844,0	12,0	576,3	15,7
Basse Thompson	1 013,2	8,6	613,3	8,7	585,7	15,9
Thompson Sud	1 620,6	13,8	781,4	11,1	686,9	18,7
Total	11 778,6	—	7 019,3	—	3 681,5	—

2.2.2 Tendances de la productivité et de l'effectif

Les estimations de l'effectif des remontes de toutes origines avant la pêche (nombre de poissons d'origine naturelle ou d'écloserie qui retournent à leur cours d'eau natal avant la récolte), des prélèvements (p. ex. stock de géniteurs d'écloserie) et des géniteurs (en excluant et en incluant les poissons d'écloserie) sont tirées de l'évaluation des stocks de saumon du Fraser du MPO (annexe 4). Les données sur les effectifs de saumons cohos géniteurs du Fraser intérieur ont été systématiquement téléchargées dans le système de données sur les échappées de saumons (NuSEDS); cependant, les révisions des estimations antérieures de géniteurs n'ont pas toujours été mises à jour dans NuSEDS. L'ensemble de données de l'évaluation des stocks du Fraser est ainsi la source la plus à jour pour les cinq UC du CFI. Les

renseignements sur la qualité des données et la structure selon l'âge des individus (de 1998 à 2017) ont été tirés de la même source. Une description détaillée des traitements les plus récents des données se trouve dans Parken *et al.*¹ et à l'annexe 5. Ici, nous utiliserons uniquement les données de 1984 à 2017 en raison des changements apportés à l'évaluation au fil des ans en fonction des priorités de gestion et des ressources disponibles, tant en ce qui concerne le nombre de réseaux ayant fait l'objet d'un relevé que l'étendue de la couverture.

La baisse du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte a été un facteur important qui a réduit la productivité du CFI et qui empêche probablement l'UD d'atteindre de nouveau ses niveaux historiques. Decker et ses collaborateurs (2014) ont noté dans la relation stock-recrutement pour le CFI deux périodes distinctes (figure 3a) qui sont probablement attribuables à un changement de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte. La productivité était considérablement plus élevée pour les années de montaison 1987 à 1993 (années d'éclosion 1984 à 1990) que pour les années de montaison 1994 à 2017 (années d'éclosion 1991 à 2014). Ce changement correspond approximativement à un changement des conditions marines en 1989-1990 (Beamish et Bouillon, 1993; Irvine et Fukuwaka, 2011). Un changement est évident dans les estimations annuelles de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte pour les stocks indicateurs d'éclosion du CFI, la survie étant beaucoup plus faible au cours des 15+ dernières années qu'avant le changement de régime (figure 3b). Le taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte était en moyenne d'environ 4,8 % pour les années d'éclosion 1984 à 1990, puis il a chuté à 1 % l'année d'éclosion 1992. Il a semblé se relever après l'année d'éclosion 1992, mais a ensuite diminué à 0,3 % l'année d'éclosion 2003. Depuis le dernier pic de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte autour des années d'éclosion 1997 à 1999, le taux est en moyenne de 1,0 %. La période de survie et de productivité plus élevées avant l'année d'éclosion 1991 (c.-à-d. 1984-1990) sera appelée **régime historique** et la période de survie et de productivité plus faibles à partir de 1991, **régime actuel**.

Les TE estimés (pour l'ensemble du Canada et des États-Unis) permettent aussi de déterminer l'effectif préalable à la pêche et sont essentiels pour définir l'échappée, c'est-à-dire le nombre de poissons qui atteignent les frayères. Le TE s'est établi en moyenne à 66 % entre 1984 et 1997 (figure 3c). Après avoir réalisé que l'effectif des remontes avant la pêche et l'échappée diminuaient rapidement dans les années 1990, on a mis en place un programme de rétablissement en 1998 et pris des mesures pour ramener le TE à moins de 13 % (Decker *et al.*, 2014). Le TE est en moyenne de 12,5 % depuis 1998; cependant, il a atteint 32 % en 2014.

Le CFI est une espèce sémelpare avec un cycle de vie de trois ans donnant lieu à trois générations presque indépendantes. Récemment, l'effectif d'une génération a été beaucoup plus important que celui des deux autres. Afin de lisser cette dominance cyclique observée, on utilise une moyenne géométrique mobile sur trois ans des valeurs annuelles de l'échappée et des remontes pour décrire et analyser les tendances sous-jacentes. Lorsque les années de montaison (l'année où les adultes reviennent et fraient) ou d'éclosion (l'année où une cohorte était au stade de l'œuf pondu) sont décrites dans le présent rapport et qu'elles proviennent d'une moyenne mobile, l'année citée correspond à l'année au milieu de la période de trois ans (p. ex. 2015 comprend 2014, 2015 et 2016). Il est recommandé de lisser les cycles à l'aide d'une moyenne géométrique mobile pour les espèces de saumon du Pacifique pour lesquelles les données sur l'effectif ont une distribution log-normale (Grant *et al.*, 2011).

L'effectif des remontes avant la pêche (c'est-à-dire le nombre de recrues) et l'échappée d'origine naturelle dans le régime historique (productivité élevée) étaient beaucoup plus importants que dans le régime actuel (productivité faible). L'effectif estimé des remontes avant la pêche du CFI était en moyenne 5,2 fois plus élevé dans le régime historique que dans le régime actuel. La moyenne géométrique mobile sur trois ans de l'effectif des remontes dans le

régime historique variait entre 153 000 et 227 000, affichant une moyenne globale de 199 000. La moyenne géométrique mobile sur trois ans de l'effectif des remontes avant la pêche dans le régime actuel variait entre 21 000 et 70 000, affichant une moyenne globale de 38 000. L'échappée d'origine naturelle moyenne était 2,2 fois plus élevée dans le régime historique que dans le régime actuel. La moyenne géométrique mobile sur trois ans de l'échappée dans le régime historique variait entre 36 000 et 74 000, affichant une moyenne globale de 57 000. La moyenne géométrique mobile sur trois ans de l'échappée dans le régime actuel variait entre 17 000 et 43 000, affichant une moyenne globale de 26 000.

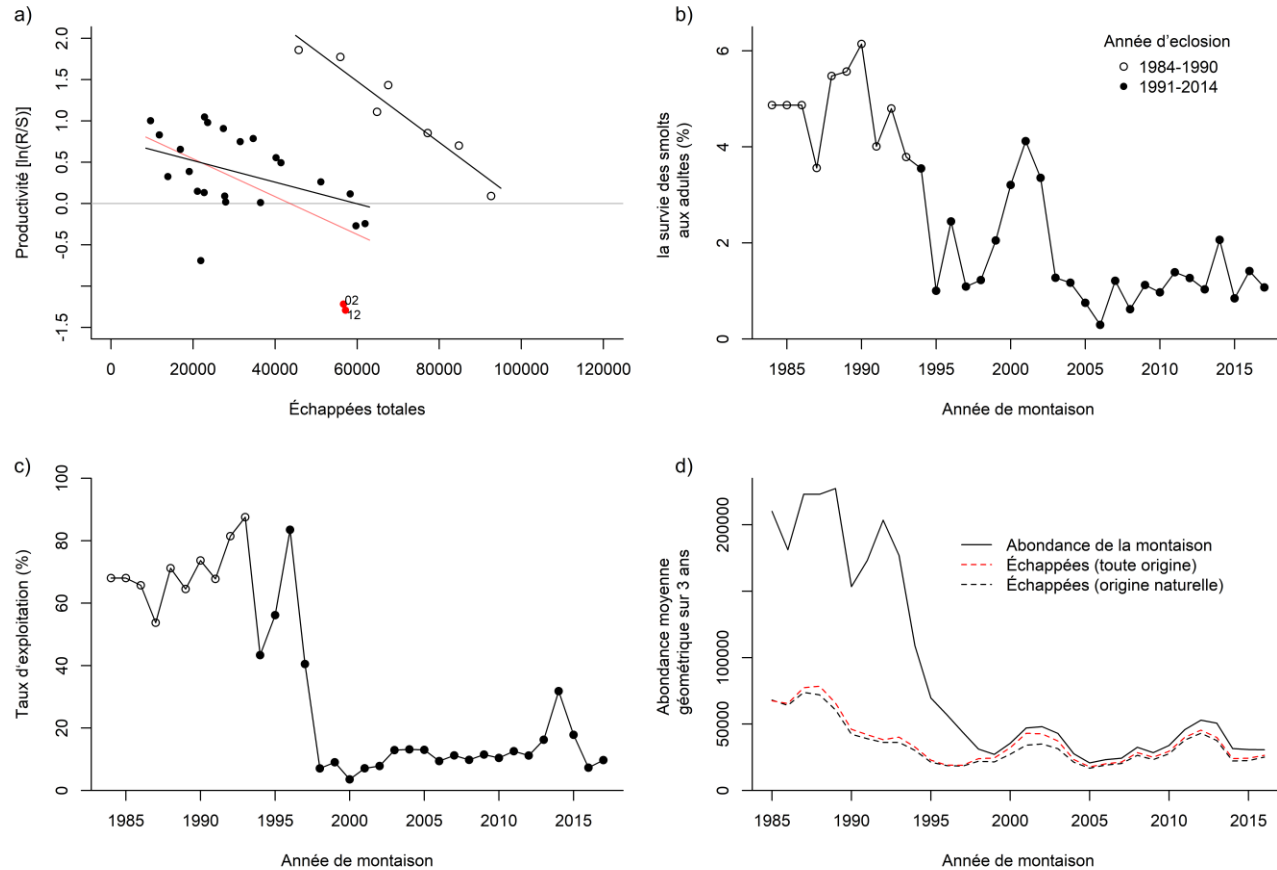


Figure 3. Productivité par rapport à l'échappée totale (a), taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (b), taux d'exploitation des saumons avec nageoire adipeuse en montaison avant la pêche (c) et moyenne géométrique sur trois ans de l'effectif des remontes avant la pêche (ligne noire), de l'échappée totale (ligne rouge tiretée) et de l'échappée d'origine naturelle (ligne noire tiretée) du saumon coho du Fraser intérieur sur deux régimes de productivité. Les années d'éclosion 1984 à 1990 sont représentées par des cercles, qui coïncident avec le régime historique, et les années 1991 à 2013 par des points, qui coïncident avec le régime actuel. En (a), les traits noirs représentent la relation entre la productivité et l'échappée totale; $R^2 = 0,93$ et $0,19$ respectivement pour les régimes historique et actuel, et $p < 0,05$ pour chaque modèle. Les deux points rouges sont des points d'influence des années d'éclosion 2002 et 2012. Le trait rouge représente la pente du régime actuel, points d'influence inclus. Les données sont disponibles à l'annexe 4; cette figure suppose que tous les poissons ont atteint l'âge 3 afin de rendre les années récentes comparables aux années antérieures à 1998, période pour laquelle les données sur l'âge déterminé au moyen d'écaillés sont rares ou absentes.

2.2.3 Trajectoires de longue date et récente des populations

Les trajectoires des populations ont été calculées sur deux périodes à partir de la pente des régressions log-linéaires naturelles de l'effectif des remontes de toutes origines avant la pêche et de l'effectif de géniteurs d'origine naturelle.

1. Toute la série chronologique (**tendance de longue date**, 1985-2016)
2. Les dix dernières années (**tendance récente**, 2007-2016)

La première méthode est conforme aux lignes directrices de l'Union internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) pour les populations fluctuantes affichant des cycles plus discrets (UICN 2014, ligne directrice 4.5.1) et aux ouvrages scientifiques actuels sur les salmonidés (Porszt *et al.*, 2012; D'Eon-Eggertson *et al.*, 2015). La seconde est recommandée par l'UICN et le COSEPAC dans des circonstances générales. Pour les deux méthodes, le pourcentage de fluctuation de l'effectif sur dix ans a été estimé selon la formule $100 \cdot (\exp(10 \cdot b) - 1)$, où b est la pente de la régression log-linéaire naturelle. Les résultats seront donc présentés comme le pourcentage de fluctuation de l'effectif sur les dix dernières années, d'après une trajectoire de population calculée à partir de toute la série chronologique (tendance de longue date) ou des dix dernières années (tendance récente). On a calculé la pente à l'aide de modèles généralisés des moindres carrés avec une structure d'autocorrélation de premier ordre pour tenir compte de la corrélation temporelle entre les années de montaison. Toutes les données ont été lissées à l'aide d'une analyse de la valeur a priori de la moyenne arithmétique mobile sur trois ans, car il s'agissait alors d'une transformation du logarithme naturel. Par conséquent, la tendance de longue date est estimée à partir de 32 moyennes mobiles (centrées de 1985 à 2016) et la tendance récente, à partir des dix dernières moyennes mobiles (centrées de 2007 à 2016).

La pente moyenne des remontes avant la pêche a toujours été négative lorsqu'on l'a estimée à partir de la tendance de longue date, mais quelques pentes étaient positives lorsqu'on les a estimées à partir de la tendance récente sur dix ans (figure 4; tableau 4). Le pourcentage moyen de fluctuation des remontes sur dix ans pour l'UD du CFI était de -46,1 % lorsqu'il était estimé à partir de la tendance de longue date et les intervalles de confiance supérieurs à 95 % (2,5 et 97,5 %) de toutes les UC sauf deux étaient négatifs. En revanche, le pourcentage moyen de fluctuation estimé d'après la tendance récente sur dix ans des remontes avant la pêche pour l'UD du CFI était de 18,6 %. Le pourcentage moyen de fluctuation des UC du canyon du Fraser, de la Thompson Sud et de la Thompson Nord, estimé à partir de la tendance récente, était négatif. Toutefois, l'intervalle de confiance à 95 % pour toutes les UC dans la tendance récente sur dix ans a franchi la ligne du zéro, ce qui laisse entendre une grande incertitude dans les trajectoires des remontes récentes sur une durée plus courte. Par conséquent, il semble que l'effectif des remontes dans l'UD soit encore en déclin si l'on considère la série de données de plus longue date, alors que la trajectoire est plus incertaine si l'on considère uniquement les données récentes de la trajectoire sur dix ans.

La plupart des pentes moyennes de l'effectif des géniteurs d'origine naturelle étaient négatives lorsqu'on les a estimées à partir de la tendance de longue date, mais quelques-unes étaient positives si on les calculait d'après la tendance récente sur dix ans (figure 4; tableau 5). Le pourcentage moyen de fluctuation sur dix ans des géniteurs pour l'UD du CFI était de -20,6 % si on l'estimait à partir de la tendance de longue date, mais l'intervalle de confiance à 95 % a franchi la ligne du 0. Les intervalles de confiance étaient positifs pour trois UC dans les modèles de tendance de longue date, y compris pour les deux UC qui avaient des moyennes positives. Le pourcentage moyen de fluctuation estimé d'après la tendance récente sur dix ans des géniteurs pour l'UD du CFI était de 16,6 %, mais la limite de confiance inférieure était négative. La moyenne des UC du canyon du Fraser, de la Thompson Sud et de la Thompson Nord était

négative, si elle était estimée à partir de la tendance récente. Toutefois, l'intervalle de confiance à 95 % pour toutes les UC, d'après les tendances de la période récente, a franchi la ligne du zéro, ce qui laisse entendre une grande incertitude dans les trajectoires de l'effectif actuel des géniteurs. À l'instar des résultats relatifs à la montaison, il semble que l'effectif des géniteurs soit encore en déclin dans l'UD si l'on considère la série de données de plus longue date, alors que la trajectoire est plus incertaine si l'on considère uniquement les données récentes de la trajectoire sur dix ans.

Après l'ajout de deux années de données sur l'échappée depuis le rapport du COSEPAC (2016), il n'est pas recommandé de réaliser une réévaluation avant celle qui est prévue (2026). Le pourcentage moyen de fluctuation sur dix ans entre les UC et dans l'UD, tiré de la tendance de longue date, était très semblable à celui indiqué dans le rapport du COSEPAC, l'intervalle de confiance à 95 % de cette évaluation chevauchant toujours les moyennes du COSEPAC. Les estimations du pourcentage de fluctuation entre les UC et dans l'UD, dérivées de la période récente, étaient toujours plus faibles (c.-à-d. moins positives ou plus négatives) que les moyennes du COSEPAC, et les intervalles de confiance à 95 % n'englobaient pas toujours les moyennes du COSEPAC. Cela peut indiquer que le déclin dans l'UD pourrait être plus rapide que lorsqu'il a été évalué par le COSEPAC en 2016; cependant, le COSEPAC n'a pas indiqué les intervalles de confiance ou l'erreur statistique, ce qui rend les conclusions difficiles. Étant donné que le pourcentage moyen de fluctuation dans l'UD tiré de la tendance récente est encore positif (mais incertain), il est encore probable que les menaces associées au CFI et son effectif réduit par rapport aux niveaux historiques constituent le principal facteur pour déterminer que cette population est « menacée ».

Compte tenu de l'effet d'atténuation de la réduction de l'exploitation après 1998, la tendance des remontes de toutes origines avant la pêche reflète les effets de la baisse de productivité survenue après 1989 plus précisément que la tendance de l'échappée d'origine naturelle (figure 3c, d). Le COSEPAC (2016) n'a pas indiqué la tendance des remontes de toutes origines.

Tableau 4. Taux estimé de fluctuation et pourcentage de fluctuation sur dix ans de l'effectif des remontes avant la pêche pour les unités de conservation (UC) et l'unité désignable (UD) du saumon coho du Fraser intérieur. Les estimations de la pente sont présentées pour la période de longue date et la période récente sur dix ans à partir des régressions respectives. Les autres colonnes indiquent le pourcentage moyen de fluctuation de l'effectif sur une période de dix ans et l'intervalle de confiance à 95 %.

Période	Unité de montaison	Pente	% de fluctuation	2,5 %	97,5 %
Longue date	UC de la basse Thompson	-0,032	-27,4	-57,1	22,8
	UC de la Thompson Sud	-0,065	-47,8	-69,4	-11
	UC de la Thompson Nord	-0,071	-51	-65,2	-30,9
	UC du canyon du Fraser	-0,108	-66	-76,1	-51,6
	UC du moyen Fraser	-0,031	-26,7	-53,7	16,2
	UD du Fraser intérieur	-0,062	-46,1	-64,1	-19,1
Récente	UC de la basse Thompson	0,049	63,8	-26,6	265,8
	UC de la Thompson Sud	-5e -5	-0,1	-49,7	98,4
	UC de la Thompson Nord	-0,006	-5,7	-52	85,3

Période	Unité de montaison	Pente	% de fluctuation	2,5 %	97,5 %
	UC du canyon du Fraser	-0,055	-42,4	-91,5	289,9
	UC du moyen Fraser	0,065	90,7	-15,4	330
	UD du Fraser intérieur	0,017	18,6	-41,4	140,1

Tableau 5. Taux estimé de fluctuation et pourcentage de fluctuation sur dix ans de l'effectif des géniteurs d'origine naturelle pour les unités de conservation (UC) de l'unité désignable (UD) du saumon coho du Fraser intérieur. Les estimations de la pente sont présentées pour la période de longue date et la période récente sur dix ans à partir des régressions respectives. Les autres colonnes donnent le pourcentage moyen de fluctuation de l'effectif sur une période de dix ans et l'intervalle de confiance à 95 %.

Période	Unité de frai	Pente	% de fluctuation	2,5 %	97,5 %
Longue date	UC de la basse Thompson	0,007	6,9	-27,9	58,5
	UC de la Thompson Sud	-0,028	-24,5	-53	21,3
	UC de la Thompson Nord	-0,03	-25,9	-43,8	-2,3
	UC du canyon du Fraser	-0,067	-48,7	-63,1	-28,8
	UC du moyen Fraser	0,012	13	-11,5	44,2
	UD du Fraser intérieur	-0,023	-20,6	-41,3	7,5
Récente	UC de la basse Thompson	0,056	74,3	-22,4	291,5
	UC de la Thompson Sud	-0,009	-8,4	-53,1	78,9
	UC de la Thompson Nord	-0,007	-6,9	-52,1	80,9
	UC du canyon du Fraser	-0,058	-43,8	-91,4	269,4
	UC du moyen Fraser	0,063	88	-10,9	296,9
	UD du Fraser intérieur	0,015	16,6	-41,2	131,2

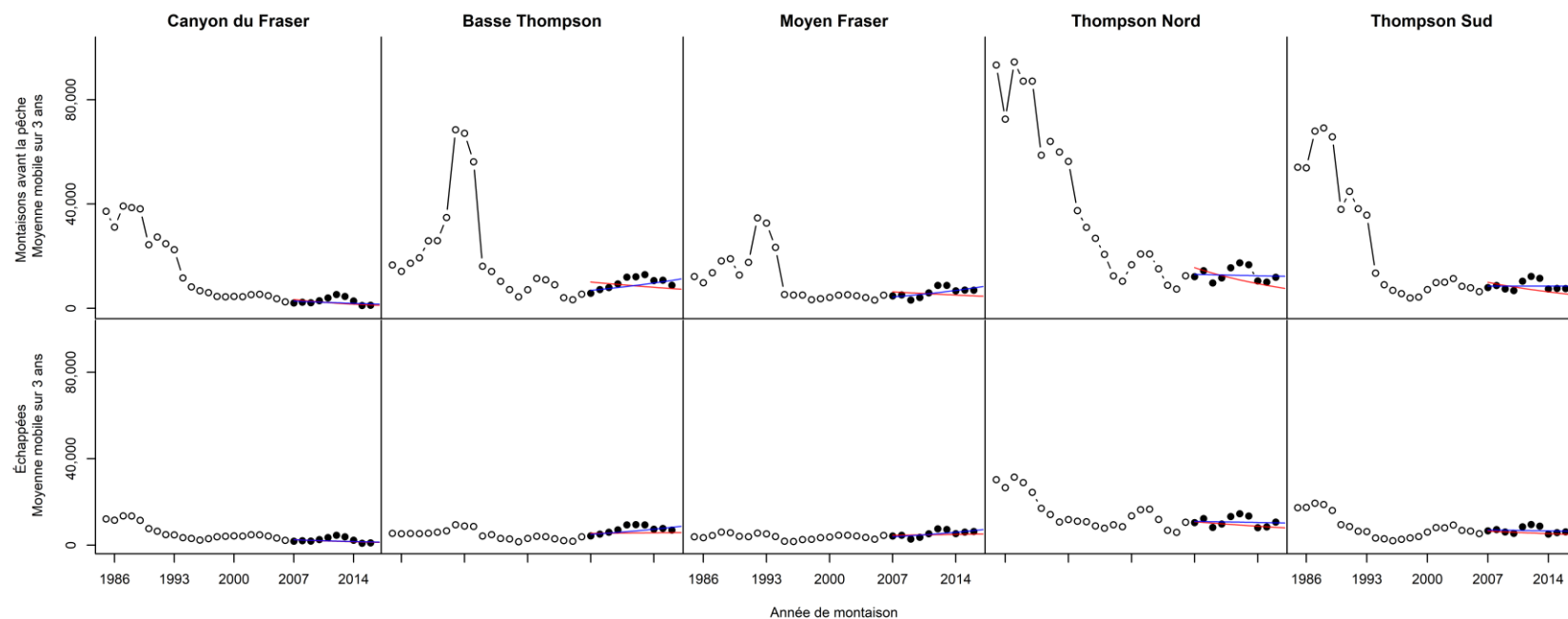


Figure 4. Tendence linéaire de l'effectif des remontes avant la pêche (rangée du haut) et de l'échappée d'origine naturelle (rangée du bas) pour les unités de conservation du saumon coho de l'intérieur du Fraser. Les lignes rouges et bleues représentent respectivement la pente moyenne sur les dix dernières années (cercles pleins) d'après un modèle généralisé des moindres carrés avec autocorrélation de premier ordre dérivée de toute la série chronologique (tendance de longue date) et des dix dernières années (tendance récente). Il convient de noter que la pente de la tendance moyenne récente sur dix ans est toujours plus positive que celle de la tendance de longue date.

2.3 ÉLÉMENT 3 : ESTIMATIONS DES PARAMÈTRES ACTUELS OU RÉCENTS DU CYCLE DE VIE DU SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR

Les paramètres importants du cycle de vie, énumérés au tableau 6, ont été abordés dans les sections sur les éléments précédentes. Dans la plupart des cas, on présente les données uniformes les plus récentes pour le régime de productivité actuel, y compris les données de 1998 à 2018. Les données proviennent en majorité du programme d'évaluation des stocks du MPO, à l'exception des données sur la fécondité, fournies par le Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS) du MPO. Plusieurs paramètres sont également répartis entre des dèmes particuliers lorsqu'on ne dispose que des données provenant d'un endroit précis, alors que d'autres estimations ne sont accessibles qu'au niveau de l'UD.

Bon nombre d'estimations contiennent plusieurs sources d'incertitude et hypothèses sous-jacentes. Par exemple, les données sur l'âge à la maturité et la durée d'une génération sont fondées sur la détermination de l'âge à partir d'écaillés recueillies sur des adultes sénescents. En général, peu d'échantillons d'écaillés (une centaine) sont prélevés sur des individus par UC et par an, et il n'existe pas nécessairement de données pour chaque UC-année. La qualité des écaillés et la cohérence de la détermination de l'âge dépendent également du niveau de décomposition du poisson et de l'expérience du collecteur de données, qui peuvent tous deux introduire un biais.

Les données sur le sex-ratio sont fondées uniquement sur les adultes morts dont le sexe a été déterminé lors de relevés des carcasses dans les cours d'eau. On n'a pas utilisé les données sur le sexe provenant de poissons vivants aux barrières de dénombrement. Les calculs du sex-ratio fondé sur les poissons morts supposent une probabilité de détection égale entre les sexes, une hypothèse peu probable pour certains programmes sur le terrain. Par exemple, on constate une diminution de la proportion de mâles dans la série chronologique du ruisseau Louis, mais aucune tendance évidente dans celles de la rivière Eagle et du ruisseau Lemieux.

On a examiné la qualité des données sur la fécondité fournies par le PMVS pour n'inclure que les données sur les charognards, car le pourcentage d'œufs récupérés de poissons « partiellement frayé » n'était pas clair. La fécondité est estimée en volume et suppose que la taille des œufs n'a pas changé au fil du temps.

On estime le taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte à l'aide des poissons élevés en éclosérie sur lesquels on a posé une micromarque codée. Cette méthode suppose que l'on récupère suffisamment de ces micromarques dans les frayères pour estimer le taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte avec un niveau de précision raisonnable et que le taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte est comparable chez les poissons d'éclosérie et chez les poissons d'origine naturelle. En ce qui concerne le saumon coho du bas Fraser, Parken et ses collaborateurs¹ ont constaté qu'en moyenne, les saumoneaux cohos sauvages ont un taux de survie plus élevé que les saumoneaux cohos d'éclosérie.

Le TE total repose sur de nombreuses hypothèses et sources d'incertitude potentielles. Les méthodes utilisées pour estimer le TE sont décrites dans le Fisheries Regulation Assessment Model (FRAM) [Model Evaluation Workgroup, 2008]. Le comité technique sur le coho de la Commission du saumon du Pacifique (CSP) a déjà examiné les hypothèses du modèle (CSP, 2013a).

Les estimations des recrues par géniteur et des géniteurs par géniteur (tableau 6) sont fondées sur la reconstitution de la répartition selon l'âge décrite à la section 5.2 (Élément 13) et à l'annexe 9. Ces estimations comportent les mêmes incertitudes que les données sur le TE et

les données sur l'âge déterminé au moyen d'écaïlles, ainsi que plusieurs hypothèses sur la covariation entre les UC.

Les données sur les géniteurs elles-mêmes contiennent également des observations non représentées et des erreurs statistiques. Les estimations de l'échappée peuvent être influencées par les conditions environnementales, qui ne sont pas entièrement représentées, et plusieurs estimations de l'échappée sont tirées des méthodes décrites dans English *et al.* (2007). Le traitement général des données sur les géniteurs et le recrutement se trouve dans Parken *et al.*¹ ou à l'annexe 5.

*Tableau 6. Estimations moyennes des paramètres du cycle de vie au niveau de l'unité désignable (UD), de l'unité de conservation (UC) ou du dème avec écart-type (ET) de l'estimation et période des données. Les moyennes des quatre premiers paramètres et les ET sont calculés à partir d'estimations ponctuelles annuelles pondérées par la taille de l'échantillon. Les moyennes des quatre derniers paramètres et les ET sont calculés à partir d'estimations ponctuelles annuelles sans pondération. * Il convient de noter que la fourchette est d'un écart-type au-dessus et au-dessous de la moyenne d'une distribution log-normale.*

Paramètre (mesure)	UD, UC ou dème	Estimation	ET	Période des données
Âge à la maturité (pourcentage d'individus d'âge 3)	UD	88,3	1,3	2000-2017
	Basse Thompson	83,6	3,5	
	Thompson Sud	86,6	2,8	
	Thompson Nord	93,4	5,1	
Durée d'une génération (années)	UD	3,12	0,018	2000-2017
	Basse Thompson	3,16	0,04	
	Thompson Sud	3,13	0,023	
	Thompson Nord	3,06	0,014	
Sex-ratio (pourcentage de mâles)	UD	49,1	5,5	1998-2017
	Rivière Eagle (TS)	49,6	6,3	
	Ruisseau Lemieux (TN)	48,4	3,2	
	Ruisseau Louis (TN)	49,1	6,2	
Fécondité (œufs par femelle du stock de géniteurs d'écloserie)	UD	2 315	523	1998-2018
	Rivière Coldwater (BT)	2 287	468	
	Ruisseau Spius (BT)	1 916	402	1998-2003
	Rivière Deadman (TN)	2 222	456	1998-2014
	Rivière Eagle (TS)	2 785	583	1998-2018
	Rivière Salmon (TS)	2 280	465	

Paramètre (mesure)	UD, UC ou dème	Estimation	ET	Période des données
Survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (pourcentage des saumoneaux d'écloserie)	UD	1,0	0,7-1,6*	2000-2013
Taux d'exploitation (pourcentage)	UD	12,5	5,7	1998-2017
Recrues par géniteur (répartition selon l'âge corrigée)	UD	1,30	0,70	1998-2013
	Canyon du Fraser	1,20	0,94	
	Basse Thompson	1,42	1,11	
	Moyen Fraser	1,56	1,03	
	Thompson Nord	1,36	0,84	
	Thompson Sud	1,48	1,07	
Géniteurs par géniteur (répartition selon l'âge corrigée)	UD	1,15	0,64	1998-2013
	Canyon du Fraser	1,05	0,81	
	Basse Thompson	1,25	0,99	
	Moyen Fraser	1,37	0,91	
	Thompson Nord	1,2	0,76	
	Thompson Sud	1,31	0,97	

3 BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT

3.1 ÉLÉMENT 4 : PROPRIÉTÉS DES MILIEUX NÉCESSAIRES AU BON DÉROULEMENT DE TOUS LES STADES DU CYCLE DE VIE DU SAUMON COHO

La définition de l'habitat du CFI englobe les frayères, les aires d'alevinage, de croissance et d'alimentation, les routes migratoires ainsi que toutes les autres aires dont la survie de l'UD dépend, directement ou indirectement. Cette définition large signifie essentiellement que tous les endroits où des CFI sont présents sont considérés comme constituant l'habitat du saumon coho. Le CFI a besoin d'un habitat adéquat en eau douce et en mer pour survivre et se reproduire. Le tableau 7 donne un aperçu des attributs de l'habitat; cependant, la plupart d'entre eux sont fondés sur les besoins du saumon coho côtier. Les attributs de l'habitat propre au CFI constituent une importante lacune dans les connaissances.

3.1.1 Milieu de fraie et d'incubation des œufs

La fraie a lieu dans des milieux très divers, et le nombre global de frayères n'est généralement pas considéré comme un facteur limitatif (ERCFI, 2006). La seule exception connue se trouve dans la rivière Nahatlatch.

Comme le saumon coho fraie en eau douce et que les juvéniles y passent normalement une année complète avant de migrer vers la mer, la survie de l'espèce dépend d'un milieu adéquat en eau douce et dans l'océan. Les frayères du saumon coho sont habituellement regroupées dans les bassins hydrographiques, souvent à la tête des rapides dans de petits cours d'eau et dans les chenaux latéraux des rivières plus grandes. Les femelles creusent généralement des nids dans des zones peu profondes (30 cm) où le gravier a un diamètre d'environ 15 cm et qui offrent une bonne circulation d'eau bien oxygénée (Sandercock, 1991). On ignore la taille exacte du gravier utilisé dans l'ensemble des cours d'eau par le CFI; un effort de surveillance supplémentaire est nécessaire pour quantifier cette caractéristique. Les débits faibles ou élevés, les températures de congélation, l'envasement, la prédation et la maladie peuvent réduire la survie des œufs. Les hivers peuvent être rigoureux dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, et le débit ainsi que la température des cours d'eau en hiver peuvent jouer un rôle crucial dans le choix des frayères (Decker et Irvine, 2013). L'écoulement des cours d'eau du Fraser intérieur diminue généralement à l'automne et à l'hiver lorsque les températures descendent sous le point de congélation aux altitudes plus élevées, ce qui crée un risque d'assèchement et de gel des nids si la fraie a lieu trop tôt. La fraie se produit à l'automne et en hiver, dans les cours d'eau qui prennent leur source dans des lacs dont la température et le débit sont relativement stables (Decker et Irvine, 2013) et dans les cours d'eau qui ne prennent pas leur source dans un lac, dont la température et le débit sont plus variables. On sait que les saumons cohos ont des tolérances thermiques différentes (Sandercock, 1991), mais on ne connaît pas la plage exacte de températures à laquelle les œufs de CFI peuvent survivre dans l'ensemble des UC. Il faut mener des recherches supplémentaires à ce sujet.

La zone hyporhéique (Boulton *et al.*, 2002) peut être importante pour la sélection des frayères. McRae et ses collaborateurs (2012) ont constaté que l'eau souterraine modère la température des cours d'eau à proximité et que le CFI choisit des microsites de fraie avec des remontées d'eau souterraine. L'eau souterraine semble également influencer sur la répartition de la fraie aux échelles spatiales supérieures, les poissons se rassemblant dans des chenaux latéraux où l'eau souterraine est abondante, en dehors des cours principaux des grands cours d'eau comme la rivière Thompson Nord (ERCFI, 2006). Par conséquent, les caractéristiques qui peuvent influencer sur le régime hydrologique des eaux souterraines peuvent aussi déterminer indirectement d'importantes propriétés de l'habitat du saumon coho. La porosité du sol, la densité et le type de végétation et le pourcentage de pente ont tous des interactions importantes qui déterminent l'écoulement et la température des eaux souterraines (Naiman *et al.*, 1992); il est important de tenir compte des besoins directs en habitat de l'espèce, ainsi que des processus indirects qui les déterminent.

3.1.2 Milieu de croissance des alevins et des juvéniles

Après l'émergence, les alevins s'éloignent des frayères (Chapman, 1962) et se rendent dans de petits affluents et un milieu de croissance hors chenal. Dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, l'émergence des alevins correspond aux périodes de débit élevé et les alevins colonisent probablement les milieux inondés créés par les crues printanières. Les périodes de dispersion des alevins sont la sortie des frayères au printemps (Gribanov, 1948; Chapman, 1962) et l'installation préhivernale dans les petits affluents et les milieux hors du chenal principal (Peterson, 1982). Les densités d'alevins sont généralement plus fortes dans les fosses que dans les rapides dans les petits cours d'eau, là où le pourcentage de pente est inférieur à 3 %

(Decker et Irvine, 2013). D'après les données recueillies au cours d'un relevé pluriannuel (2001-2011) sur les juvéniles de saumon quinnat (*O. tshawytscha*) et de saumon arc-en-ciel (*O. Mykiss*) dans le réseau hydrographique de la basse Thompson, les alevins de CFI grandissent principalement dans de petits affluents et sont largement absents du cours principal des plus grands cours d'eau (Decker *et al.*, 2012⁴).

Les milieux à la structure complexe (gros débris organiques et gros substrat) et les milieux à faible débit sont tous deux nécessaires pour assurer une survie hivernale élevée des jeunes saumons cohos (Solazzi *et al.*, 2000). Les étangs et chenaux d'eau souterraine et d'autres types de milieux hors chenal abritent souvent un grand nombre d'alevins de saumon coho qui hivernent dans les cours d'eau du Fraser intérieur (Swales et Levings, 1989; Bratty, 1999).

En général, le saumon coho utilise les lacs moins souvent que les cours d'eau, et on manque d'information sur le CFI en particulier. On a observé des alevins dans les régions riveraines des lacs du bassin hydrographique du Fraser intérieur, y compris certains très grands lacs comme les lacs Shuswap et Quesnel (Brown et Winchell, 2004), mais on ignore l'ampleur de l'utilisation et la capacité de production potentielle de ces lacs. Les alevins de CFI semblent préférer les milieux lacustres qui sont protégés contre l'action des vagues comme les chenaux secondaires, les marécages et les fosses latérales, souvent à proximité de l'embouchure de leur cours d'eau natal, plutôt que sur les rivages exposés (Brown, 2002; Brown et Winchell, 2004).

Il existe aussi des éléments de preuve selon lesquels, à l'instar de certaines populations de saumon quinnat du Fraser intérieur (Murray et Rosenau, 1989), un grand nombre d'alevins de CFI passent au moins une partie de leur période de résidence en eau douce dans des cours d'eau autres que leur cours d'eau natal. Par exemple, un grand nombre d'alevins ont été capturés dans des chenaux latéraux de la rivière Thompson Nord où aucune fraie n'a lieu (Scott *et al.*, 1982; Hill *et al.*, 1983). Dans une autre étude, l'analyse de l'ADN a révélé que 35 % d'un échantillon de 1 800 saumons cohos juvéniles prélevés pendant l'hiver dans des chenaux latéraux et des milieux hors chenal du bas Fraser, près d'Agassiz, en 2006-2007 provenaient des cinq UC du CFI (MPO, Division de l'évaluation des stocks de saumon quinnat et de saumon coho du Fraser, données inédites).

3.1.3 Milieu de dévalaison en eau douce des juvéniles

Après un an ou parfois deux en eau douce, les CFI juvéniles descendent le fleuve Fraser au printemps et au début de l'été et pénètrent dans le détroit de Georgia. Les données de marquage indiquent qu'il leur faut de 10 à 16 jours pour migrer du Fraser intérieur au bas Fraser (Chittenden *et al.*, 2010). Les juvéniles restent dans l'estuaire très développé du fleuve Fraser à Vancouver pendant une période indéterminée et sont nombreux à passer leur premier été dans le détroit de Georgia (Beamish *et al.*, 2010), le quittant en octobre ou en novembre (Chittenden *et al.*, 2009).

3.1.4 Milieu de croissance en mer

Le CFI passe ensuite 18 mois en mer, principalement dans les eaux côtières du Pacifique Nord (Weitkamp et Neely, 2002; Weitkamp, 2012). On connaît mal les besoins en matière d'habitat du saumon coho juvénile dans l'estuaire du Fraser et le détroit de Georgia. On pense que le

⁴ Decker, A. S., J. Hagen et R. G. Bison. 2012. Annual distribution and abundance of steelhead parr in the lower Thompson River basin during 2001-2011 in relation to spawner abundance and habitat characteristics. Rapport préparé pour le ministère de l'Exploitation des ressources naturelles de la Colombie-Britannique, Kamloops (C.-B.) et la Habitat Conservation Trust Foundation, Victoria (C.-B.). Disponible auprès de Robert Bison au BERN, région de Kamloops (Robert.Bison@gov.bc.ca).

début de la période de résidence en milieu marin est une période critique pour les saumons du Pacifique (Peterman, 1987; Pearcy, 1992) et que leur survie jusqu'à la maturité est déterminée au cours des premiers mois qu'ils passent dans la mer des Salish (Beamish *et al.*, 2004, 2010). La survie initiale en mer peut être influencée par de nombreux facteurs interreliés, notamment la température de l'eau, le moment de l'entrée dans l'océan, les proliférations planctoniques printanières, la disponibilité des sources de nourriture, le nombre de prédateurs, le nombre d'autres salmonidés juvéniles concurrents et les conditions océaniques généralement favorables qui se reflètent dans les périodes d'oscillation décennale négative du Pacifique et l'absence d'événements d'oscillation australe El Niño (Beamish *et al.*, 2004; Lacroix *et al.*, 2009; Araujo *et al.*, 2013).

3.1.5 Milieu de montaison en eau douce des adultes

Les CFI adultes ont besoin d'accéder aux aires de repos et aux frayères dans le bassin hydrographique. La profondeur de l'eau et la vitesse du courant doivent être suffisantes pour la migration. De plus, la température de l'eau doit se situer dans une plage acceptable et la région doit offrir des aires de refuge ou de repos.

Dans certaines conditions, la vitesse du courant près de Hells Gate, dans le canyon du Fraser et dans la zone connue sous le nom de Little Hells Gate de la rivière Thompson Nord (figure 1) peut restreindre le passage vers l'amont du CFI. D'autres recherches pourraient permettre de déterminer si ces deux zones constituent des milieux importants. Pour que les cinq UC du CFI et la sous-population du cours supérieur de la Thompson Nord puissent se rétablir ou survivre, le passage à travers Hells Gate et Little Hells Gate, respectivement, doit être dégagé.

Tableau 7. Aperçu des besoins en matière d'habitat du saumon coho à chacun des stades de son cycle de vie. La plupart des valeurs des attributs proviennent des examens des besoins en matière d'habitat réalisés par Groot et Margolis (1991) et Bjornn et Reisser (1991). Il convient de noter que peu d'études ont été publiées sur les besoins en matière d'habitat du saumon coho du Fraser intérieur.

Stade du cycle de vie	Fonction	Caractéristiques	Attributs	Références
Adultes géniteurs et embryons	Fraie, incubation	<p>Les nids sont souvent aménagés à la tête de rapides dans de petits cours d'eau et dans les chenaux latéraux des plus grands cours d'eau, dans des zones où le diamètre du gravier est inférieur à 15 cm et qui offrent une bonne circulation d'eau bien oxygénée.</p> <p>L'eau souterraine peut être importante pour certaines populations.</p>	<p>Taille des particules : 1,3-10,2 cm Profondeur d'eau de la frayère : > 18 cm Vitesse du courant : 0,3-1,09 m/s OD₂ : 7-12 mg/L Température : 4,4-13,3 °C Superficie moyenne du nid : 2,8 m² Profondeur du nid : 15-30 cm</p>	Bjornn et Reisser, 1991
Croissance des alevins et des juvéniles	Alimentation, protection	<p>On les trouve souvent dans les chenaux latéraux et les petits cours d'eau avec protection.</p> <p>À mesure que les juvéniles grandissent, ils quittent les milieux peu profonds comme les bords des cours d'eau, les chenaux latéraux et les eaux secondaires et gagnent des fosses en milieu plus profond (Rosenfeld <i>et al.</i>, 2000).</p> <p>Les cours d'eau non natals et les zones littorales des chenaux des lacs peuvent également être utilisés pour la croissance.</p>	<p>Température de prédilection : 12-14 °C OD₂ : 5-12 mg/L Turbidité : < 25 UTN Couvert : Grandes quantités de végétation surplombante et berges sapées Pente : < 3 % Taille des fosses : 50-250 m² Densité des fosses : > 1 500 m²/km Densité des gros débris ligneux : > 100 pièces/km</p>	Examiné dans Groot et Margolis, 1991; Sharma et Hilborn, 2001
Dévalaison en eau douce des juvéniles	Dévalaison, alimentation	Grands cours d'eau, affluents non natals, estuaires	En grande partie inconnus	-

Stade du cycle de vie	Fonction	Caractéristiques	Attributs	Références
Croissance en mer des juvéniles	Alimentation	Eaux côtières	En grande partie inconnus – Des températures annuelles plus basses de la surface de la mer sont liées à une augmentation de la survie en mer.	Beamish <i>et al.</i> , 2010
Montaison en eau douce des adultes	Montaison	Grands cours d'eau	Température : 7,2-15,6 °C Profondeur de l'eau : > 18 cm Vitesse du courant : < 2,44 m/s	Bjornn et Reisser, 1991

3.1.6 Le point sur l'état des lacunes dans les connaissances et les études suggérées

L'ERCFI (2006) a proposé plusieurs études qui permettraient de déterminer les propriétés importantes de l'habitat, mais peu d'entre elles ont été réalisées (tableau 8). Comme il a été mentionné précédemment, il s'agit d'une importante lacune dans les connaissances sur le CFI.

Tableau 8. Études que l'ERCFI a suggérées pour déterminer les milieux importants pour le saumon coho du Fraser intérieur. Le contenu des colonnes Étude et Durée provient du tableau 5 du document de l'ERCFI (2006). Les auteurs du présent rapport ont ajouté la colonne État d'avancement pour souligner le besoin continu.

Étude	Durée	État d'avancement
Cartographier les habitats de frai et de croissance dans le secteur utilisé par la population de saumons cohos du canyon du Fraser; déterminer les proportions qui se trouvent dans la rivière Nahatlatch. (Applicable à toutes les UC.)	2 ans	À faire
Quantifier la relation entre le débit du fleuve, la vitesse et la profondeur de l'eau et le succès du passage des cohos à Hells Gate et Little Hell's Gate.	2 ans	À faire
Pour chaque stade du cycle biologique du saumon coho, déterminer les caractéristiques de l'habitat qui soutiennent les attributs essentiels du cycle biologique des cohos du Fraser intérieur.	2 ans	Réalisée en partie (Warren, 2010)
Déterminer la quantité et la configuration des habitats, incluant les exigences en matière de débit des cours d'eau, requises pour soutenir chaque population et sous-population de cohos du Fraser intérieur à la hauteur ou au-dessus des objectifs du rétablissement.	3 ans	À faire
Déterminer la quantité et la configuration des habitats actuellement disponibles pour chaque population et sous-population de cohos du Fraser intérieur.	4 ans	À faire
Cartographier les habitats requis pour l'atteinte des objectifs de rétablissement de la population.	5 ans	À faire
Comparer les habitats disponibles et les habitats requis pour chaque sous-population de cohos du Fraser intérieur afin de déterminer la nécessité d'étendre l'habitat important.	5 ans	À faire
Élaborer un modèle structuré par âge et mener des analyses de la viabilité de la population pour évaluer les relations entre les combinaisons d'habitats, la survie en mer et les taux d'exploitation afin d'estimer les probabilités de disparition, de déclin, de survie ou de rétablissement des populations.	5 ans	À faire
Cartographier les cours d'eau épisodiques et évaluer l'importance des zones épisodiques pour la croissance et l'hivernation des saumons cohos.	4 ans	À faire

Étude	Durée	État d'avancement
Évaluer l'importance des niveaux d'eau souterraine durant les périodes hivernales de basses eaux et estivales de sécheresse.	4 ans	Réalisée en partie (McRae <i>et al.</i> , 2012)

3.2 ÉLÉMENT 5 : INFORMATION SUR L'ÉTENDUE DES ZONES SUSCEPTIBLES DE PRÉSENTER CES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT DANS L'AIRE DE RÉPARTITION DU SAUMON COHO

3.2.1 Aire de répartition en eau douce

Le CFI fraie en amont de Hells Gate dans le canyon du Fraser et est omniprésent dans l'ensemble du bassin hydrographique de la rivière Thompson et du bassin hydrographique du fleuve Fraser, au nord de la confluence avec la rivière Thompson (figure 1). Sa répartition dans les régions du moyen Fraser et du canyon du Fraser est moins bien connue. On sait que des saumons cohos sont présents en amont jusque dans la rivière Nechako, dans la zone de la sous-population du cours supérieur du moyen Fraser, mais leur présence est probable, sans avoir encore été confirmée, dans plusieurs grands bassins hydrographiques de cette zone. L'aire de répartition du saumon coho s'est peut-être contractée après le glissement de terrain à Hells Gate en 1914, comme celle du saumon rose (Ricker, 1989); il est donc possible que des milieux convenables soient inoccupés si le CFI n'a pas repris son aire de répartition d'avant 1914. La plupart des rivières et des affluents figurant sur les cartes présentées ci-après comportent des tronçons qui affichent les propriétés de l'habitat décrites dans la section Élément 4. L'étendue de l'habitat « utilisable » de certains réseaux hydrographiques a été évaluée, mais les méthodes appliquées pour cette évaluation ne sont pas accessibles, ni publiées (annexe 6). Des renseignements supplémentaires sur les propriétés de l'habitat dans certains réseaux se trouvent dans la base de données du [Community Mapping Network](#); toutefois, ces renseignements sont généraux et stockés dans de nombreuses couches, ce qui fait qu'il faut beaucoup de temps pour les extraire et les utiliser.

UC du Canyon du Fraser

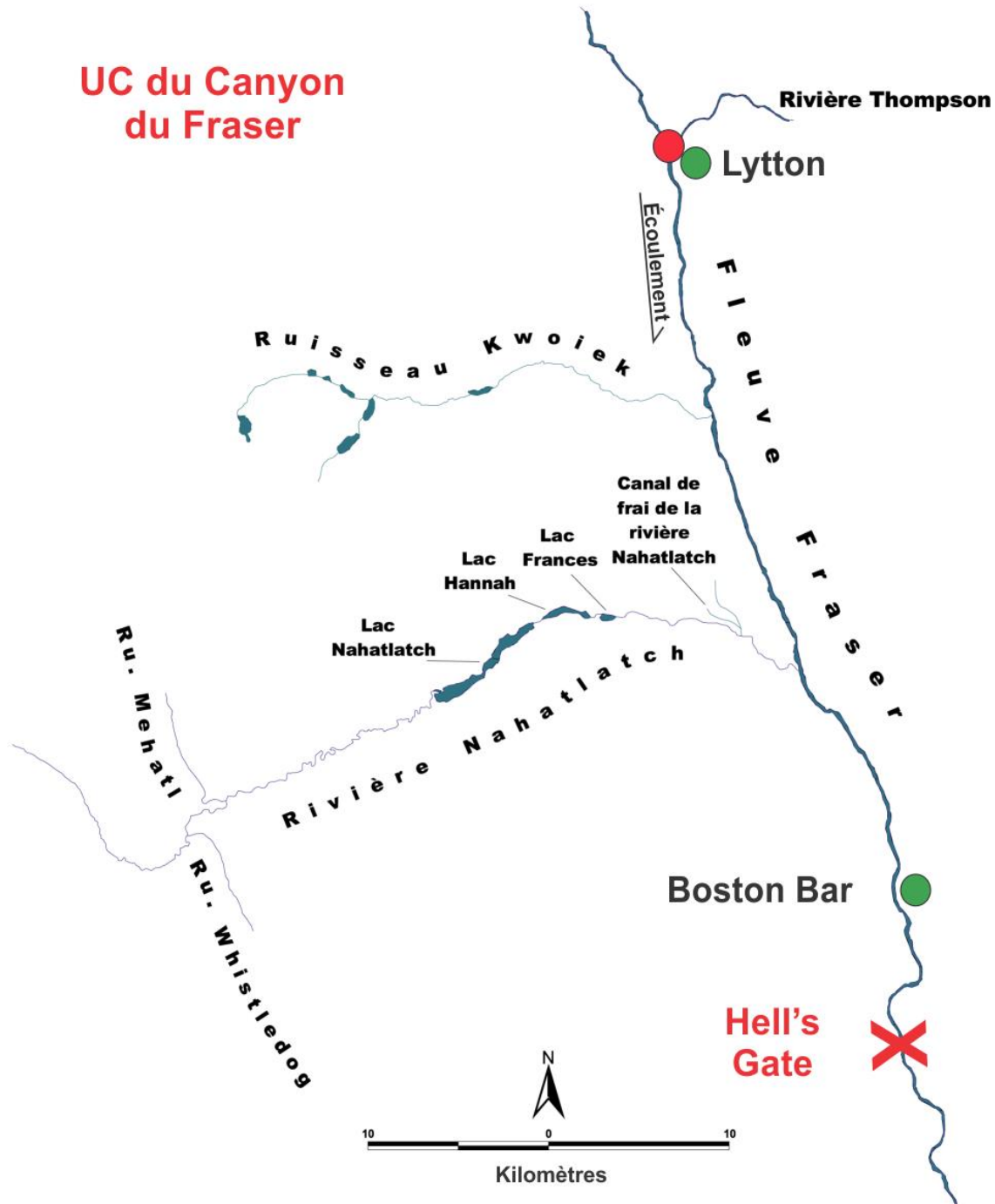


Figure 5. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation du canyon du Fraser. L'unité désignable du saumon coho du Fraser intérieur se trouve en amont de Hells Gate. Les points verts indiquent des villes et les points rouges à la confluence de rivières indiquent les limites entre les unités de conservation. Il convient de noter que ces indications sont utilisées dans les figures 6 à 11.

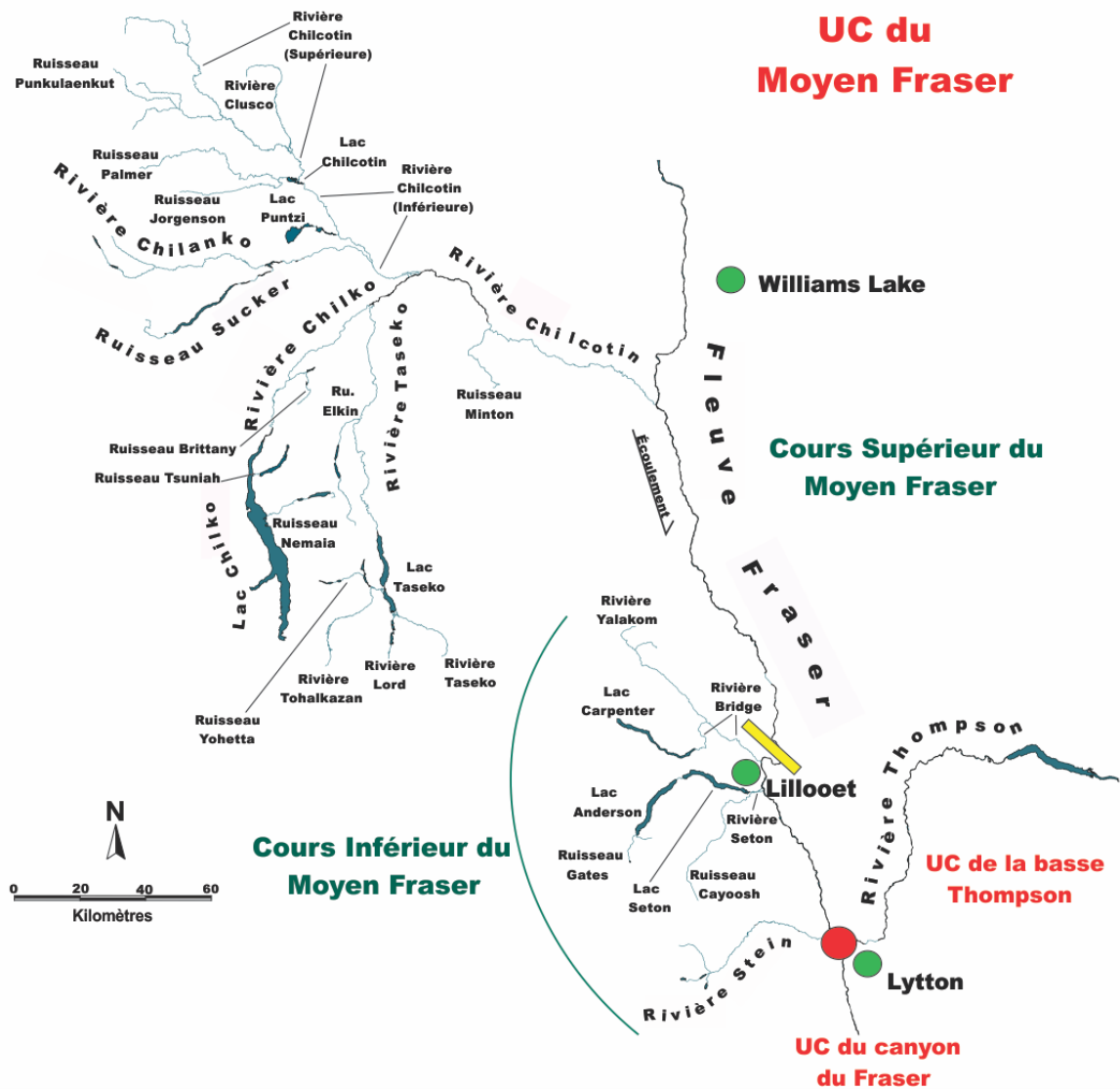


Figure 6. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation du moyen Fraser. La barre jaune représente la limite entre les sous-populations, lesquelles sont indiquées en texte vert (il convient de noter que ces indications sont utilisées dans les figures 7 à 11). Les figures 7 et 8 portent aussi sur la sous-population du cours supérieur du moyen Fraser (1 de 3).

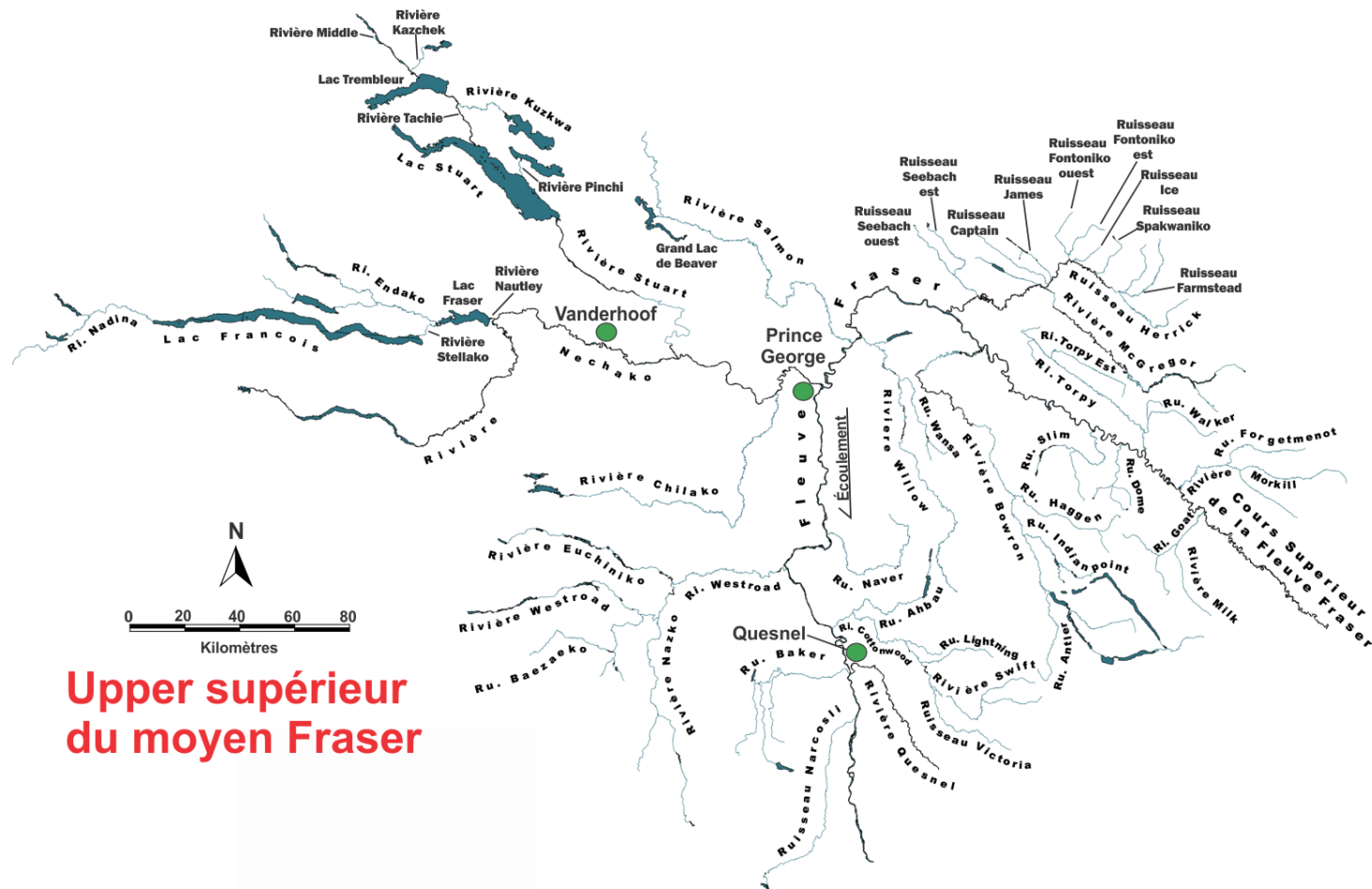


Figure 7. Affluents principaux et secondaires utilisés par la sous-population du cours supérieur du moyen Fraser, suite (2 de 3). Cette zone représente la plus grande partie inconnue de l'habitat vraisemblablement utilisable. Des saumons cohos ont été observés dans certains de ces réseaux, comme la rivière Westroad et ses affluents, la rivière Nechako, la rivière Kuzkwa, le ruisseau Kazchek et la rivière Bowron (observation non confirmée). Cependant, la plupart de ces cours d'eau ne sont pas l'objet de relevés réguliers ou officiels.

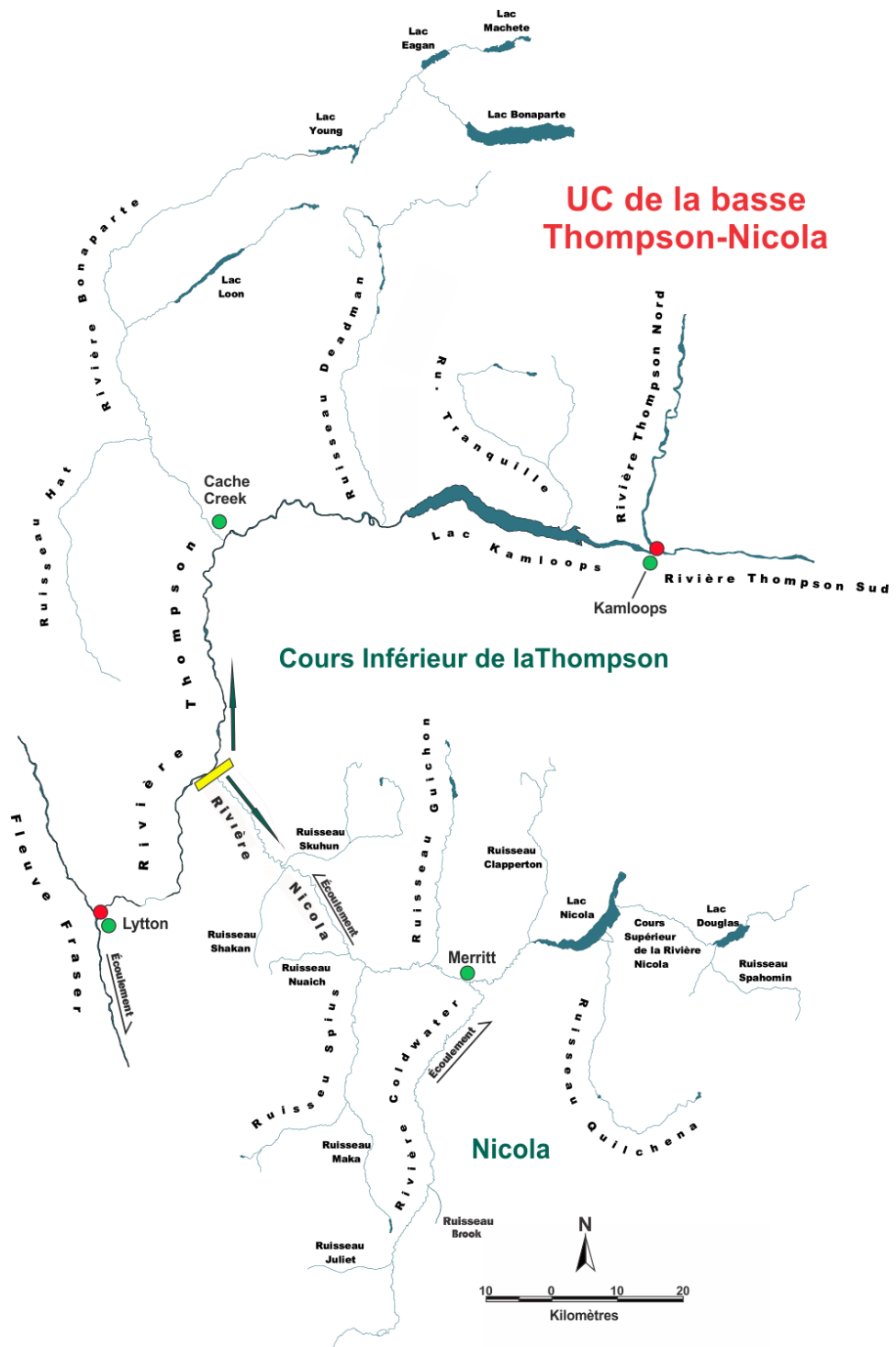


Figure 9. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation de la basse Thompson. Voir les figures 6 et 7 pour la description des indications.

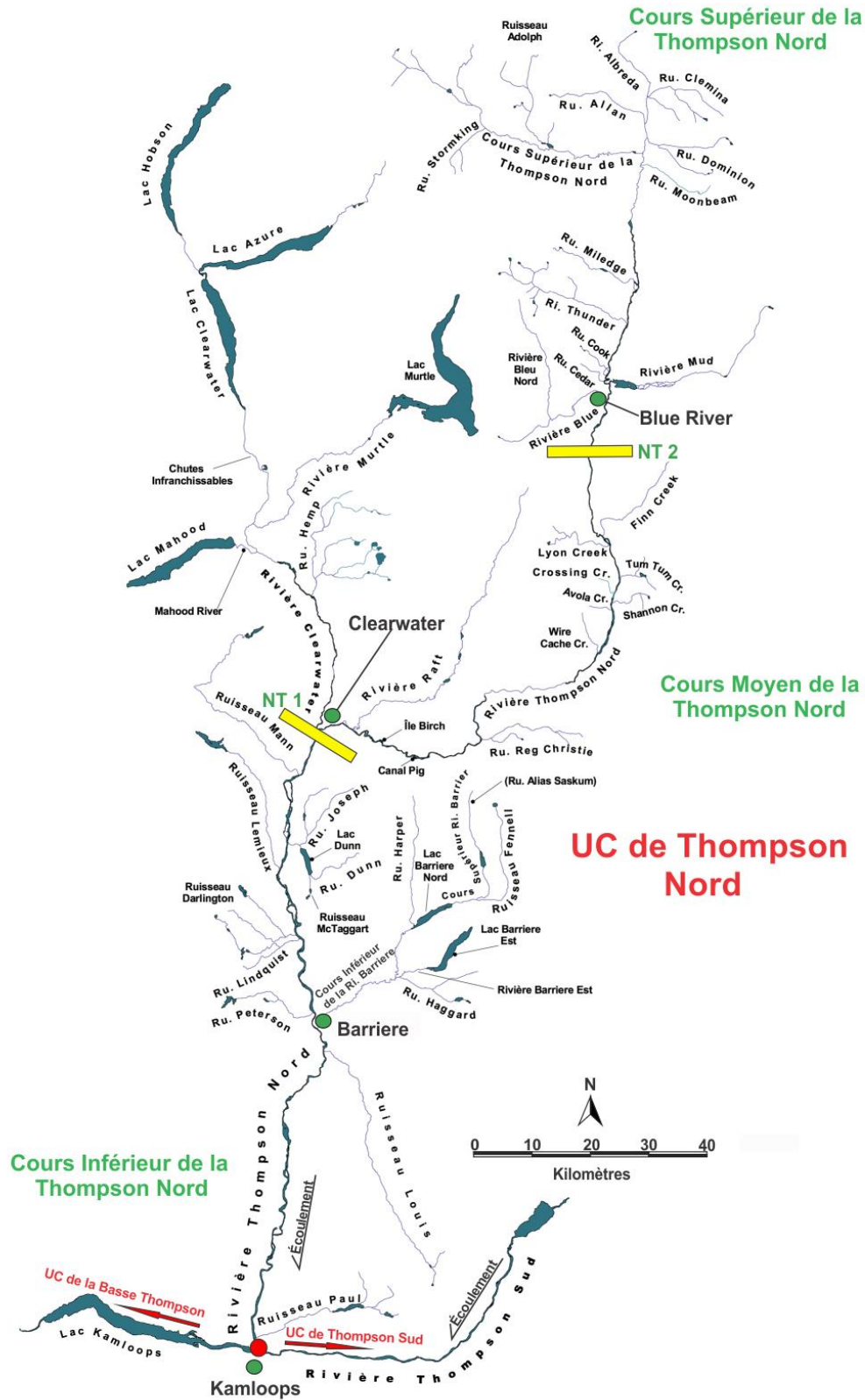


Figure 10. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation de la Thompson Nord. Voir les figures 6 et 7 pour la description des indications.

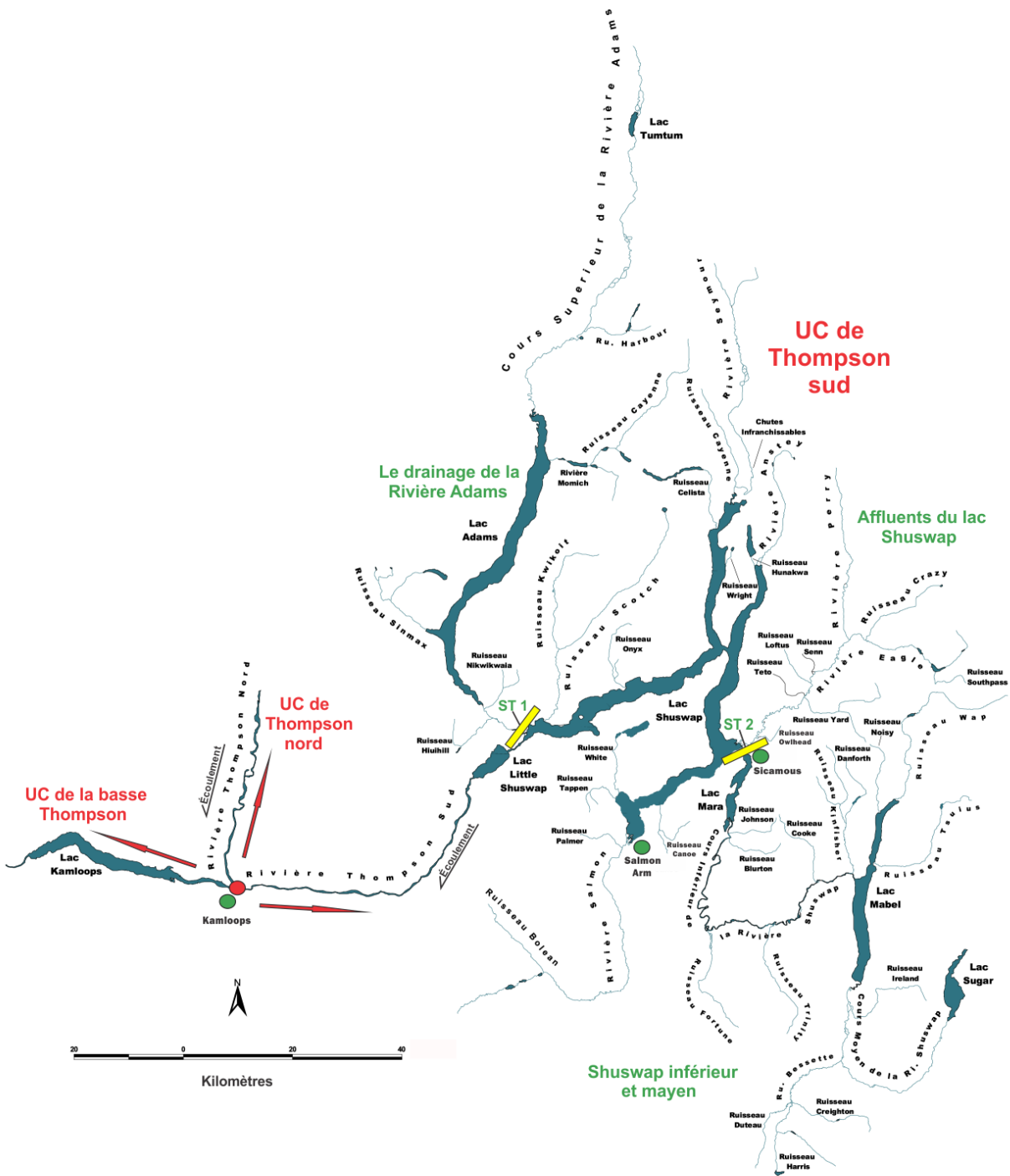


Figure 11. Affluents principaux et secondaires utilisés par l'unité de conservation de la Thompson Sud. Voir les figures 6 et 7 pour la description des indications.

3.2.2 Aire de répartition en milieu marin

Comme il a déjà été mentionné, les propriétés de l'habitat marin sont en grande partie inconnues, mais on pense que l'aire de répartition du CFI en milieu marin se situe principalement le long de la côte de la Colombie-Britannique et de l'État de Washington. Les saumoneaux arrivent dans l'estuaire du fleuve Fraser, d'où ils pénètrent dans la mer des Salish (Beamish *et al.* 2004, 2010) où ils restent les premiers mois. On a inféré l'aire de répartition hypothétique ultérieure du CFI adulte à partir des données sur le rétablissement obtenues à l'aide des micromarques codées (Weitkamp et Neely, 2002). Un peu moins de la moitié (en moyenne) des CFI adultes sont capturés au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, et un peu plus le sont dans la moitié sud. De nombreux CFI (près de la moitié) sont pêchés dans le détroit de Georgia et la baie Puget, y compris dans le détroit de Juan de Fuca. Certains (généralement moins de 10 %) sont aussi pêchés au sud-est de l'Alaska, au nord et au centre de la Colombie-Britannique, le long de l'État de Washington et au nord de l'Oregon. Cependant, on ne connaît pas l'aire de répartition complète du CFI en milieu marin, car la pêche n'est pas pratiquée dans toutes les parties du Pacifique Nord-Est, et seuls les individus provenant d'écloseries ont été utilisés pour créer les données connues.

3.3 ÉLÉMENT 6 : PRÉSENCE ET ÉTENDUE DES CONTRAINTES ASSOCIÉES À LA CONFIGURATION SPATIALE

3.3.1 Barrages hydroélectriques et glissements de terrain

L'UD du CFI n'a pas été fortement touchée par les aménagements hydroélectriques. Toutefois, la réduction du débit des cours d'eau, les modifications de l'hydrographie naturelle, les effets sur les milieux de croissance et de fraie du CFI, ainsi que les incidences sur le passage des saumoneaux qui sont causés par les aménagements hydroélectriques ont pu avoir des répercussions dans les bassins hydrographiques des rivières Bridge et Seton (UC du moyen Fraser) et du cours moyen de la rivière Shuswap (UC de la Thompson Sud). Des glissements de terrain ou autres événements ont bloqué des routes migratoires du CFI. Hells Gate était un étranglement naturel du Fraser; toutefois, en 1914, la construction du chemin de fer du Nord canadien a déclenché un glissement de terrain qui a obstrué la montaison de saumons, y compris l'UD du CFI. Little Hells Gate, dans la rivière Thompson Nord, est un étranglement naturel dans la rivière Thompson Nord, en aval de toutes les frayères des sous-populations du cours supérieur de la rivière Thompson Nord (ERCFI, 2006). En juin 2019, un glissement de terrain a été découvert près de Big Bar, sur le Fraser, au nord de Lillooet. Il a créé une chute d'eau de cinq mètres et des travaux ont été entrepris pour réduire son incidence. À cause de la taille de l'obstacle, des saumons n'ont pas été en mesure de poursuivre naturellement leur montaison plus loin que le glissement de terrain. La majorité des CFI fraient en aval du site du glissement de terrain de Big Bar, mais une sous-population (cours supérieur du moyen Fraser) fraie en amont du glissement de terrain. Hells Gate et Little Hells Gate peuvent constituer des obstacles temporaires à la montaison du CFI à certains débits (ERCFI, 2006). L'effet du glissement de terrain de Big Bar n'a pas encore été pleinement évalué. Les altérations naturelles ou anthropiques de la morphologie des chenaux à ces endroits cruciaux ou à d'autres représentent des menaces futures pour les UC du CFI.

3.3.2 Connectivité avec les plaines inondables

La perte d'habitat hors chenal et dans les petits cours d'eau du bas Fraser, due à la lutte contre les inondations et au développement agricole, représente des réductions probables de la capacité de charge en eau douce pour le CFI. La plupart des cours d'eau de la vallée du bas Fraser sont classés comme étant menacés ou en voie de disparition en raison du drainage de

terres humides pour l'agriculture et l'aménagement résidentiel, de la construction de digues pour la lutte contre les inondations, de l'installation de ponceaux suspendus, de la dégradation de zones riveraines, de la déconnexion des habitats inondés de manière saisonnière, du drainage de terres humides et de la pollution (Plan d'action du Fraser, 1998; Langer *et al.*, 2000; Brown, 2002; Rosenau et Angelo, 2005). On estime que 70 % des terres humides ont été isolées de la plaine inondable du bas Fraser par des réseaux de digues (Birtwell *et al.*, 1988). Des descriptions détaillées des effets sur l'habitat de certaines sous-populations du CFI figurent dans les rapports sur le Plan d'action du Fraser (p. ex. Harding *et al.*, 1994; DFO, 1998a; DFO, 1998b), le rapport de l'ERCFI (annexe 4 du document ERCFI, 2006) et la section Élément 8 du présent rapport. Un résumé détaillé et une cartographie des obstacles connus en eau douce dans tout le bas Fraser et le Fraser intérieur seraient utiles aux évaluations futures

3.4 ÉLÉMENT 7 : ÉVALUATION DU CONCEPT DE RÉSIDENCE ET DESCRIPTION DU SAUMON COHO

La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) définit la résidence comme un « gîte — terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable — occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation » (DFO, 2015). Les nids aménagés par les saumons du Pacifique et d'autres espèces de poissons, sont considérés comme des résidences parce qu'ils répondent aux critères suivants :

1. un ou plusieurs individus (et non la population) ont fait ont investissement (c.-à-d. temps et énergie) dans l'aménagement et la protection du nid;
2. l'emplacement et les caractéristiques du nid rendent possible la réussite de plusieurs fonctions essentielles du cycle de vie (c.-à-d. la fraye et l'alevinage);
3. le nid est un emplacement central dans l'aire de répartition plus grande d'un individu, et l'espèce y retourne à plusieurs reprises pour remplir une fonction vitale précise;
4. un caractère unique est associé au nid puisque s'il était endommagé, l'individu l'ayant aménagé ne serait habituellement pas en mesure de transférer immédiatement l'accomplissement des fonctions du cycle de vie dans un autre endroit sans perte de valeur adaptative (DFO, 2015). Le saumon coho est une espèce semelpare; il ne peut donc pas remplacer un nid endommagé parce qu'il meurt après avoir frayé. Les œufs fécondés sont fonctionnellement immobiles jusqu'à ce que l'œuf se développe en alevin. Les œufs doivent demeurer enfouis profondément dans le gravier pour ne pas être dévorés par d'autres poissons prédateurs, comme les cottidés (Steen et Quinn, 1999; Foote et Brown, 2011).

Les milieux utilisés par les saumons cohos pour l'aménagement des nids sont habituellement regroupés dans les bassins hydrographiques, souvent à la tête de rapides dans de petits cours d'eau et dans des chenaux latéraux de cours d'eau plus grands. Les femelles creusent généralement les nids dans des zones peu profondes (30 cm) où le gravier a un diamètre inférieur à 15 cm et qui offrent une bonne circulation d'eau bien oxygénée (Sandercock, 1991). Dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, où les températures hivernales sont plus froides que dans les régions côtières, il semble que le débit et la température des cours d'eau en hiver jouent un rôle essentiel dans le choix des frayères. Alors que le débit moyen est plus élevé en hiver qu'en été dans les cours d'eau côtiers, les cours d'eau du bassin du Fraser intérieur voient généralement leur hydrogramme réduit en automne et en hiver, lorsque les températures tombent sous le point de congélation à des altitudes plus élevées. Cela crée un risque d'assèchement et de congélation des nids si la fraie se produit trop tôt. Certains CFI se sont peut-être adaptés à ces conditions en choisissant des frayères dans des cours d'eau qui prennent leur source dans un lac, où les températures et le débit sont relativement stables. Les

eaux souterraines jouent également un rôle crucial dans le choix de la frayère dans la zone hyporhéique.

4 MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS POUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DU CFI

4.1 ÉLÉMENT 8 : MENACES POUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT

Dans le présent rapport, le terme « menace » est utilisé conformément à la définition fournie dans l'avis scientifique concernant les lignes directrices sur l'évaluation des menaces (MPO, 2014a), c'est-à-dire : « Activité ou processus humain qui a causé, cause ou peut causer des dommages à une espèce sauvage en péril, sa mort ou des modifications de son comportement, ou la destruction, la détérioration ou la perturbation de son habitat jusqu'au point où des effets sur la population se produisent. » Une activité anthropique peut exacerber un processus naturel et être considérée comme une menace. Il est important d'en tenir compte dans le contexte de la section 4.3 (Élément 10 : Facteurs limitatifs). Les activités qui augmentent la variabilité ou les effets négatifs des processus naturels sont décrites ci-après.

Dans les deux évaluations du COSEPAC pour le CFI et le Programme de conservation du coho du Fraser intérieur (Irvine, 2002; COSEPAC, 2016; ERCFI, 2006), les menaces ont été généralement classées dans les catégories suivantes : exploitation excessive; dégradation de l'habitat dulcicole; changements dans la survie en mer (dénotés par la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte); changements climatiques; dégradation de l'habitat estuarien et marin; production en éclosion; espèces non indigènes; parasites et maladies; croissance de la population humaine. Ces menaces demeurent importantes et la gravité et l'immédiateté de la plupart d'entre elles n'ont pas diminué sensiblement depuis l'évaluation initiale, à l'exception de l'exploitation, qui a été réduite par rapport aux taux historiques.

Les catégories de menaces sont fondées sur le système unifié de classification des menaces proposé par l'Union internationale pour la conservation de la nature et le Partenariat pour les mesures de conservation (IUCN-CMP) [Salafsky *et al.*, 2008; COSEWIC, 2012], que le COSEPAC utilise pour évaluer la situation des espèces sauvages. Ce système de classification a été élaboré à l'origine pour définir les grandes catégories de menaces. Pour l'évaluation des menaces, on se fie sur ce qui est indiqué dans le document *Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril* (MPO, 2014a) dans la mesure du possible compte tenu des données et renseignements limités sur les menaces qui pèsent sur le CFI dans les eaux canadiennes (tableau 9; MPO, 2014b). En ce qui concerne le CFI, un groupe de travail a d'abord évalué les menaces à l'aide du système de l'IUCN-CMP utilisé par le COSEPAC (annexe 7). Par la suite, on a élargi une catégorie de ce système (catégorie 7.3 – autres modifications de l'écosystème) pour pouvoir mieux l'appliquer aux espèces aquatiques en général et aux salmonidés en particulier. Le groupe d'auteurs a revu l'évaluation des menaces selon la méthode d'évaluation normalisée du MPO (MPO, 2014a) après l'évaluation initiale de type COSEPAC effectuée par un groupe de travail élargi (voir l'annexe 7 pour de l'information détaillée).

Les changements climatiques et les salmonidés d'éclosion sont des menaces qui auraient pu être classées dans plusieurs catégories. Pour éviter de multiplier l'étendue de ces menaces pour le CFI, le risque connexe a été pris en compte dans la section 4.3 (Élément 10 : Facteurs naturels qui limiteront la survie et le rétablissement) parce qu'elles exacerbent plusieurs facteurs limitatifs naturels. Par exemple, les changements climatiques et la présence de saumons d'éclosion exacerbent des processus naturels comme les conditions météorologiques rigoureuses, la concurrence, la prédation et la transmission de maladies. Toutefois, les

changements climatiques et les salmonidés d'écloserie seront également abordés dans la section 4.1.9 (Autres menaces qui exacerbent les facteurs limitatifs) en raison de leurs causes anthropiques.

Dans le présent document, les changements climatiques d'origine anthropique et les phénomènes météorologiques violents qui sont exacerbés par les changements climatiques sont traités sous la catégorie Changements climatiques, mais les risques connexes sont spécifiquement évalués dans la section 4.1.9 (Autres menaces qui exacerbent les facteurs limitatifs – Salmonidés d'écloserie) et sont également abordés ici comme une menace.

Le concept des effets cumulatifs dans le contexte du CFI est examiné à la section 4.1.10 (Effets cumulatifs). Ceux-ci n'ont pas été traités comme présentant un risque dans le cadre d'évaluation du MPO, mais leur niveau d'impact possible a été pris en compte (dans une certaine mesure) lors de l'évaluation du COSEPAC (annexe 7).

Les sections suivantes sont associées au tableau 9 et présentent la justification utilisée pour déterminer la probabilité de réalisation, le niveau des répercussions, la certitude causale, ainsi que la réalisation, la fréquence et l'étendue de la menace. Les définitions des niveaux connexes sont données dans le document MPO 2014b et à l'annexe 7. Les catégories mentionnées dans le texte sont organisées selon l'ordre dans lequel elles figurent dans la liste des menaces du COSEPAC et non selon le niveau de menace et de risque. Dans le tableau 9, ces menaces sont organisées selon leur niveau de risque.

4.1.1 Élevage de bétail

Le bétail, en particulier les bovins, peut perturber, altérer, endommager et détruire directement des nids. Dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, une grande partie des cours d'eau utilisés par les UC de la Thompson Sud (p. ex., basse Shuswap, Bessette), de la Thompson Nord (ruisseaux Louis, Dunn, Lemieux), de la basse Thompson (rivière Nicola) et du moyen Fraser (rivières Quesnel, Horsefly, Chilcotin) bordent des pâturages. Les bovins ne peuvent entrer dans un cours d'eau que lorsque la pente de la berge est faible; toutefois, les zones tampons riveraines et les clôtures peuvent dissuader le bétail d'entrer dans les cours d'eau ou de les traverser. Par conséquent, bien que le bétail puisse entrer dans les cours d'eau utilisés par le CFI, ses effets directs au niveau de l'UD sont probablement faibles.

4.1.2 Exploitation de mines et de carrières

Pratiqués dans de nombreuses zones du bassin hydrographique du Fraser intérieur, les principaux types d'exploitation sont l'exploitation de placers (or), l'exploitation minière en roche dure ou à ciel ouvert (cuivre, molybdène et or) et l'exploitation de carrières de sable et de gravier. Parmi ces différents types, c'est l'exploitation de placers qui a les effets directs les plus importants sur l'habitat des saumons (Smith, 1940). Les activités d'exploitation de placers comportent le dragage mécanique, le tamisage, le lavage et la redéposition⁵ des substrats fluviaux et le dépôt sur les berges, principalement pour la recherche d'or. Les activités d'exploitation de placers dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur sont concentrées

⁵ Les effets et les menaces découlant de la redéposition des sédiments dans la zone du niveau de débordement (la partie supérieure de la plaine inondable) qui résulte des activités anthropiques sont considérés comme faisant partie de la catégorie de menace de cette activité. Les effets et les menaces de la sédimentation causée par les activités au-dessus de la zone du niveau de débordement sont examinés dans la section 4.1.8 (Pollution et contaminants).

dans les affluents de l'est du fleuve, y compris la rivière Bridge, la région entre Williams Lake et Hixon, ainsi que le bras principal du Fraser.

L'exploitation de placers est pratiquée dans certaines parties du bras principal du Fraser et ses affluents à l'est depuis les années 1850, et elle n'a généralement pas été réglementée jusqu'au milieu des années 1970. Les pratiques minières historiques ont entraîné d'importants effets négatifs à long terme sur l'habitat du poisson. L'abattage hydraulique, la dérivation de chenaux de cours d'eau, le dragage par aspiration et le rejet des résidus miniers dans les cours d'eau ont été à l'origine d'une grande partie des dommages causés. La perte de végétation riveraine, l'aménagement dans les plaines inondables adjacentes (utilisées de façon saisonnière par les poissons juvéniles pendant les inondations), l'augmentation des charges sédimentaires et la déstabilisation de chenaux continuent de perturber la capacité de production de nombreux cours d'eau qui ont été exposés à l'exploitation de placers. Les activités d'exploitation de placers se sont améliorées au fil du temps sur le plan environnemental, mais la productivité de l'habitat de certaines sous-populations du CFI demeure influencée par l'exploitation actuelle de placers et les pratiques historiques.

Les activités d'exploitation de placers et de mines à ciel ouvert pourraient s'intensifier, surtout dans les bassins hydrographiques des rivières Quesnel et Cariboo, en raison des dépôts de minéraux et de métaux supposés. Ces activités peuvent avoir de graves répercussions sur les populations locales de poissons et leur habitat, principalement en introduisant des substances nocives dans les sédiments. Ces deux types d'exploitation minière sont réglementés par les provinces et assujettis à la *Loi sur les pêches*. Une surveillance régulière et la participation du personnel chargé de la protection de l'habitat dans le cadre du Programme de protection du poisson et de son habitat du MPO pendant les étapes de développement et d'exploitation des mines sont nécessaires pour réduire au minimum ou éviter les répercussions sur l'habitat local.

4.1.3 Corridors de transport et de service

Les principales menaces posées par les corridors de transport et de service dans les milieux aquatiques surviennent pendant la construction, la modification et l'entretien. Les modifications de comportement et la mortalité se produisant dans les nids qui sont attribuables à l'activité humaine ou au déplacement de sédiments (Bisson et Bilby, 1982) sont les principaux facteurs pris en compte dans l'évaluation de cette catégorie. Un manque d'entretien peut aussi avoir des répercussions; par exemple, le gravier déplacé par la stabilisation artificielle des berges ou des canalisations posées dans les berges peut recouvrir des nids ou entraîner le déplacement de poissons juvéniles. Il convient de noter que seule la construction à l'intérieur des cours d'eau est examinée ici. Le blindage, la stabilisation des berges et les changements de connectivité résultant des infrastructures linéaires en général sont évalués dans la section Infrastructures linéaires. La fréquence et l'étendue de la menace ont été déterminées comme étant récurrente et étroite, respectivement, parce que les activités en question se produisent souvent de façon sporadique et toucheraient généralement une petite fraction de l'UD. Les activités de construction, de modification et d'entretien ont toutes été notées comme ayant un faible impact parce que leurs effets directs, dans les cours d'eau, sont probablement minimes au niveau de l'UD et même des UC.

Routes et voies ferrées

On évite souvent de construire des passages routiers et ferroviaires au-dessus de cours d'eau en raison des coûts économiques; cependant, la densité de ces infrastructures et leur entretien augmentent avec la densité de la population humaine. C'est la construction de ponceaux et de ponts sur les affluents plus petits qui peut avoir les répercussions les plus importantes parce qu'il faut souvent bloquer ou dévier une rivière pendant la construction, ce qui aurait les plus

grands effets sur le comportement. Chaque affluent se compose d'une petite proportion de l'UD, et la fréquence des travaux de construction et d'entretien pourrait limiter les répercussions chroniques sur le comportement.

Cette menace ne comprend pas les effets sur le comportement ou l'habitat associés aux infrastructures linéaires en générale et aux modifications de l'habitat; voir la section 4.1.6 (Modifications des systèmes naturels).

Lignes de services publics

Il y a deux pipelines qui longent des cours d'eau utilisés par le CFI. Le pipeline Trans Mountain, qui transporte du pétrole brut et des produits pétroliers raffinés, longe la Thompson Nord, une partie de la basse Thompson (la rivière Coldwater) et le bas Fraser. Il est proposé de le doubler. Cette construction pourrait avoir des répercussions sur le CFI en raison du déplacement de sédiments, ce qui pourrait modifier le comportement des juvéniles et dégrader la morphologie de cours d'eau. On ne procède jamais à l'installation d'une conduite à travers un cours d'eau lorsqu'il y a des nids; cependant, les conduites existantes peuvent aussi déplacer les sédiments périodiquement en raison d'un changement de la morphologie de cours d'eau, risquant ainsi de détruire des nids. Le gazoduc de Westcoast, qui transporte du gaz naturel, est parallèle au Fraser à partir de Prince George, s'en éloigne près de Williams Lake, et suit ensuite le tracé du pipeline Trans Mountain le long de la rivière Coldwater et du bas Fraser.

Cette menace ne tient pas compte du risque de fuite, qui est évalué dans la section Effluents industriels et militaires.

Voies de transport par eau

On ignore quelles sont les répercussions directes du trafic maritime sur les saumons, mais le dragage d'entretien des voies de navigation pourrait avoir des effets sur les populations de saumon. Les changements de turbidité peuvent modifier les capacités d'alimentation et d'évitement des prédateurs (Gregory, 1993; Gregory et Northcote, 1993), ce qui pourrait alors avoir une incidence sur la survie des CFI juvéniles. C'est dans le bas Fraser, une voie migratoire empruntée par tous les adultes et saumoneaux, que le dragage pour permettre la circulation maritime est le plus important. Au début des années 1900, on a procédé à des activités de dragage dans les rivières Thompson Sud et Little pour permettre la circulation maritime de Savona à Enderby, ce qui a peut-être eu une incidence sur la qualité et la quantité des milieux de fraie et de croissance. Les CFI juvéniles peuvent rester dans le bas Fraser pendant 12 mois, de sorte qu'il y aura probablement des répercussions sur une proportion inconnue de l'UD, mais puisque l'ensemble de l'UD migre au-delà des activités de dragage possibles, l'étendue de la menace a été définie comme étant considérable dans un souci de prudence.

4.1.4 Pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, pêches récréatives et pêches commerciales

Les pêches au Canada et aux États-Unis ont une incidence sur le CFI. Les données et la modélisation associées aux TE du CFI représentent le TE total du CFI, qui comprend la menace posée par les pêches canadiennes et américaines. Lorsque l'unité de gestion du CFI (équivalente à l'UD) se trouve dans une catégorie de niveau bas, en vertu du Traité sur le saumon du Pacifique, le TE des États-Unis et du Canada est plafonné à 20 % (maximum de 10 % pour chaque pays). Toutefois, sous l'effet de considérations nationales, il peut arriver que les TE soient plus bas (et à de rares occasions, plus élevés) que ce plafond. Il existe trois catégories de gestion pour les pêches canadiennes : 1) les pêches à des fins alimentaires,

sociales et rituelles (ASR) des Premières Nations; 2) les pêches récréatives; 3) les pêches commerciales (y compris les possibilités économiques pour les Premières Nations).

Les activités de pêche sont liées à la fois à la gestion et à la façon dont les TE sont estimés, et seront donc abordées dans leur ensemble. On a attribué aux pêches un niveau de risque de menace faible à moyen, niveau plus élevé que celui qui serait obtenu d'après l'analyse des seuls TE (p. ex., le TE moyen est de 12,5 %) et la trajectoire actuelle des populations. Toutefois, l'incertitude entourant l'estimation des rencontres et des taux de mortalité après la remise à l'eau associés à chaque activité justifie un niveau de précaution et d'incertitude des répercussions connexes. Étant donné le chevauchement important des périodes de montaison des UC du CFI et l'absence de TE estimés propres aux UC, la mortalité résultant de la plupart des pêches (autres que les pêches en estuaire) est traitée comme une menace égale pour toutes les UC du CFI. La discussion qui suit décrit les sources d'incertitude pour expliquer pourquoi le niveau des répercussions des activités de pêche, et par extension les catégories de gestion, varie de faible à moyen.

L'évaluation de 1998 des risques pour le saumon coho de la rivière Thompson (Bradford, 1998) a permis de conclure que la mortalité par pêche a joué un rôle important dans le déclin initial du CFI. Il y est souligné qu'au début des années 1990, on n'a pas réduit les TE assez rapidement ou suffisamment pour compenser les baisses de productivité qui résultaient d'une chute importante de la productivité marine, depuis décrite comme les régimes historique (plus élevé) et actuel (plus faible) de productivité (Decker *et al.*, 2014). Par exemple, la pêche a causé la mortalité directe d'environ 68 % de la population adulte en montaison au début des années 1990 (figure 3c). Selon Bradford (1998), les échappées du CFI auraient été de deux à dix fois plus importantes à la fin des années 1990 si l'exploitation avait été réduite à des niveaux durables au début de cette décennie.

En revanche, les TE ont été considérablement réduits depuis 1998 (figure 3c), ce qui a limité le taux global de déclin du CFI (Walters *et al.*, 2018). Pourtant, dans le régime de productivité actuel (plus faible) [voir la section Élément 2], la productivité était inférieure au taux de remplacement certaines années (figure 3a), et les TE ont alors aggravé l'ampleur de la croissance négative des populations pour ces années. Étant donné que la productivité moyenne du CFI est supérieure à une recrue par géniteur depuis 1998 (tableau 6), la gestion du TE est un outil de conservation pour favoriser une croissance positive des populations et pour réduire au minimum la croissance négative des populations lorsque la productivité est inférieure au remplacement.

Une analyse rétrospective récente des UC du CFI a permis d'examiner comment l'effectif total de l'UD du CFI aurait pu changer avec différents TE (Korman *et al.*, 2019). Cette analyse a démontré que le TE moyen observé, d'environ 12 %, donnait des échappées modélisées supérieures de 6 % et de 21 % à celles obtenues avec des TE modélisés de 20 % et de 30 %, respectivement; cependant, on a reconnu que cette analyse s'accompagne d'une grande incertitude. D'après Korman et ses collaborateurs (2019), la variation de l'échappée depuis 1998 pourrait être en grande partie attribuable à la fluctuation des taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte ou à d'autres variations résiduelles inexplicables.

Pour déterminer le niveau de menace (et la certitude) découlant des activités de pêche, il est important de tenir compte du fait que l'estimation des TE est devenue moins fiable depuis 1998. Les changements apportés aux règlements sur la gestion des pêches et les faibles taux d'échantillonnage du saumon coho ont réduit la quantité et la qualité des données tirées des micromarques codées, la principale technique d'évaluation des pêches utilisée depuis le milieu des années 1970 pour le saumon coho. La réduction du nombre de poissons porteurs d'une micromarque codée relâchés, combinée à une baisse de la survie et de l'exploitation du

saumon coho, a restreint le nombre de ces poissons pouvant être échantillonnés dans le cadre des pêches et des échappées. Le nombre de saumoneaux porteurs d'une micromarque codée a légèrement diminué depuis 1998; toutefois, le nombre d'alevins porteurs d'une micromarque codée est passé d'une moyenne de 540 000 dans les années 1980 à 0 en 1999. La quantité et la qualité des données sur le CFI tirées des micromarques codées ont été influencées par la réduction du nombre de poissons porteurs d'une micromarque codée relâchés, combinée aux faibles taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et aux faibles taux d'échantillonnage dans le cadre des pêches (inférieurs à ce qui est prévu dans les lignes directrices de la Commission du saumon du Pacifique [CSP] et du programme de récupération des étiquettes). Ces facteurs et d'autres ont amené le comité technique sur le coho de la CSP à estimer les TE du CFI à partir du FRAM plutôt que des données provenant des micromarques codées recueillies par échantillonnage des pêches et des échappées.

Avec la mise en œuvre des pêches sélectives de poissons marqués (ciblant les poissons dont la nageoire adipeuse a été coupée), il y a très peu de pêches dirigées du saumon coho d'origine sauvage/naturelle pendant la co-migration avec le CFI. Il existe quelques pêches de saumon coho sauvage dans certaines pêches américaines, de petites récoltes dans les estuaires et quelques années de pêches ASR au début et à la fin de la saison, avant et après le gros de la migration du CFI. La majorité de la mortalité par pêche du CFI d'origine naturelle dans les pêches autorisées est maintenant due à la mortalité accidentelle de poissons non marqués (principalement d'origine naturelle) remis à l'eau dans le cadre des pêches sélectives de poissons marqués qui ciblent d'autres espèces et dans lesquelles il est interdit de conserver les cohos.

Ces circonstances créent une incertitude supplémentaire en raison de la sous-déclaration possible des saumons cohos remis à l'eau lors des enquêtes par interrogation du pêcheur, laquelle a été notée dans un certain nombre d'études indépendantes (Bijsterveld *et al.*, 2002; Babcock *et al.*, 2003; Diewert *et al.*, 2005; Vélez-Espino *et al.*, 2010). Lorsqu'ils déclarent la remise à l'eau d'un saumon coho, souvent, les pêcheurs n'indiquent pas si sa nageoire adipeuse était présente ou non et ne peuvent pas s'en souvenir.

La comptabilisation de la mortalité accidentelle ajoute aussi de l'incertitude. La mortalité accidentelle comprend des causes comme le décrochage, la déprédation, le débarquement accidentel de saumon coho et la mortalité après la remise à l'eau, qu'on appelle collectivement la mortalité accidentelle associée à la pêche (voir les définitions dans Patterson *et al.*, 2017). À l'exception de la mortalité après la remise à l'eau, toutes les autres formes de mortalité accidentelle du CFI sont calculées comme 5 % du total des rencontres de CFI (MEW, 2008) malgré la variabilité des taux mesurés. En ce qui concerne le taux de mortalité du CFI après la remise à l'eau, on applique des taux fixes propres aux engins, bien que les recherches sur ces taux montrent une certaine variabilité entre les températures, les techniques de manipulation, les spécifications des engins et les emplacements (Patterson *et al.*, 2017). Selon les niveaux de prises accessoires des indicateurs du CFI tirés des micromarques codées dans les pêches sans rétention des cohos, par type d'engin et en fonction des conditions environnementales, il pourrait y avoir une mortalité relativement élevée du CFI après la remise à l'eau qui n'est pas prise en compte dans les calculs du TE à partir des micromarques codées.

Les estimations des TE pour le CFI peuvent également être faussées à la baisse en cas de pêche illicite ou non autorisée sur la route de migration du CFI. L'exploitation illégale n'est ni estimée, ni prise en compte dans les calculs des TE fondés sur les micromarques codées.

Dans l'ensemble, la réduction de la surveillance des pêches et du retour des têtes de poissons porteurs d'une micromarque, l'incertitude entourant les taux de remise à l'eau du saumon coho et les taux de mortalité accidentelle associée à la pêche, ainsi que la récolte non autorisée, ont

probablement introduit un biais non quantifié dans la série chronologique des TE du CFI tirée des micromarques codées. L'instauration des pêches sélectives de cohos marqués a également eu des conséquences, en compromettant grandement la fonction des stocks indicateurs porteurs de micromarques codées pour représenter le TE du saumon coho sauvage en raison des répercussions différentielles sur le saumon coho avec et sans nageoire adipeuse. On coupe toujours la nageoire adipeuse de ces stocks indicateurs élevés en éclosérie, ce qui les rend vulnérables à la conservation dans les pêches sélectives des poissons marqués dans lesquelles le saumon coho sauvage avec nageoire adipeuse serait remis à l'eau.

En raison des problèmes causés par la diminution de la qualité de la surveillance des pêches et des échantillonnages de poissons porteurs d'une micromarque codée et par le plus grand nombre de pêches sélectives de poissons marqués pour le saumon coho, on dépend davantage de la modélisation des TE après la saison à l'aide du FRAM et du tableur Fraser River Decay pour estimer les résultats des TE des pêches pour le CFI. Les TE modélisés non biaisés dépendent d'un certain nombre d'hypothèses : une représentation exacte des périodes de montaison du CFI pendant les pêches; des estimations non biaisées des prises remises à l'eau; des estimations non biaisées des échappées (CSP, 2013a). Ces hypothèses sont probablement contredites par les mêmes facteurs qui compromettent le programme des micromarques codées, c'est-à-dire les pêches autorisées, mais non surveillées (groupe de travail chargé des micromarques codées de la CSP; PSCCWTW, 2008), les pêches non autorisées qui ne sont pas quantifiées, la dépendance à l'égard des déclarations des pêcheurs sur les remises à l'eau qui, à maintes reprises, se sont avérées sous-estimées (Bijsterveld *et al.*, 2002; Babcock *et al.*, 2003; Diewert *et al.*, 2005; Vélez-Espino *et al.*, 2010) et l'incertitude entourant la quantification de la mortalité accidentelle associée à la pêche (Patterson *et al.* 2017). De plus, l'utilisation d'un ensemble de données sur la répartition des pêches de poissons porteurs d'une micromarque codée de 1986 à 1992 pour alimenter le FRAM en données sur la répartition en milieu marin du CFI, malgré les changements des conditions océaniques, introduit probablement aussi une erreur ou un biais non quantifié dans l'exercice de modélisation des TE. Étant donné que les effets modélisés donnent des estimations de toutes les mortalités du CFI dans les pêches, le dénominateur dans le calcul des TE n'est plus une seule population de cohos porteurs d'une micromarque codée en montaison, mais plutôt l'UD du CFI. Cela entraîne l'introduction d'un biais potentiel en créant des erreurs dans les estimations des échappées du CFI qui, elles non plus, ne sont pas quantifiées.

De nombreuses pêches de saumon, y compris celles qui ciblent d'autres espèces de saumon, sont actuellement limitées dans le temps et l'espace pour empêcher la prise accidentelle de CFI. Toutefois, des possibilités de pêche peu courantes qui exploitent d'importantes remontes d'une autre espèce peuvent se traduire par des TE du CFI plus élevés que ceux qui avaient été prévus à l'origine. Par exemple, un TE estimé de 32 % en 2014 a résulté de l'assouplissement de l'objectif global, qui est passé de 13 % à 26 % pour le CFI. Le TE combiné des États-Unis et du Canada était supérieur d'environ 6 % au taux plafond de gestion pour le CFI. Après un examen plus approfondi par le comité technique sur le coho de la CSP au cours de son exercice d'examen périodique en 2018, on a constaté que le TE initial de 32 % était passé à 36 %, soit 10 % de plus que prévu. Ce nouveau TE de 36 % ne tient pas compte des ajustements pour intégrer les sous-estimations des taux de mortalité accidentelle associée à la pêche, ni des corrections des sous-estimations dans les données sur les remises à l'eau déclarées par les pêcheurs à la ligne dans les pêches autres que celles au filet maillant dans le Fraser.

Même s'il existe des sources d'incertitude, elles ne sont pas représentées dans les outils de planification utilisés pour gérer les pêches. Les outils de planification actuels reposent sur des hypothèses de stationnarité dans le temps en ce qui concerne la mortalité du CFI en tant que

fonction de l'effort, ainsi que de la répartition et des coefficients de capturabilité stationnaire du CFI. Il est probable que ces relations changent au fil du temps, mais on ne connaît pas ces changements et on ne les examine pas régulièrement.

4.1.5 Intrusions et perturbations humaines

Activités récréatives

Les menaces découlant d'activités récréatives comprennent toutes les activités humaines qui altèrent, détruisent ou perturbent des habitats et des espèces pour répondre à des objectifs autres que la consommation. La pêche récréative avec remise à l'eau est exclue parce qu'elle est abordée dans la section précédente. Pour les espèces aquatiques comme le saumon coho, toutes les activités récréatives qui perturbent l'habitat aquatique sont incluses ici, comme les bateaux et leur sillage, les véhicules hors route (p. ex., véhicules tout terrain, motos hors route) ou les chevaux entrant dans un cours d'eau, et même les animaux de compagnie comme les chiens qui pénètrent dans un cours d'eau. La probabilité est relativement faible que des activités récréatives entraînent l'écrasement de nids de salmonidés parce que la fraie a lieu à la fin de l'automne et que l'incubation a lieu pendant l'hiver, lorsque les températures froides et le gel des lacs découragent la majorité des activités récréatives dans l'habitat aquatique. Il est toutefois reconnu que la chasse récréative en automne et au début de l'hiver (pendant laquelle on peut utiliser des véhicules tout terrain) se déroule au moment où des nids sont présents et qu'elle perturbe probablement au moins certains nids ou juvéniles. C'est pourquoi la probabilité de réalisation a été classée, de manière plus prudente, comme « probable » plutôt que « peu probable ». La fréquence de la menace serait intermittente (ou « récurrente ») et toucherait probablement une proportion très restreinte de l'UD. En général, la plupart des activités récréatives ne causeront pas directement la mortalité du CFI; cependant, la possibilité que les activités récréatives aient une incidence sur les nids, ce qui peut avoir un effet disproportionné sur la productivité, explique pourquoi le niveau des répercussions de cette catégorie est « inconnu ».

Activités scientifiques

Les méthodes de recherche et d'évaluation peuvent causer la mortalité du saumon, mais l'effet sur la population est probablement faible ou inexistant pour plusieurs raisons. La recherche primaire peut entraîner la mortalité de CFI (p. ex., Raby *et al.*, 2015); toutefois, ce type de recherche n'est habituellement pas entrepris sur une base annuelle récurrente et les échantillons (cas de mortalité possibles) sont généralement très petits. Les méthodes d'évaluation sont conçues pour réduire au minimum toute influence sur la population reproductrice. Enfin, la mortalité associée aux pêches expérimentales dans les rivières Albion, Cottonwood, Whonnock, Qualark et Thompson combinées n'a jamais été supérieure à 0,5 % de l'effectif des remontes de toutes origines du CFI. Ainsi, les activités scientifiques représentent un faible niveau des répercussions connu qui ne touche qu'une petite partie de l'UD du CFI (étendue étroite) sur une base annuelle récurrente.

4.1.6 Modifications des systèmes naturels

Incendies et lutte contre les incendies

Les incendies de forêt sont de plus en plus fréquents en raison des changements climatiques, des pratiques forestières historiques, des infestations de dendroctone du pin ponderosa et d'autres ravageurs, des agents pathogènes et de l'incidence des incendies d'origine humaine (Mote *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2015). Un incendie de forêt a pour effet immédiat (chaleur directe créée par les flammes) et durable (élimination du couvert des berges des cours d'eau) une augmentation de la température du cours d'eau qui peut avoir des répercussions sur le

comportement et la physiologie des saumons juvéniles (Beakes *et al.*, 2014). De plus, des tactiques d'extinction d'incendie comme le remplissage des réservoirs héliportés peuvent entraîner la capture directe de saumons cohos juvéniles. À l'occasion, on doit creuser des fossés et des étangs dans des réseaux aquatiques à l'aide de rétrocaveuses et d'autres engins lourds pour pouvoir y plonger des réservoirs héliportés, ce qui entraîne la destruction d'habitat et la mise en suspension des sédiments. La construction d'accès d'urgence à l'eau pour les camions-pompes et l'équipement peut également avoir des effets localisés sur l'habitat, les sédiments en suspension et le comportement des poissons. Les répercussions de ces menaces n'atteignent pas toujours le CFI dans l'espace et le temps (d'où une étendue et une fréquence respectivement « limitée » et « récurrente »), et les incendies et la lutte contre les incendies ont probablement des répercussions faibles au niveau de l'UD, bien que l'on s'attende à ce que les incendies continuent de se produire et qu'ils aient eu des répercussions massives à petite échelle (p. ex., les incendies d'Elephant Hill sur la rivière Bonaparte).

Les incendies et la lutte contre les incendies (p. ex., le défrichage pour créer des coupe-incendie ou des chemins d'accès) modifient grandement le paysage et peuvent avoir une incidence sur les régimes hydrologiques (Springer *et al.*, 2015), mais les effets de cette menace sont évalués dans la section Modifications des surfaces de captage.

Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages

Les menaces associées aux barrages et à la gestion et à l'utilisation de l'eau comprennent les changements dans les régimes et les volumes d'écoulement de l'eau (hydrologie), le transport des sédiments et l'empreinte des structures dans les cours d'eau. L'extraction d'eau pour l'irrigation agricole est généralisée dans la plupart des UC du CFI (à l'exception peut-être de l'UC du canyon du Fraser). Peu de réseaux hydrographiques possèdent de grands barrages, mais des projets hydroélectriques de barrages à basse chute au fil de l'eau proposés récemment pourraient représenter une menace pour le CFI. Les différentes activités qui extraient de l'eau ou entravent son mouvement n'ont pas toujours des répercussions importantes, mais les effets cumulatifs combinés à un milieu en évolution augmentent l'incertitude du niveau des répercussions. C'est pourquoi cette catégorie a été classée comme ayant un niveau des répercussions faible à moyen qui peut avoir une incidence continue sur l'habitat en eau douce du CFI et une grande proportion de juvéniles et d'adultes.

La plus grande menace potentielle posée par les pratiques agricoles est l'extraction et le stockage des eaux de surface et souterraines, qui peuvent avoir des effets particulièrement forts dans les environnements naturellement semi-arides et les bassins contenant des sédiments alluviaux (Stanford et Ward, 1993). De nombreuses UC du CFI remontent et fraient dans des zones semi-arides naturelles (p. ex., dans la Thompson Sud, la basse Thompson et la partie sud de la Thompson Nord). La demande d'extraction d'eau pour l'irrigation des cultures est également forte dans ces régions pendant les périodes de faible débit en été, ce qui entraîne souvent des débits plus faibles et des températures élevées de l'eau (Rood et Hamilton, 1995; Walther et Never, 2000). Les températures élevées de l'eau et les débits plus faibles peuvent causer une augmentation de la mortalité des juvéniles, une réduction de la capacité d'habitat des juvéniles et potentiellement empêcher les adultes d'accéder aux frayères à l'automne (Rosenau et Angelo, 2003).

Dans les rapports précédents, le secteur le plus préoccupant quant à l'extraction de l'eau était celui des permis et de l'utilisation de l'eau. Historiquement, Land and Water British Columbia exerçait de faibles niveaux de surveillance malgré plusieurs bassins hydrographiques présentant des problèmes de faible débit et les répercussions négatives connexes sur le poisson et son habitat (Rosenau et Angelo, 2003). Les menaces liées à l'utilisation de l'eau augmenteront avec la taille de la population humaine et les demandes correspondantes en eau

et en agriculture. Il existe également un risque d'extraction illégale ou non surveillée des eaux souterraines et fluviales. Enfin, à mesure que les changements climatiques continuent de causer des conditions de sécheresse, les menaces peuvent se trouver exacerbées.

Les grands barrages hydroélectriques peuvent avoir plusieurs effets négatifs sur les saumons, mais ils sont actuellement minimes et concentrés dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur. Les barrages hydroélectriques modifient l'hydrographie naturelle, agissent comme des obstacles à la migration, causent la mortalité directe de saumoneaux pendant la dévalaison, affouillent les nids immédiatement en aval, réduisent le recrutement naturel de gravier, et limitent la productivité globale et l'effectif des populations de saumon en amont et d'autres ressources en proies aquatiques (Levin et Tolimieri, 2001; Welch *et al.*, 2008). L'altération de l'hydrologie peut également modifier les régimes thermiques, ce qui peut avoir des conséquences évolutives sur les populations en aval touchées (fraie retardée ou développement plus lent des embryons) [Angilletta *et al.*, 2008]. La série de barrages hydroélectriques sur les réseaux hydrographiques des rivières Bridge et Seton a des répercussions sur la sous-population du cours inférieur du moyen Fraser. Le barrage Terzaghi, construit en 1948, bloque la migration de saumons, car il n'a pas de passe à poisson. L'empreinte du réservoir Carpenter, créé par le barrage Terzaghi, a éliminé des milieux de fraie et de croissance (The Fish & Wildlife Compensation Program : FWCP, 2017), et l'empreinte du barrage Seton a supprimé des frayères. Le barrage Terzaghi comprend une dérivation de l'eau de la rivière Bridge au lac Seton, ce qui a réduit le volume de la rivière Bridge et la capacité d'habitat pour la croissance des CFI juvéniles. Bien que le saumon coho puisse franchir le barrage Seton et que plusieurs améliorations aient été apportées en amont à ce dernier en guise d'atténuation, les juvéniles continuent d'être emportés pendant la dévalaison printanière (FWCP, 2017). Les affluents en amont du barrage Seton sont le ruisseau Portage et le ruisseau Gates. Il y a aussi un barrage hydroélectrique, le barrage Wisley, sur la moyenne Shuswap, utilisée par la sous-population de la rivière Shuswap (UC de la Thompson Sud). À l'heure actuelle, la Okanagan Nation Alliance surveille la charge et le dépôt de sédiments en suspension provenant des opérations du barrage afin d'évaluer leurs répercussions possibles sur l'habitat en aval.

Le futur développement hydroélectrique en Colombie-Britannique est une question complexe qui relève des gouvernements fédéral et provincial. Aucun projet hydroélectrique majeur n'est prévu dans les bassins hydrographiques abritant le CFI; cependant, le gouvernement provincial de la Colombie-Britannique a élaboré un cadre pour faciliter l'élaboration de projets hydroélectriques indépendants sur les affluents du Fraser. Les projets hydroélectriques indépendants sont souvent construits sous forme de barrages au fil de l'eau qui, individuellement, ont souvent des répercussions plus faibles dans les cours d'eau que les grands projets hydroélectriques (Anderson *et al.*, 2014). Bien que les répercussions dans les cours d'eau des projets individuels puissent être moindres, leurs effets cumulatifs sur l'hydrologie et ceux des infrastructures linéaires connexes qui les soutiennent peuvent augmenter leur niveau des répercussions (Gibeau *et al.* 2016). Il existe plusieurs projets dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur : ruisseau Scuzzy (Boston Bar Hydro), ruisseau Kwoeik, ruisseau Cayoosh (Walden North), ruisseau Bone et ruisseau Hystad. Des projets sont possibles, mais leur emplacement est inconnu.

Autres modifications de l'écosystème

Le système de classification du COSEPAC et de l'Union internationale pour la conservation de la nature comprenait une catégorie générale « Autres modifications de l'écosystème », qui ne met pas adéquatement en évidence les différences entre les types de modifications des écosystèmes qui ont une incidence sur les salmonidés et le CFI. Cette catégorie a été divisée en trois catégories qui permettent de décrire leurs niveaux de menace relatifs pour le CFI. Les

catégories ainsi créées sont Modifications des surfaces de captage, Infrastructures linéaires et Plantes envahissantes modifiant l'habitat.

Modifications des surfaces de captage

Les menaces associées aux modifications des surfaces de captage sont les modifications des régimes de température et d'écoulement résultant du défrichage de la végétation ou l'accroissement des surfaces imperméables. Différentes activités entraînent des modifications des bassins de captage : la foresterie habituelle et celle pratiquée à la suite d'infestations de dendroctone du pin ou d'autres ravageurs, les incendies de forêt (aussi associés aux effets du dendroctone du pin et aux pratiques forestières historiques), l'agriculture ainsi que le développement industriel/urbain et rural. Les répercussions de plusieurs de ces activités ont été corrélées à des baisses de la productivité du CFI (Bradford et Irvine, 2000) et les effets de celles-ci dans un climat changeant sont probablement élevés, mais incertains. On a défini le niveau des répercussions des modifications des surfaces de captage comme étant moyen à élevé afin de refléter à la fois l'incertitude et l'effet cumulatif possible de toutes les activités susmentionnées. La portion « élevée » de la plage des niveaux des répercussions s'explique par les effets sur la température, le débit et l'hydrologie, qui se répercutent sur la survie du stade de l'œuf à celui de saumoneau (Lawson *et al.*, 2004), ce qui peut avoir une grande influence sur la croissance et la productivité des populations (Evans et Dempson, 1986; Bradford, 1995). La modification du transport des sédiments résultant de l'exploitation forestière et de l'agriculture est évaluée dans la section Effluents agricoles et sylvicoles.

L'ERCFI (2006) a classé qualitativement les répercussions actuelles/historiques de la foresterie, de l'agriculture et du développement urbain et rural (ainsi que des infrastructures linéaires, de l'utilisation de l'eau et de l'exploitation minière) au niveau de la sous-population à la section 1.5.3 de son rapport. C'est la foresterie qui a généralement été considérée comme ayant les plus grandes répercussions, suivie de l'agriculture, puis du développement urbain et rural. Une analyse continue du pourcentage de superficie utilisé pour chaque activité d'utilisation des terres dans chaque UC a révélé une tendance semblable. En supposant que cette tendance se poursuive à l'avenir, la contribution relative de chacune des activités susmentionnées au niveau des répercussions des modifications des surfaces de captage provient d'abord de la foresterie, puis de l'agriculture, et du développement urbain et rural.

Le développement forestier (p. ex., la récolte et la replantation) sur les terres publiques, ainsi que l'exploitation forestière sur les terres privées, sont des activités majeures de mise en valeur des ressources dans toute l'UD du CFI et peuvent avoir plusieurs répercussions sur le régime hydrologique. L'exploitation forestière intensive (p. ex., coupes à blanc) dans un bassin hydrographique peut entraîner une réduction de la capacité de charge pour le saumon coho en raison de la dégradation de la stabilité des chenaux et de l'habitat riverain, de la hausse des températures des cours d'eau en été et de la modification des hydrogrammes saisonniers en altérant la dynamique des eaux de ruissellement (Meehan, 1992). Les pratiques forestières actuelles visent à laisser intactes les zones riveraines des cours d'eau où vivent des saumons en instaurant une zone tampon sans récolte le long du cours d'eau, mais historiquement, les coupes à blanc sur les berges des cours d'eau ont entraîné une élévation de la température des cours d'eau due au rayonnement solaire accru (Brown et Krygier, 1970). Les hydrogrammes saisonniers peuvent être plus variables ou les débits de pointe peuvent changer sous l'effet de la réduction de la végétation qui, en général, modère les taux de ruissellement et d'infiltration (Meehan, 1992; Winkler *et al.*, 2017). De plus, la replantation après la sylviculture, par exemple avec des monocultures de sapin de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*), peut modifier les débits en augmentant les taux d'évapotranspiration et en réduisant le débit des cours d'eau par rapport à l'ancienne forêt mixte de conifères qui était peut-être présente avant l'exploitation forestière (Perry et Jones, 2017).

Dans le bassin de la rivière Thompson, Bradford et Irvine (2000) n'ont pas trouvé de lien important entre la proportion de terres forestières récemment exploitées et le changement annuel du recrutement, mais ils ont suggéré que les répercussions de l'exploitation forestière se sont probablement produites il y a 50-100 ans. Ils pensent qu'il est possible que les répercussions de l'exploitation forestière historique aient été importantes, de sorte que celles de l'exploitation forestière récente semblent subtiles. Une étude menée récemment dans un réseau côtier (Tschaplinski et Pike, 2017) a révélé que les effets des modifications des bassins hydrographiques liées à la foresterie pourraient prendre des décennies avant de se manifester entièrement. Cette étude a également permis de constater initialement une productivité élevée en raison de la hausse des températures des cours d'eau, mais elle laisse entendre que les températures plus chaudes des cours d'eau auraient des répercussions négatives dans les milieux semi-arides, comme le bassin hydrographique du Fraser intérieur.

L'activité forestière est généralisée dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, bien que certaines régions soient plus fortement exploitées en raison de l'accessibilité ou des pratiques de récupération. Les sous-populations du canyon du Fraser et de la rivière Adams sont les plus touchées par les pratiques forestières historiques et continues, suivies de celles des affluents de la rivière Nicola. L'infestation récente par le dendroctone du pin ponderosa dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur a également exacerbé l'intensité de l'exploitation forestière dans les bassins importants pour la fraie utilisés par les UC de la Thompson Sud, de la basse Thompson et du moyen Fraser. Pour récupérer les arbres infestés par cet insecte, la possibilité annuelle de coupe a été relevée dans un certain nombre de bassins hydrographiques situés dans l'aire de répartition géographique du CFI. L'augmentation subséquente de la superficie récoltée sur une période plus courte peut avoir des répercussions beaucoup plus importantes que la gestion forestière typique, surtout si elle se combine aux changements climatiques qui ont accéléré le réchauffement printanier. Des déstabilisations à grande échelle des chenaux ont été observées récemment dans plusieurs bassins hydrographiques intérieurs à la suite des coupes à blanc extensives visant à récupérer les arbres tués par le dendroctone. L'exploitation forestière est également pratiquée actuellement dans les eaux d'amont de nombreux bassins hydrographiques, ce qui peut entraîner une augmentation de la température des cours d'eau et de leur variabilité (Macdonald *et al.*, 2003). De telles déstabilisations augmentent le risque de changements hydrologiques et morphologiques à l'échelle du bassin hydrographique qui pourraient avoir des répercussions profondes sur le CFI.

Comme il est indiqué dans la section Incendies et lutte contre les incendies, les incendies de forêt sont de plus en plus fréquents en raison des changements climatiques, des pratiques forestières historiques, de l'infestation par le dendroctone du pin et de l'incidence des incendies d'origine humaine (Mote *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2015). Les effets des incendies de forêt sont semblables à ceux de la foresterie dans la mesure où ils modifient les régimes de débit et de température, mais ils peuvent être pires pour plusieurs raisons. Les incendies de forêt ne respectent pas les règles de la gestion forestière et peuvent éliminer toute la végétation, y compris la végétation riveraine (c.-à-d. ne pas conserver de zone tampon). En plus d'être éliminée par l'incendie, la végétation est supprimée lors de la création de coupe-incendies dans le cadre de la lutte contre les incendies. L'élimination de la forêt par le feu peut augmenter les niveaux de rayonnement du soleil qui augmentent la température du cours d'eau jusqu'à ce que la végétation ait repoussé (Beakes *et al.*, 2014), tel qu'il est indiqué dans la section Incendies et lutte contre les incendies. La perte de végétation entraîne également des changements dans le cycle hydrologique naturel en modifiant la dynamique du ruissellement et de l'évapotranspiration (Springer *et al.*, 2015). Par ailleurs, les incendies graves peuvent créer des sols hydrophobes en brûlant toute la matière organique (Letey, 2001). Une plus grande prévalence des sols hydrophobes peut entraîner une augmentation de la fréquence et de l'ampleur de l'érosion des berges à la suite d'événements de grands volumes de ruissellement.

Les taux de recolonisation par les plantes peuvent également être réduits par rapport aux zones forestières touchées par des brûlis graves, ce qui prolonge les répercussions du bassin de captage modifié. En 2017 et 2018, des incendies intenses et généralisés ont entraîné la création de zones de sols hydrophobes totalement dénudées de végétation et sujettes à une forte érosion. Les réseaux hydrographiques utilisés par le CFI qui ont récemment été touchés sont les bassins de la rivière Bonaparte et de la rivière Westroad.

L'agriculture est bien établie dans la majeure partie du bassin hydrographique du Fraser intérieur et du bas Fraser. Les cultures agricoles et l'élevage sont principalement pratiqués sur des terres privées dans des vallées, tandis que le pâturage estival du bétail se fait sur les terres de la Couronne, souvent à des altitudes plus élevées. Bien que le pourcentage global de terres agricoles dans chaque bassin hydrographique puisse être relativement faible, les activités agricoles sont habituellement concentrées le long des cours d'eau, où des répercussions sur l'habitat aquatique se sont produites et peuvent se produire. La perte de la végétation forestière et riveraine environnante est évidente le long des cours d'eau en raison du défrichage des terres pour les cultures agricoles, les bâtiments ou le pâturage. Les menaces qui pèsent sur le CFI en raison du défrichage des forêts en vue de l'exploitation agricole correspondent à celles de la foresterie. Le défrichage des rives peut aussi se traduire par des cours d'eau plus larges et moins profonds, des températures de l'eau plus chaudes sous l'effet du rayonnement, une réduction du couvert, une augmentation de l'érosion et la modification des substrats des cours d'eau; tous ces facteurs peuvent avoir une incidence sur les frayères et l'habitat de croissance et sur les voies de migration. Dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, la rivière Nicola et la basse Thompson, plusieurs sous-populations de la Thompson Nord et les sous-populations de la moyenne Shuswap et de la basse Shuswap sont les plus touchées par les activités agricoles. De plus, comme toutes les populations migrent par le bas Fraser (où le développement agricole est intensif) et qu'une proportion des juvéniles y grandit, il est possible que tous les CFI soient touchés par l'agriculture dans une certaine mesure.

Les effets de la déstabilisation des berges, combinés aux risques de sédimentation et de glissement de terrain associés à l'exploitation forestière, aux incendies de forêt et à l'agriculture, sont intégrés aux catégories Effluents agricoles et sylvicoles et Glissements de terrain. On estime que les niveaux d'effets combinés des changements d'hydrologie et de rayonnement découlant de ces activités sont de moyens à élevés. L'évaluation de cette catégorie est incertaine parce qu'il est difficile de quantifier les effets cumulatifs continus des pratiques forestières et agricoles historiques et la grande quantité d'altérations de l'habitat qui se sont produites et continuent de se produire dans ce bassin hydrographique. En outre, cette catégorie comprend la menace de changements hydrologiques dus au développement urbain et industriel, qui a des effets semblables à ceux de l'élimination de la végétation, mais qui sont aggravés par les changements permanents de la perméabilité du paysage.

Le développement urbain et industriel accroît les surfaces imperméables, ce qui peut avoir un certain nombre de répercussions sur les saumons. Les surfaces imperméables ou semi-perméables comprennent (sans s'y limiter) les routes, les structures avec toiture, les systèmes de drainage et d'égout, ainsi que les terrains récréatifs de gazon et de gravier. Les surfaces imperméables modifient l'hydrologie des cours d'eau en augmentant l'ampleur des débits de pointe et faibles en réduisant la pénétration graduelle de l'eau dans le sol (Booth *et al.*, 2002). Des changements radicaux du régime des débits peuvent entraîner des mouvements de la charge de fond qui détruisent des nids, provoquent l'échouage de poissons et modifient les comportements comme la migration et la quête de nourriture. Les routes, en particulier les autoroutes et les chemins forestiers, peuvent aussi intercepter les voies d'écoulement peu profondes des eaux souterraines et amplifier les effets de ruissellement là où elles traversent les cours d'eau (Trombulak et Frissell, 2000); ces effets sont particulièrement évidents dans les

cours d'eau plus petits que les chemins forestiers sont susceptibles de traverser. Bradford et Irvine (2000) ont constaté une corrélation négative entre la variation annuelle du recrutement et à la fois la densité des routes et la proportion des terres utilisées dans le bassin de la rivière Thompson. Le développement urbain et rural, en particulier autour du lac Shuswap, de Kamloops et de Merritt, est également en plein essor. Bien que de nombreux organismes gouvernementaux participent à la planification de ce développement, ce type d'activité ne relève pas directement d'un seul organisme gouvernemental. Un manque de planification intégrée peut produire des développements urbains, ruraux et industriels qui entraînent des modifications propres au site, mais aussi cumulatives, de l'hydrologie des cours d'eau avec une augmentation des débits de pointe ou une diminution des faibles débits, ainsi qu'une dégradation de la qualité de l'eau résultant du ruissellement des eaux pluviales en milieu urbain. La pollution et les contaminants sont toutefois évalués dans la section 4.1.8 (Pollution et contaminants).

Infrastructures linéaires

Les projets d'infrastructures linéaires comprennent le redressement et la canalisation des cours d'eau, qui modifient souvent les paysages naturels au moyen d'enrochements, de digues, de ponceaux, de ponts et de vannes, qui sont associés à la protection du développement agricole, industriel et urbain. En particulier, les services publics et voies de service comme les autoroutes, les chemins de fer, les lignes de transport d'électricité et les projets de pipeline suivent souvent le fond des vallées et peuvent longer de grands tronçons de rivières qu'il faut alors renforcer pour protéger les aménagements. On a évalué le niveau des répercussions de cette catégorie comme étant moyen parce qu'on prévoit une poursuite des projets d'infrastructures linéaires avec l'augmentation de la croissance de la population humaine et du développement économique et parce que ses répercussions toucheront la survie du stade de l'œuf au stade de saumoneau.

Dans l'ensemble, les infrastructures linéaires ont entraîné une réduction de la complexité, de la diversité et de la connectivité de l'habitat du poisson. Il a été démontré que l'enrochement et la canalisation réduisent l'abondance des saumons cohos juvéniles (Knudsen et Dille, 1987), probablement parce que l'habitat devient moins « propice » en raison des changements du couvert contre les prédateurs et de la vitesse des cours d'eau. L'enrochement peut aussi réduire l'ombrage procuré par la zone riveraine et contribuer au réchauffement des cours d'eau (Massey, 2017). De plus, la canalisation entraîne souvent une réduction de la superficie totale de l'habitat en réduisant la longueur des cours d'eau qui formaient à l'origine des méandres et des fourches (Chapman and Knudsen, 1980). De plus, les infrastructures linéaires peuvent bloquer l'accès à des milieux de croissance importants (p. ex., les chenaux latéraux, les milieux hors chenal, les étangs et les terres humides). Par exemple, les vannes et les digues installées le long du bas Fraser, en raison des influences des marées ou en guise de protection contre les inondations, peuvent bloquer l'accès à des milieux de croissance (Scott *et al.*, 2016), qui peuvent avoir été historiquement utilisés par les CFI juvéniles. En général, on sait que les salmonidés se déplacent activement dans les zones humides des plaines inondables saisonnières pour éviter les débits élevés des crues dans les chenaux principaux, mais la connectivité réduite et la dégradation des chenaux latéraux et des affluents risquent de limiter la survie et de créer des pressions de sélection à long terme qui influent sur les tendances migratoires (Trombulak et Frissell, 2000).

Ce sont les sous-populations du cours supérieur du moyen Fraser et du cours moyen de la Thompson Nord qui ont été les plus touchées par les infrastructures linéaires, mais c'est l'habitat du bas Fraser qui a été le plus touché. La plupart des cours d'eau de la vallée du bas Fraser sont classés comme étant menacés ou en voie de disparition en raison du drainage des terres humides pour l'agriculture et le développement résidentiel, de la construction de digues

pour la lutte contre les inondations, de la dégradation des zones riveraines et de la pollution (Plan d'action du Fraser, 1998; Langer *et al.*, 2000; Brown, 2002; Rosenau et Angelo, 2005). On estime que 70 % des terres humides ont été isolées de la plaine inondable du bas Fraser par des réseaux de digues (Birtwell *et al.*, 1988). Le lac Sumas est un exemple d'habitat potentiel perdu pour les CFI juvéniles. En 1924, il a été drainé et converti en terres agricoles, qui comprenaient 3 600 ha d'eaux libres et 8 000 ha de marécages et de bourbiers qui auraient peut-être pu accueillir 230 000 saumons cohos juvéniles en hivernage (Brown, 2002).

Le développement exerce aussi d'autres pressions, pas nécessairement *linéaires*, sur les rives des lacs. L'aménagement des rives de lacs à des fins récréatives (p. ex., remplissage, dragage, évacuation des eaux usées, enlèvement de gravier et de galets, enlèvement ou modification de la végétation riveraine, installation de prises d'eau) menacent d'importantes zones le long des zones intertidales utilisées par le CFI en croissance. Dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, les répercussions les plus importantes se font sentir dans les sous-populations de la moyenne Shuswap, de la basse Shuswap et du lac Shuswap.

Plantes envahissantes modifiant l'habitat

À l'échelle mondiale, l'abondance des plantes aquatiques envahissantes (espèces non indigènes et dominantes sur le plan de la concurrence) est fortement corrélée à la diminution de l'abondance des poissons indigènes (Gallardo *et al.*, 2016). En Colombie-Britannique, les plantes aquatiques envahissantes sont l'un des groupes d'espèces envahissantes les plus répandus et les plus nombreux (ministère de l'Environnement : MOE, 2015), bien que l'on ignore leurs répercussions sur le CFI. Dans le Fraser intérieur, l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) s'établit le long des rives et a le potentiel de modifier les débits et d'envahir des tronçons des cours d'eau (Barnes, 1999). Par rapport aux autres menaces, les plantes envahissantes ont probablement une faible incidence sur le CFI, mais il convient de surveiller leur portée et leurs effets à l'avenir.

4.1.7 Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques

Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes

À l'échelle mondiale, l'invasion par des espèces non indigènes est reconnue comme l'une des plus importantes menaces pour l'abondance et la biodiversité des espèces indigènes (Rahel *et al.*, 2008; Gallardo *et al.*, 2016). Les espèces de poissons envahissantes peuvent réduire de façon permanente l'abondance et la diversité des poissons indigènes par la concurrence, la prédation ou l'introduction de nouveaux agents pathogènes (Cambay, 2003), et constituent l'une des principales menaces pour les espèces de poissons d'eau douce au Canada (Miller *et al.*, 1989; Dextrase et Mandrak, 2006; Rahel *et al.*, 2008). Des évaluations par région de la répartition (Runciman et Leaf, 2009) et du risque biologique (Bradford *et al.*, 2008a, 2008b; Tovey *et al.*, 2008) ont été réalisées par le passé pour plusieurs poissons envahissants en Colombie-Britannique, notamment la perchaude (*Perca flavescens*), l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), le grand brochet (*Esox lucius*), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et le doré jaune (*Sander vitreus*). Ces espèces se sont établies en Colombie-Britannique après s'être dispersées naturellement dans les bassins hydrographiques transfrontaliers par le biais d'introductions dans l'État de Washington et dans l'Idaho, ainsi que d'introductions délibérées par des organismes gouvernementaux canadiens aussi récemment que dans les années 1980 et d'introductions non autorisées ces dernières années. L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), un salmonidé non indigène, est également largement répandu en Colombie-Britannique à la suite des introductions réalisées par les organismes gouvernementaux à partir des années 1920 (McPhail, 2007), mais rien n'indique qu'il ait des répercussions importantes sur le CFI, et il sera

sans doute supplanté par le saumon coho côtier d'après les études de laboratoire (Thornton, 2015).

La perchaude et l'achigan à petite bouche sont les deux espèces envahissantes les plus largement établies dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur et représentent probablement la plus grande menace. La présence de la perchaude avait été confirmée dans neuf lacs et trois cours d'eau du bassin hydrographique de la Thompson Sud (UC de la Thompson Sud; Runciman et Leaf, 2009), dont deux sont également utilisés par le CFI. Toutefois, des mesures de gestion visant à éradiquer la perchaude ont été prises ces dernières années, avec des éradications réussies dans la plus grande partie du bassin hydrographique de la rivière Thompson (ministère des Forêts, des Terres, de l'Exploitation des ressources naturelles et du Développement rural : FLNRORD, 2016). Il reste une population bien établie de perchaude dans le lac Douglas, qui est directement relié au réseau du lac Nicola et de la rivière Nicola, ce qui en fait le plus exposé au risque d'invasion par la perchaude. La présence de l'achigan à petite bouche a été confirmée dans deux petits lacs du bassin hydrographique de la Thompson Sud et dans tout le bassin du ruisseau Beaver, dans le bassin versant de la rivière Quesnel (UC du moyen Fraser), y compris dans six petits lacs interreliés et le ruisseau Beaver lui-même (Runciman et Leaf, 2009). On sait que le saumon coho utilise les tronçons inférieurs du ruisseau Beaver. À ce jour, la présence du grand brochet ou du doré jaune n'a pas été confirmée dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, alors que celle de l'achigan à grande bouche et du crapet-soleil l'ont été dans un bassin isolé de trois lacs du bassin hydrographique de la Thompson Sud (Runciman et Leaf, 2009).

Le risque d'établissement généralisé dans les bassins hydrographiques de la rivière Thompson et du moyen Fraser est modéré à élevé pour la perchaude et élevé pour l'achigan à petite bouche, d'après la qualité élevée de l'habitat dans une grande partie de chaque bassin hydrographique. L'expansion de l'aire de répartition pourrait être facilitée par la capacité de ces espèces à migrer sur des distances considérables et à utiliser des cours d'eau et des lacs (Bradford *et al.*, 2008a; Tovey *et al.*, 2008), mais les populations établies de chaque espèce sont encore à des dizaines de kilomètres ou plus dans la plupart des cas. Le risque d'introduction non autorisée délibérée par des pêcheurs à la ligne est peut-être le plus important. Malgré l'absence apparente de l'achigan à grande bouche et du doré jaune, le risque d'établissement dans les bassins hydrographiques de la rivière Thompson et du moyen fleuve Fraser est également considéré comme modéré à élevé pour ces espèces, d'après les mêmes facteurs que ceux énumérés pour les deux précédentes (Bradford *et al.*, 2008b; Tovey *et al.*, 2008). On estime que le risque d'établissement du crapet-soleil et du grand brochet est modéré à faible, en raison de la qualité inférieure de l'habitat (Bradford *et al.*, 2008b).

On a estimé que les conséquences écologiques (c.-à-d. le risque pour l'écosystème aquatique dans son ensemble) de l'établissement généralisé de chacune de ces six espèces étaient modérées à élevées pour les grands lacs et élevées à très élevées pour les petits lacs (Bradford *et al.*, 2008a, 2008b; Tovey *et al.*, 2008), mais ces études ne traitaient pas spécifiquement du risque direct pour le CFI. On sait que le saumon coho grandit dans les petits et grands lacs du bassin hydrographique du Fraser intérieur, habituellement dans les chenaux secondaires, les marécages et les fosses latérales près du cours d'eau natal (Brown, 2002; Brown et Winchell, 2004), mais on ne sait pas si ces habitats sont essentiels pour le saumon coho parce que le CFI semble croître principalement dans les cours d'eau et les habitats hors chenal associés aux cours d'eau (Éléments 1 et 4). Toutefois, l'achigan à petite bouche, le doré jaune et le grand brochet (et l'achigan à grande bouche dans une moindre mesure) occupent souvent des habitats fluviaux en plus des lacs (Bradford *et al.*, 2008b; Tovey *et al.*, 2008).

Contrairement au Fraser intérieur, le bas Fraser compte des populations bien établies de nombreux poissons envahissants dans ses affluents et son cours principal (MEO, 2015). Étant

donné que tous les CFI juvéniles empruntent le bas Fraser pendant la dévalaison et que certains y effectuent leur croissance, les espèces envahissantes représentent un risque pour l'ensemble des populations. Les répercussions sur le CFI n'ont pas été quantifiées et le niveau des répercussions a été défini comme étant inconnu en raison du manque d'expertise dans cette catégorie pendant l'évaluation. Des recherches détaillées et approfondies seraient nécessaires pour quantifier les répercussions des espèces envahissantes sur le CFI; les incertitudes sont trop nombreuses pour que l'on puisse attribuer un risque de menace actuellement.

Matériel génétique introduit

La définition de cette catégorie par le COSEPAC et l'Union internationale pour la conservation de la nature comprend les « gènes ou organismes transportés ou modifiés par l'humain » (COSEWIC, 2012), ce qui comprend les pratiques de mise en valeur et d'écloserie dans le cas des salmonidés. Les pratiques de mise en valeur et d'écloserie modifient souvent la diversité génétique (généralement par la réduction) des poissons nés en écloserie en produisant des cohortes à partir de plus petits groupes génétiques et en les exposant à différentes pressions sélectives (et artificielles) présentes dans les écloseries (Gardner *et al.*, 2004; Grant, 2012). Les poissons d'écloserie se reproduisent ensuite avec les poissons sauvages, ce qui peut réduire la productivité, modifier le comportement et limiter l'adaptabilité de la population dans les générations futures en raison de la réduction de la diversité génétique (Waples, 1991; Gardner *et al.*, 2004). De plus en plus de données empiriques indiquent une diminution progressive et intergénérationnelle de la valeur adaptative des populations sauvages lorsque des poissons d'écloserie sont présents (Fleming, 2002; Berejikian et Ford, 2003; Gardner *et al.*, 2004, Grant, 2012). Waples (1999) décrit comment les risques posés par les écloseries ne peuvent jamais être entièrement évités, même avec des pratiques exemplaires de gestion. Waples (1999) suggère également que les écloseries et la mise en valeur peuvent offrir des avantages sur le plan de la conservation dans des populations déjà petites et qui pourraient souffrir d'effets dépensatoires. De ce fait, un nombre excessif et même modéré d'adultes nés en écloserie qui se reproduisent avec des poissons sauvages met en péril la diversité génétique et la valeur adaptative du saumon coho sauvage du Fraser intérieur, mais une mise en valeur peut s'avérer nécessaire si des populations sont en péril ou sont déjà disparues du pays.

Dans l'ensemble des populations du CFI, la mise en valeur du saumon coho à l'aide de poissons d'écloserie s'inscrit généralement dans l'un des quatre objectifs suivants. Le premier objectif est la mise en valeur pour la conservation, utilisée dans les réseaux hydrographiques où le saumon coho est considéré comme étant bien en deçà de la capacité de charge ou en grand risque de disparition ou d'extinction. Les programmes d'écloserie de la rivière Deadman, dans la basse Thompson, et de la rivière Salmon, dans la Thompson Sud, en sont des exemples. Le deuxième objectif est l'amélioration de l'évaluation, c'est-à-dire que les poissons porteurs d'une micromarque codée relâchés fournissent de l'information pour l'évaluation des taux d'exploitation dans le cadre des pêches, sur la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte, pour la mesure du rendement du programme de mise en valeur, sur l'efficacité et l'optimisation du programme, sur les effets des saumons d'écloserie sur les populations de saumon sauvage, pour le soutien aux traités internationaux, pour la planification des pêches nationales et pour l'appui à l'évaluation des stocks. Les programmes d'écloseries de la rivière Coldwater et de la rivière Eagle en sont des exemples. Le troisième objectif est la mise en valeur à des fins d'intendance, où la supplémentation à petite échelle par les écloseries fait partie d'une stratégie visant à accroître l'intendance communautaire. Les travaux de mise en valeur entrepris par la bande indienne de la Thompson Nord sur le ruisseau Dunn sont un projet d'intendance. Le dernier objectif est d'améliorer l'éducation grâce à des projets de type incubateur en salle de classe et au lâcher de petits nombres d'alevins dans le cadre d'un

programme visant à accroître la sensibilisation aux saumons chez des élèves d'écoles primaires.

Depuis sa création dans les années 1980, la production en éclosérie de CFI a été relativement modeste par rapport à celle dans les autres parties du sud de la Colombie-Britannique (p. ex., détroit de Georgia, bas Fraser) et du nord-ouest du Pacifique aux États-Unis (ERCFI, 2006). Les premières études (Bradford et Irvine, 2000; Irvine, 2002; ERCFI, 2006) ont permis de conclure que la mise en valeur avait un effet relativement mineur sur les tendances globales de l'abondance de l'UD du CFI. Des rapports antérieurs soulignaient toutefois que l'UC de la basse Thompson était dominée par des poissons d'éclosérie (60 % des échappées en 1998 à 2000; Irvine, 2002), tout comme plusieurs cours d'eau mis en valeur utilisés par les UC de la Thompson Nord et de la Thompson Sud (ERCFI, 2006). La perte historique possible de la diversité génétique peut avoir nui aux sous-populations de la basse Thompson, et ces effets sont difficiles à inverser. Plus récemment, on a cessé les lâchers d'alevins, ce qui réduit les proportions de poissons d'éclosérie parmi les CFI dans les milieux de croissance en eau douce et, dans une certaine mesure, dans les frayères (on produit encore des saumoneaux d'éclosérie). La proportion de poissons nés en éclosérie dans l'UC de la basse Thompson a diminué régulièrement depuis 1998, et les autres UC en contenaient généralement moins de 20 % ou pas du tout (figure 12, annexe 4). La proportion moyenne des poissons d'éclosérie dans les échappées de la génération la plus récente (année de montaison 2016) était de 3,4 % comparativement à 16,8 % au moment de la première évaluation du CFI par le COSEPAC (année de montaison 2000; Irvine, 2002). La proportion de poissons d'éclosérie dans les échappées depuis la première évaluation du COSEPAC (depuis l'année de montaison 2006) était en moyenne 2,6 fois inférieure à celle des années de montaison 1998 à 2005. Les écloséries de la Colombie-Britannique ont récemment changé leurs pratiques pour tenir compte des effets néfastes des poissons d'éclosérie sur les poissons sauvages (Withler *et al.*, 2018), mais les effets des pratiques historiques non surveillées pourraient être très répandus et même les pratiques de gestion exemplaires ne peuvent pas atténuer toutes les répercussions génétiques des poissons d'éclosérie (Waples, 1999). C'est pourquoi le niveau des répercussions de cette catégorie (faible à moyen) a été déterminé avec incertitude.

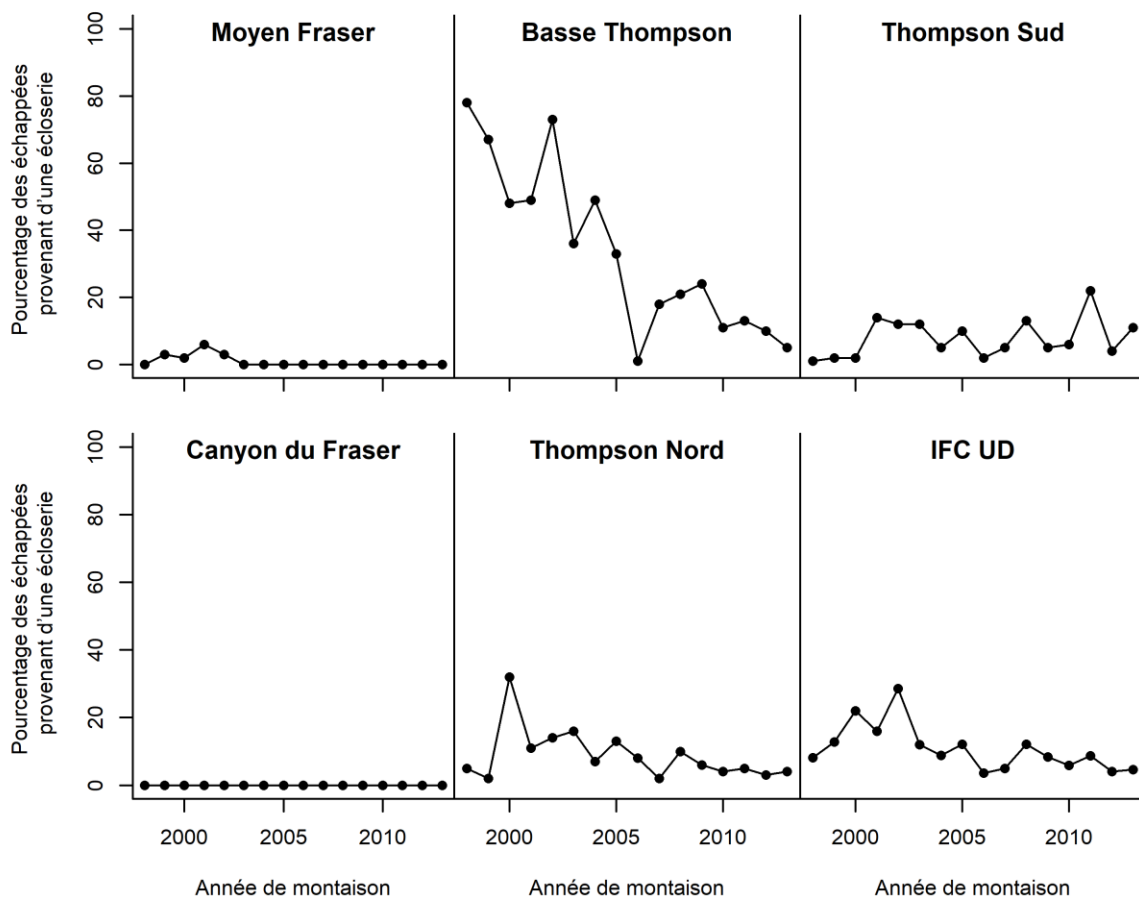


Figure 12. Pourcentage de saumons cohos du Fraser intérieur nés en éclosion dans les échappées de chaque unité de conservation et de l'unité désignable, de 1998 à 2013.

Introduction d'agents pathogènes et de virus

Cette catégorie ne comprend pas les agents pathogènes et les virus naturellement présents, mais les activités associées à l'introduction de maladies non indigènes peuvent accroître la prévalence de maladies qui se déclarent naturellement chez le CFI.

La salmoniculture a été associée à l'introduction de nouveaux agents pathogènes et de nouvelles maladies. L'orthoréovirus pisciaire (RVP) et l'inflammation du cœur et des muscles squelettiques (ICMS) ont probablement été introduits dans l'océan Pacifique à la fin des années 1970 et dans les années 2000, respectivement (DFO 2018a). L'ICMS peut survenir après qu'un poisson a contracté un RVP et parfois plusieurs autres agents pathogènes, et entraîne des effets sublétaux, mortels à l'occasion. En 2013, environ 5 % d'un échantillon de 60 saumons cohos des eaux de la Colombie-Britannique étaient infectés par le RVP (Marty *et al.*, 2015); toutefois, le pourcentage de CFI parmi ces poissons est inconnu. D'après les données actuelles, le RVP et l'ICMS n'ont probablement aucun effet au niveau de la population sur le saumon rouge du Fraser, mais des recherches plus poussées sont encore nécessaires (DFO, 2018a, 2019).

La propagation du RVP et d'agents pathogènes indigènes peut être exacerbée par les interactions entre les saumons cohos et une mauvaise gestion des élevages de saumon. Même si leur étude n'était pas consacrée au CFI en particulier, Connors et ses collaborateurs (2010)

ont constaté des effets négatifs sur la productivité du saumon coho côtier dans les populations qui avaient longé des fermes salmonicoles en parcs en filet où il y avait des éclosions non traitées de pou du poisson (*Lepeophtheirus salmonis*) durant leur migration. Un traitement approprié sous forme de mise en jachère (c.-à-d. vidage des parcs à saumon à des moments ciblés) a permis de contrer ces effets négatifs en réduisant les taux de transmission des parasites (Connors *et al.*, 2010). La nouvelle politique sur la pisciculture en Colombie-Britannique pourrait aussi éloigner de nombreux sites d'élevage des routes de migration du saumon. D'après les connaissances actuelles, l'aire de répartition du CFI dans le détroit de Georgia ne chevauche pas beaucoup les zones de salmoniculture. Par conséquent, l'élevage du saumon dans des parcs en filet pourrait augmenter les taux de transmission du RVP (et d'agents pathogènes indigènes) aux CFI qui traversent ces zones pendant leur migration, mais une gestion efficace peut atténuer bon nombre des effets.

4.1.8 Pollution et contaminants

Bien que la menace des contaminants soit divisée en plusieurs sources ci-après, il est important de souligner que ces catégories de menaces sont intrinsèquement liées et ont des effets cumulatifs. Le contrôle et l'atténuation des contaminants de sources ponctuelles sont très bénéfiques, mais de nombreux contaminants sont persistants dans l'environnement, peuvent parcourir de longues distances et ont tendance à s'accumuler dans les sédiments et les chaînes alimentaires à partir de sources multiples. Les grandes migrations, les transformations physiologiques et les taux rapides de croissance du saumon anadrome le rendent particulièrement vulnérable à l'exposition à des contaminants provenant de nombreuses sources et à l'accumulation de ceux-ci dans son organisme (Ross *et al.*, 2013). Par exemple, la bioaccumulation chez les CFI peut être la plus élevée dans l'océan, où se produit la majeure partie de leur croissance, et de nombreux contaminants peuvent se bioaccumuler dans leur réseau trophique (Ross *et al.*, 2013). Par la suite, on sait que les concentrations normalisées pour les lipides de composés organiques halogénés lipophiles (p. ex., biphényles polychlorés [BPC], dibenzo-para-dioxines polychlorés [PCDD] et dibenzofurannes polychlorés [PCDF]) augmentent chez les saumons adultes qui retournent vers les frayères en eau douce (Debruyne *et al.*, 2004; Kelly *et al.*, 2011). On sait que les contaminants nuisent à la fonction olfactive des salmonidés, à leur comportement migratoire et à leur système immunitaire, ce qui peut réduire la survie des individus (Casillas *et al.*, 1997), mais aussi le succès de la reproduction et la productivité d'une population (Kelly *et al.*, 2011).

Un aperçu des sources et des niveaux de contamination dans le bassin versant du Fraser a été réalisé entre 1992 et 1998 dans le cadre de la gestion du Plan d'action du Fraser (Gray et Tuominen, 1999). Les principales sources d'effluents étaient les usines de pâte à papier et les stations d'épuration des eaux usées municipales (SEEU), les émissaires d'évacuation d'égouts combinés et les sources non ponctuelles comme les eaux de ruissellement urbaines, industrielles et agricoles. Les sources relativement mineures comprenaient cinq rejets autorisés de mines de métaux, les dépôts atmosphériques et les eaux de ruissellement des autoroutes, des emprises ferroviaires et des couloirs de transmission d'hydroélectricité. Les changements apportés juste avant 1999 aux procédés de fabrication dans l'industrie des pâtes et papiers et ceux apportés au traitement des effluents dans les SEEU municipales ont permis de réduire sensiblement les charges de contaminants préoccupants dans le bassin. De ce fait, les sources non ponctuelles (p. ex., ruissellement agricole et urbain et dépôts atmosphériques) sont devenues des contributeurs relativement plus importants à la charge de contaminants.

Le niveau des répercussions des effluents agricoles et sylvicoles a été classé comme étant moyen parce que la sédimentation accrue dans le ruissellement est également incluse dans

cette catégorie, alors que le niveau des répercussions des deux autres catégories de menaces a été classé comme étant faible-moyen pour les raisons suivantes :

1. leurs effets sont difficiles à attribuer à certaines sources;
2. les concentrations de contaminants n'ont pas été surveillées régulièrement chez les populations du CFI.

Le classement des niveaux des répercussions reflète donc le degré d'incertitude associé à ces menaces. Ross et ses collaborateurs (2013) résument de manière détaillée pourquoi le cycle de vie des salmonidés fait qu'il est difficile de déterminer les effets d'une source de polluants donnée et pourquoi les salmonidés sont intrinsèquement sensibles aux contaminants, et ils proposent plusieurs mesures pour améliorer l'évaluation des risques et les avis subséquents pour les gestionnaires. Il serait très utile d'échantillonner le CFI pour connaître les niveaux actuels de contaminants afin de combler nos lacunes dans les connaissances sur les répercussions de ces menaces.

Eaux usées domestiques et urbaines

Les eaux usées domestiques et urbaines pénètrent dans les rivières par trois voies principales et contiennent de nombreux produits chimiques. Les effluents urbains peuvent passer par les SEEU ou parvenir directement dans les cours d'eau par le réseau d'égout et les émissaires d'évacuation d'égouts combinés. De plus, les produits chimiques peuvent pénétrer dans les voies d'écoulement des eaux souterraines, ce qui assure plus de filtration que le transport direct par les égouts (McIntyre *et al.*, 2015), mais peut avoir un effet négatif en raison du rejet chronique et plus lent de produits chimiques par opposition à un rejet aigu. Les contaminants comprennent (mais sans s'y limiter) les solides en suspension, le sable et les sels de voirie, l'ammoniac et d'autres produits chimiques à base d'azote, les produits chimiques à base de phosphore, les métaux lourds (cuivre, zinc, arsenic, etc.), les phénols, les hydrocarbures polyaromatiques et autres hydrocarbures, les perturbateurs du système endocrinien (p. ex., hormones comme l'œstrogène, plastifiants comme les phtalates et les composés phénoliques, certains métaux lourds comme le cadmium), les pesticides, les herbicides et les composés organiques halogénés (p. ex., BPC).

Les paysages urbains très imperméables et la plomberie domestique détournent les contaminants et les effluents dans les réseaux d'égouts qui se déversent directement dans les rivières ou qui passent d'abord par les SEEU. La quantité d'effluents urbains produits par une ville est directement liée à la taille de sa population. La population humaine de la région métropolitaine de Vancouver, située à l'embouchure du Fraser, est la plus importante dans le bassin hydrographique et constitue également un goulot d'étranglement migratoire par lequel le CFI passe deux fois et dans lequel il réside parfois en tant que juvénile. Dans la région métropolitaine de Vancouver, les installations de traitement secondaire (utilisant un traitement biologique supplémentaire, comme des microorganismes anaérobies ou aérobies) aux SEEU des îles Annacis et Lulu, construites en 1998, ont entraîné une réduction de 70 % du total des solides en suspension et de 85 % de la demande biochimique en oxygène (Gray et Tuominen, 1999). Les ajouts subséquents aux SEEU ont accru leur capacité à mesure que la population humaine augmentait; cependant, les eaux usées pénètrent dans les émissaires d'évacuation d'égouts combinés qui contournent les SEEU lorsque le volume des eaux usées devient trop important. Les médias ont récemment demandé à Environnement Canada de produire de l'information sur la quantité d'eaux d'égout non traitées en Colombie-Britannique et au Canada. En 2016, la région métropolitaine de Vancouver a déversé plus de 30 000 000 de mètres cubes d'eaux d'égout non traitées et la Colombie-Britannique a le volume le plus élevé de rejets d'émissaires d'évacuation d'égouts combinés de toutes les provinces du Canada (Cruickshank, 2018; Li et Cruickshank, 2018). De plus, certains réseaux d'égouts pluviaux ne sont jamais

envoyés dans les SEEU. Les métaux lourds, comme le cuivre provenant des véhicules, peuvent s'accumuler sur les routes et pénétrer dans les émissaires d'évacuation d'égouts combinés. Les métaux lourds peuvent perturber les poissons adultes en augmentant les taux de mortalité avant la fraie (Feist *et al.*, 2011; Scholz *et al.*, 2011) et les saumons juvéniles en supprimant les réponses chimiosensorielles à de faibles concentrations, et ils peuvent entraîner une mortalité à des concentrations plus élevées (Sandahl *et al.*, 2007). On ignore la gravité de ces menaces pour le CFI, mais comme toute l'UD doit emprunter le bas Fraser pendant la migration, l'étendue de la menace est considérable.

Comme il a été mentionné, c'est dans la région métropolitaine de Vancouver que la population humaine et la quantité d'effluents sont les plus importantes, mais les contaminants peuvent parcourir de grandes distances et s'accumuler à partir de diverses sources. La menace que posent les contaminants urbains dépend des réseaux d'égouts et du traitement des eaux usées de chaque ville dans le bassin du Fraser et de toutes les villes qui a un émissaire dans le bassin de Géorgie. Par exemple, la SEEU de Kamloops comprend un traitement tertiaire (bassins de lagunage avec élimination biologique des nutriments), alors que Victoria n'a pas de station d'épuration. Une évaluation plus approfondie de cette menace exigera une collaboration avec les municipalités et Environnement et Changement climatique Canada.

La poussière provenant des routes et des zones où la circulation est intense peut également agir comme vecteur de sédiments fins et de contaminants (p. ex., hydrocarbures aromatiques polycycliques [HAP] et métaux lourds) vers les systèmes aquatiques (Gjessing *et al.*, 1984). Bien que la circulation soit plus intense dans les zones urbaines, les autoroutes qui longent des cours d'eau, aux abords des frayères, peuvent avoir des répercussions relativement plus importantes parce que le stade embryonnaire est plus sensible. La poussière provenant des routes est un exemple où il n'est pas facile de classer la source des polluants entre milieu urbain, industriel ou rural, et est probablement une combinaison de toutes les activités.

Effluents industriels et militaires

De nombreux effluents industriels sont raccordés aux SEEU, aux émissaires d'évacuation d'égouts combinés et aux réseaux d'égouts municipaux, mais certaines installations peuvent aussi avoir leurs propres systèmes de traitement sur place. Entre 1980 et 2000, on a mis à niveau de nombreux systèmes de traitement afin de réduire la quantité de contaminants dans les rejets. Les effluents des fabriques de papier et de pâtes et papiers représentent la plus grande proportion des rejets industriels dans le bassin hydrographique du Fraser (Gray et Tuominen, 1999) et ces usines ont souvent des installations de traitement sur place. Les lois fédérales et provinciales adoptées à la fin des années 1980 et dans les années 1990 ont accru les programmes obligatoires de surveillance des effluents et le traitement des rejets afin de réduire les niveaux de dioxines, de furannes et du total des matières solides en suspension, diminuant ainsi parfois les contaminants de 99 %. Les installations de traitement du bois représentaient une grande proportion des rejets industriels autres que ceux des usines de pâtes et papiers, parce qu'on y utilise des fongicides anti-tache de sève comme le chlorure de didécylidiméthylammonium (qui est également utilisé comme pesticide en Colombie-Britannique). Encore une fois, les modifications législatives et opérationnelles ont réduit la quantité d'anti-tache de sève dans les rejets d'environ 99 % par rapport au milieu des années 1980 (Gray et Tuominen, 1999). Le bois traité, les traverses de chemin de fer, les pieux et les poteaux de services publics contiennent des produits chimiques comme la créosote, le pentachlorophénol, l'arséniate de cuivre chromaté et l'arséniate de cuivre ammoniacé; de nombreux rejets directs ont été réduits d'environ 90 % depuis le milieu des années 1980 (Gray et Tuominen, 1999). Malheureusement, l'infiltration historique de créosote dans le sol lors d'opérations passées a créé d'importants réservoirs souterrains de contaminants qui s'infiltrent lentement dans les réseaux par les eaux souterraines. Certaines usines qui utilisent de la

créosote existent toujours; par exemple, il y a une usine de traitement du bois qui utilise de la créosote pour traiter les traverses de chemin de fer près d'Ashcroft (UC de la basse Thompson). Certains contaminants issus du traitement du bois sont rejetés sous forme de condensat de vapeur et peuvent encore pénétrer dans les réseaux fluviaux où vit le CFI.

Bien qu'un grand nombre des contaminants susmentionnés aient été éliminés des rejets, certains ne se dégradent pas et continuent de persister dans l'environnement. Les biphényles polychlorés (BPC), d'autres composés organiques halogénés (p. ex., le dichlorodiphényltrichloroéthane [DDT] et les dioxines) et les HAP provenant des rejets industriels (et agricoles) d'avant les années 1980 sont toujours présents dans les sédiments du Fraser (concentrations plus élevées dans le bas Fraser) et ont même été observés chez des lottes (*Lota lota*) dans les lacs Chilko, Nicola et Kamloops (Garette, 1980; Gray et Tuominen, 1999). Les concentrations de BPC peuvent être les plus élevées dans les estuaires en raison des dépôts de sédiments par les cours d'eau, mais des polluants organiques persistants (POP) ont également été décelés dans les eaux d'amont du Fraser (Gray et Tuominen, 1999). La source probable de ces POP à des altitudes plus élevées est le transport et les dépôts atmosphériques à grande distance combinés au rejet de dépôts historiques de contaminants provenant de la fonte des glaciers et des névés. Ces contaminants ne proviennent pas non plus uniquement de sources locales; on estime que le temps de transport des contaminants atmosphériques de l'Asie vers l'Amérique du Nord est de cinq à dix jours seulement (Ross *et al.*, 2013). Dans un contexte de réchauffement climatique planétaire, le rejet de contaminants provenant des dépôts glaciaires dans les eaux d'amont pourrait augmenter et faire en sorte que les jeunes CFI, qui sont plus vulnérables, soient exposés aux POP. De plus, les BPC et d'autres POP sont toujours présents dans les produits de consommation, et même s'ils sont produits à des taux beaucoup plus faibles, leur nature persistante leur permet de s'accumuler dans l'environnement.

Les répercussions des POP sur le CFI sont incertaines en raison d'un manque de surveillance. Dans d'autres réseaux comme celui de la baie Puget, on a constaté une diminution de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte chez le saumon quinnat dans les estuaires des rivières contaminés par des produits chimiques (principalement par des BPC rejetés autrefois), mais pas de différence importante chez le saumon coho (Meador, 2014). Les BPC, DDT et HAP étaient aussi généralement plus concentrés dans le saumon quinnat que dans le saumon coho dans les estuaires (Johnson *et al.*, 2007), peut-être parce que le saumon coho séjourne moins longtemps dans l'estuaire que le saumon quinnat ou en raison de différences dans le régime alimentaire (le saumon quinnat peut être plus piscivore que le saumon coho; Arbeider, 2018).

Les déversements accidentels provenant des résidus miniers et du transport des ressources peuvent avoir d'importantes répercussions sur les populations de saumon coho dans le Fraser intérieur. La récente rupture du remblai de la mine de Mount Polley peut avoir eu plusieurs répercussions négatives sur les dèmes qui utilisent le lac Quesnel, ses affluents ou qui les traversent pendant la migration. Cette rupture a causé le rejet d'environ 24 millions de mètres cubes d'effluents de résidus miniers de cuivre et d'or dans le lac Polley, le ruisseau Hazeltine et le lac Quesnel (Petticrew *et al.*, 2015). Les changements aigus de turbidité et d'autres polluants en suspension peuvent causer des traumatismes physiologiques (comme l'abrasion des branchies), une incidence accrue de maladies et des changements de comportement (Bisson et Bilby, 1982; Nikl *et al.*, 2016). Si les sédiments de cuivre demeurent en suspension ou deviennent en suspension, ils peuvent aussi avoir des répercussions sur les systèmes chimiosensoriels des salmonidés juvéniles qui peuvent avoir des effets durables et néfastes sur le comportement (Sandahl *et al.*, 2007). Les effets à court terme se sont probablement limités aux quelques dèmes qui ont grandi dans le réseau immédiat au cours de l'année de la rupture; toutefois, les effets à long terme sont inconnus.

Les répercussions à court terme d'un déversement de bitume dilué (dilbit) pourraient potentiellement tuer tous les œufs dans un cours d'eau, selon la quantité d'altération et de mélange, ce qui éliminerait toute une cohorte d'un dème. Les produits du dilbit varient de par les proportions et les types de HAP et de composés aromatiques polycycliques (CAP) et de par leur poids moléculaire, provoquant des embryotoxicités variables (Alsaadi *et al.*, 2018). Le grand nombre de variables accroît l'incertitude des répercussions d'un déversement de dilbit. Deux études de la toxicité du dilbit sur le saumon ont été réalisées sur des tacons de saumon rouge (Alderman *et al.*, 2017a, 2017b). Les auteurs ont constaté que les tacons souffraient d'une réduction de la performance natatoire et d'une augmentation des taux de lésions cellulaires, qui entraîneraient vraisemblablement une mortalité accrue aux stades ultérieurs. Une étude sur les œufs de saumon rose exposés à des concentrations sublétales de HAP (non sous la forme de dilbit) a révélé une réduction de 40 % de la survie des alevins qui ont émergé par rapport à celle des alevins non exposés, avec une réduction globale de la productivité supérieure à 50 % (Heintz *et al.*, 2000). Dans le Fraser intérieur, le pipeline Trans Mountain s'étend sur la longueur de la rivière Thompson Nord et le long de la rivière Coldwater, dans les aires de fraie et de croissance du CFI, et continue le long du bas Fraser, dans les zones de croissance d'une partie du CFI. Les déversements sur le sol peuvent aussi représenter une menace inconnue si le dilbit ou ses composantes s'infiltrent dans les eaux souterraines et sont transportés dans les cours d'eau en faibles concentrations, mais sur une longue période. Le dilbit est aussi transporté par rail, et les déraillements de trains constituent un risque le long de plusieurs voies ferrées qui longent le moyen Fraser, la Thompson Nord, la Thompson Sud, la basse Thompson et le bas Fraser.

D'autres produits chimiques sont également transportés par rail, comme la créosote et des substances caustiques qui peuvent tuer des centaines de milliers de poissons (Ross *et al.*, 2013). Les déversements issus d'activités industrielles directement dans les cours d'eau auraient probablement des effets aigus et catastrophiques là où ils se produisent, mais des effets chroniques à long terme sont également possibles si les contaminants pénètrent dans les eaux souterraines ou s'accumulent dans les sédiments.

Il y a un secteur d'entraînement militaire important dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, le secteur d'entraînement militaire de Chilcotin, mais la pollution provenant de ce secteur ou d'autres secteurs militaires n'a pas été évaluée comme une source ponctuelle distincte.

Effluents agricoles et sylvicoles

Les effluents agricoles et sylvicoles comprennent les sédiments, les gros débris ligneux (GDL), les nutriments et divers produits chimiques toxiques. Dans la zone intérieure, les incendies de forêt peuvent exacerber les effets des effluents, et la gestion des incendies de forêt peut aussi entraîner l'introduction d'autres produits chimiques toxiques; ces menaces seront également incluses dans le niveau de menace de cette catégorie, parce qu'elles ne correspondent pas vraiment à aucune des autres catégories Pollution et contaminants.

La fréquence et l'ampleur de la sédimentation pouvant découler de l'élimination de la végétation résultant de l'exploitation forestière sont fondées sur des variables telles que la pente, la composition du sol (y compris les communautés bactériennes), le vent, l'étendue et la méthode d'élimination de la végétation, les précipitations, les zones tampons riveraines et la présence de routes (Meehan, 1992). Il est bien établi que les pratiques d'exploitation forestière peuvent déstabiliser les sédiments et accroître la sédimentation dans l'habitat du poisson adjacent et en aval, avec le risque accru de glissements de terrain pouvant se répercuter sur la connectivité (Wise *et al.*, 2004). En outre, les forêts et les sols touchés par le feu peuvent aussi subir une augmentation des taux de sédimentation et des effets exacerbés de l'exploitation forestière. Les

sédiments et leurs effets peuvent être généralement séparés en sédiments fins et grossiers. Les sédiments fins ont des répercussions plus directes que les sédiments grossiers, principalement en raison de leur intrusion et parce qu'ils réduisent la survie des œufs en limitant la circulation de l'oxygène et qu'ils empêchent les alevins de sortir des nids (Chapman, 1988; Meehan, 1992). Ils ont aussi d'autres effets, comme les changements de la productivité primaire et secondaire, l'échange hyporhéique et les taux de floculation, qui ont tous des interactions complexes et dont les répercussions varient souvent d'un réseau à l'autre (Meehan, 1992; Moore et Wondzell, 2005). Dans certains réseaux hydrographiques côtiers, on a d'abord observé des effets bénéfiques de l'exploitation forestière, mais l'érosion à long terme des berges, l'affouillement des lits de cours d'eau, les changements dans les GDL et le transport des sédiments vers l'aval l'ont généralement emporté sur les bénéfices à court terme (Tschaplinski et Pike, 2017). Les changements dans les sédiments grossiers peuvent entraîner une transformation de l'habitat dans les cours d'eau, qui passe de fosses à rapides (Meehan, 1992); cependant, les effets les plus importants des changements de la stabilité des sédiments dans les cours d'eau sont davantage liés à l'augmentation du risque de glissement de terrain. La menace des glissements de terrain est prise en compte dans l'Élément 10, mais l'exploitation forestière est une activité anthropique qui exacerbe fortement ce processus autrement naturel.

Les GDL sont l'un des aspects complexes des effluents forestiers. L'effet chronique de l'exploitation forestière est qu'il y a habituellement moins de GDL dans les effluents, ce qui réduit la complexité de l'habitat (Meehan, 1992). Cependant, lorsque les souches et les GDL sont laissés en tas aux lieux de récolte, les glissements de terrain peuvent emporter de grandes quantités de GDL dans les cours d'eau et modifier l'habitat, créer des pièges à sédiments ou modifier la connectivité (p. ex., Tschaplinski et Pike, 2017).

La charge d'éléments nutritifs provenant de la fertilisation des terres agricoles et de la replantation des arbres, ou les excréments du bétail qui enrichissent les effluents, peuvent également avoir des répercussions sur les saumons juvéniles et leur habitat. Des niveaux de nutriments plus élevés que les niveaux naturels peuvent causer l'eutrophisation et créer des zones hypoxiques dans les eaux stagnantes, qui empêchent probablement les saumons juvéniles d'utiliser cet habitat (Gordon *et al.*, 2015). Il y a peu de preuves que cela se produit dans le Fraser intérieur (bien qu'Environnement et Changement climatique Canada dispose de données pour cette analyse); cependant, on sait que les affluents du bas Fraser s'eutrophisent (Gordon *et al.*, 2015). Les éléments nutritifs peuvent aussi avoir un effet bénéfique sur la productivité primaire et secondaire. On a déjà eu recours à des ajouts d'éléments nutritifs pour mettre en valeur des stocks dans des lacs et des cours d'eau, mais ils ont parfois des conséquences imprévues en augmentant les taux de prédation, qui masquent leurs avantages (Hyatt *et al.*, 2004; Collins *et al.*, 2016). Il n'y a actuellement aucune mise en valeur par les éléments nutritifs dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur.

L'utilisation de produits ignifuges qui peuvent être accidentellement introduits dans des réseaux de cours d'eau ou qui y pénètrent avec l'eau de ruissellement (Meehan, 1992) augmentera avec la fréquence et l'intensité des incendies. La survie du saumon quinnat d'âge 1 (*O. tshawytscha*) est réduite lorsqu'il pénètre dans l'océan après avoir été exposé à un ignifugeant à des concentrations sublétales (Dietrich *et al.*, 2014); toutefois, on a également estimé qu'il existait des doses létales si le produit ignifuge était directement déversé dans les cours d'eau. Les effets sur les CFI d'âge 1 sont probablement semblables; la fréquence et l'étendue sont néanmoins incertaines pour les eaux intérieures de la Colombie-Britannique, mais elles augmenteront probablement avec la fréquence des incendies de forêt.

Les contaminants non nutritifs provenant des activités agricoles et sylvicoles sont essentiellement des pesticides et des herbicides, qui entrent principalement dans les catégories

générales, les organochlorés (p. ex., DDT, endosulfan, cyclodiène), les organophosphates (p. ex., glyphosate ou Roundup), les produits de type chlorophénoxy (p. ex., 2, 4-D) et triazènes (p. ex., atrazine). Comme il est indiqué dans la section sur les effluents industriels, les composés organochlorés se biodégradent lentement et persistent dans l'environnement. Les pesticides organochlorés utilisés avant les années 1980 (c.-à-d. le DDT) sont toujours présents dans les sédiments du Fraser (les concentrations les plus élevées se rencontrant dans le bas Fraser) et ont également été observés chez des lottes (*L. lota*) dans les lacs Chilko, Nicola et Kamloops (Garette, 1980; Gray et Tuominen, 1999). D'autres composés organochlorés (c.-à-d. autres que le DDT) ont également été trouvés dans les eaux de fossés agricoles reliés aux affluents du bas Fraser que le saumon utilise (Wan *et al.*, 2005). Le glyphosate est utilisé en agriculture et en foresterie. Il existe des lois qui interdisent son utilisation près des systèmes aquatiques, mais il peut être transporté dans les sols érodés par la pluie et pénétrer dans les cours d'eau, bien qu'il se dégrade aussi plus rapidement lorsqu'il se dissout dans l'eau (Van Bruggen *et al.*, 2018). Par conséquent, même si le glyphosate pénètre dans les cours d'eau, il n'atteint pas toujours des concentrations létales pour le saumon coho juvénile (Mitchell *et al.* 1987). Les herbicides de type chlorophénoxy et les triazènes sont aussi transportés dans les cours d'eau par l'eau de pluie, mais peuvent persister plus longtemps que les organophosphates et s'accumuler dans les sédiments (Hill *et al.*, 1990; Solomon *et al.*, 2008). L'atrazine peut avoir certains effets sur le système immunitaire du saumon coho, mais il y a généralement peu de preuves d'effets létaux ou sublétaux aux concentrations observées dans l'environnement (Solomon *et al.*, 2008). Les contaminants susmentionnés (et d'autres) ont été observés dans les bassins hydrographiques du Fraser intérieur et du bas Fraser (Gray et Tuominen, 1999), mais des études plus régulières et plus intensives sont nécessaires pour comprendre leurs répercussions sur le CFI.

4.1.9 Autres menaces qui exacerbent les facteurs limitatifs

Changements climatiques

L'effectif et la productivité des populations de saumon sont liés aux changements du climat (Francis *et al.*, 1998), qui varie naturellement, mais les émissions anthropiques de gaz en équivalents carbone exacerbent bon nombre des effets du climat. Diverses études décrivent le rôle des changements climatiques dans la modification de l'écosystème marin, principalement à partir de la régulation ascendante, et les relient aux changements dans la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte pour le saumon coho et d'autres saumons du Pacifique (Coronado et Hilborn, 1998; Beamish et Mahnken, 2001; Irvine et Fukuwaka, 2011). Dans l'océan Pacifique Nord, les changements de configuration des courants océaniques dus au climat ont des effets profonds sur la productivité côtière en créant des conditions favorables ou défavorables à la remontée d'eau, influençant ainsi la disponibilité des nutriments le long du plateau continental (Francis *et al.*, 1998). Il est difficile de prévoir les répercussions du climat sur les écosystèmes des saumons et il faut à cette fin disposer de projections régionales fiables et comprendre la capacité d'adaptation de tous les organismes présents dans le système (Schindler *et al.*, 2008).

Plusieurs projections estiment les répercussions futures des changements climatiques dans l'habitat dulcicole du CFI. Morrison et ses collaborateurs (2002) ont remarqué que les débits de pointe historiques se produisent plus tôt et que les températures de l'eau en été augmentent dans le cours principal du Fraser. Selon leurs projections, d'ici 2070-2099, il y aurait une augmentation globale du volume d'écoulement (+5 %), mais une diminution du débit de pointe (-18 %) qui se produirait en moyenne 24 jours plus tôt que la moyenne de 2002. Pour la même période de projection, les températures de l'eau en été devraient augmenter en moyenne de 1,9 °C, ce qui est suffisant pour accroître la mortalité des adultes en eau douce et la mortalité avant la fraie dans les frayères. Morrison et ses collaborateurs (2002) ont en particulier noté

que les saumons qui remontent la rivière Thompson (c.-à-d. les UC de la basse Thompson, de la Thompson Sud et de la Thompson Nord) rencontreraient des températures supérieures à leur plage de tolérance thermique à l'avenir si l'on suppose qu'ils n'ont pas la capacité d'adaptation nécessaire pour faire face à des températures toujours plus élevées, ce qui est probable. Porter et Nelitz (2009) ont projeté les effets de divers scénarios de changements climatiques sur la température et l'hydrologie des cours d'eau dans les bassins versants de la région de Cariboo-Chilcotin (c.-à-d. l'UC du moyen Fraser). Ils ont constaté que, dans les pires scénarios, l'augmentation de la température de l'air et de l'eau était susceptible d'entraîner des contractions importantes de l'étendue actuelle de l'habitat convenable du saumon coho dans les 80 prochaines années dans la plupart des bassins hydrographiques (mais des expansions sont possibles dans d'autres). Ces deux études sur le bassin versant du Fraser sont analogues aux projections des bassins de North Cascades, dans l'État de Washington, qui prédisent que les réseaux hydrographiques dominés par la fonte des neiges deviendront dominés par le ruissellement transitoire, avec des débits extrêmement faibles en été, des températures plus élevées et un risque supplémentaire d'intensification de la fréquence des inondations en hiver (Mantua *et al.*, 2010). Ces changements de l'habitat peuvent avoir une incidence directe sur la survie des saumons cohos, adultes et surtout juvéniles.

Il n'existe pas de projections régionales connues du changement climatique océanique par région pour le CFI, mais il est prouvé que les zones où le CFI grandit dans l'océan peuvent être touchées par les répercussions du changement climatique, ou même en être quelque peu protégées. Généralement, les saumoneaux grandissent dans le détroit de Georgia et le détroit de Juan de Fuca; ensuite, ils y restent ou se déplacent vers le plateau continental de l'île de Vancouver avant de revenir dans le détroit pour remonter l'estuaire du Fraser (Beamish *et al.*, 1999, 2010; Weitkamp et Neely, 2002). La température de la surface de la mer et la chlorophylle *a* devraient augmenter dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique et la hauteur de la surface de la mer associée à la remontée d'eau accrue restera inchangée ou diminuera (Ban *et al.*, 2016). Le détroit de Georgia est peut-être l'endroit où chacun de ces aspects connaîtra le moins de changements, et on a déterminé que le plateau continental de l'île de Vancouver pourrait également être un refuge contre les changements climatiques (Ban *et al.*, 2016). Ces projections n'incluaient pas les données des années associées à l'anomalie des eaux chaudes vers 2015, communément appelée « le Blob ». Le Blob a commencé à se former durant l'hiver 2013-2014 et a atteint sa superficie maximale en 2015, entraînant des changements sans précédent dans la répartition des animaux marins qui ont eu une incidence sur la prédation et la concurrence, créé des régions de faible productivité et de faibles nutriments et touché plusieurs pêches, notamment celles du saumon (Cavole *et al.*, 2016). Il est difficile de déterminer l'influence des changements climatiques mondiaux sur la création du Blob, mais ses effets ont été utilisés comme une approximation grossière de ce à quoi les conditions océaniques pourraient ressembler à l'avenir (Cavole *et al.*, 2016). Il est difficile de quantifier les répercussions d'un événement à court terme comme le Blob sur le CFI. Sur le plan anecdotique, on note que les deux années d'éclosion où il y avait le plus de saumoneaux et de post-saumoneaux dans l'océan entre 2014-2015 et 2015-2016 (années d'éclosion 2012 et 2013), les taux de recrutement étaient inférieurs à ceux du remplacement une fois qu'on les a organisés par classe d'âge. La fréquence des phénomènes météorologiques extrêmes, qui créent des anomalies comme le Blob ou d'autres événements (considérés comme des « El Niños extrêmes ») devrait s'intensifier avec le changement climatique mondial (Cai *et al.*, 2014).

La réaction des saumons du Pacifique aux changements climatiques futurs fait actuellement l'objet de nombreux débats, mais en ce qui concerne le saumon coho, le poids de la preuve scientifique donne à penser que l'effet global au XXI^e siècle sera fortement négatif (Beamish *et al.*, 1997, 1999; Bradford, 1998; Hartman *et al.*, 2000; Irvine et Fukuwaka, 2011). Healey (2011) a passé en revue les effets négatifs potentiels des changements climatiques sur chaque stade

du cycle de vie du saumon rouge du Fraser, et son sommaire s'applique très bien au CFI. La menace du changement climatique futur pour le CFI est imminente et représente une grave menace à long terme pour les raisons suivantes : 1) la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte est corrélée aux changements de régime induits par le climat et à la variabilité interannuelle des températures de la surface de la mer et des courants océaniques; 2) les températures plus chaudes peuvent réduire considérablement l'habitat utilisable, la capacité de charge et la productivité dans les milieux dulcicole et marin; 3) les changements climatiques de source anthropique ne seront pas réversibles dans un délai raisonnable. La menace que les changements climatiques modifient la qualité de l'habitat en eau douce et en mer pour le saumon coho est réelle; toutefois, il n'est pas possible de prédire avec précision les conditions futures ni de les contrôler (Schindler *et al.*, 2008).

Les changements climatiques exacerberont l'impact ou la fréquence d'autres menaces. Ce point est traité dans la section Effets cumulatifs.

Salmonidés d'éclosion

On a déjà discuté des effets des pratiques des écloseries et de la mise en valeur sur la génétique des populations sauvages; toutefois, le saumon coho d'éclosion constitue également une menace parce qu'il exacerbe les processus naturels comme la concurrence, la prédation et le transfert de maladies, et qu'il contribue aux enjeux liés aux pêches de stocks mixtes (Gardner *et al.*, 2004).

Des interactions négatives sont possibles entre les saumons cohos sauvages et d'éclosion dans les milieux marins côtiers et pélagiques. Noakes et ses collaborateurs (2000) craignent que les saumons quinnats et cohos d'éclosion ne remplacent les poissons sauvages dans les eaux du sud de la Colombie-Britannique, avec les effets négatifs du régime de faible productivité exacerbés par les poissons d'éclosion. Ce sentiment a été repris depuis, avec la préoccupation que les poissons d'éclosion ajoutent aux processus concurrentiels (Sweeting *et al.*, 2003) en raison du chevauchement important du régime alimentaire et de l'appétit des poissons sauvages et d'éclosion observé dans le détroit de Georgia (Sweeting et Beamish, 2009), et du rôle que joue la croissance des poissons dans leur survie au début de leur séjour en mer (Beamish *et al.*, 2010). Les grands programmes de mise en valeur du saumon coho dans le bas Fraser et dans l'inlet Burrard, dans la baie Puget et sur la côte est de l'île de Vancouver pourraient présenter un risque plus grand pour le CFI que la mise en valeur directement dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur. Beamish et ses collaborateurs (2008) ont estimé que le pourcentage de saumon coho d'éclosion dans le détroit de Georgia est passé de près de 0 % au début des années 1970 à un pic proche de 75 % à la fin des années 1990, pour ensuite retomber à environ 25 % en 2006. La production totale de saumon coho d'éclosion (surtout des saumoneaux) était d'environ huit millions pour la Colombie-Britannique seulement, et d'environ 70 à 80 millions pour la Colombie-Britannique, l'État de Washington et l'Oregon combinés à la fin des années 1990. Elle a décliné à environ cinq millions et à environ 50 millions en Colombie-Britannique et dans l'ensemble de la région, respectivement, en 2010 (CSP, 2013b). En plus de la concurrence pour les ressources, le saumon d'éclosion peut accroître le transfert de maladies et de parasites et augmenter la prédation et la mortalité par pêche des poissons sauvages qui migrent en compagnie de grands nombres de poissons d'éclosion dans l'océan (Gardner *et al.*, 2004).

Le CFI d'éclosion n'est présent dans l'eau douce que pendant la fraie et la dévalaison parce qu'on ne relâche plus d'alevins d'éclosion, mais seulement des saumoneaux. Avant que les écloseries ne commencent à produire que des saumoneaux, on craignait que les alevins ne rivalisent pour l'habitat dulcicole dans la rivière Eagle (Gardner *et al.*, 2004). Depuis que les alevins d'éclosion ne sont plus relâchés, il n'y a peut-être pas de niveau élevé de concurrence

pour l'habitat d'alevinage en eau douce parce qu'il n'est pas actuellement considéré comme limitatif. Cependant, il y a probablement concurrence avec les poissons d'écloserie au stade de saumoneau, lorsque les poissons sont présents dans l'estuaire du Fraser et la mer des Salish.

4.1.10 Effets cumulatifs

Les effets cumulatifs comprennent l'effet combiné de l'interaction entre les activités humaines passées et présentes et les processus naturels. Contrairement aux effets résultant d'activités d'aménagement particulières, les effets cumulatifs se produisent généralement sur une période prolongée et résultent d'une combinaison d'activités variées. L'évaluation du CFI au moyen du calculateur des menaces du COSEPAC (COSEPAC, 2012) qui a été effectuée par ce groupe de travail a saisi l'effet cumulatif additif de toutes les menaces évaluées. Le calculateur a classé l'effet global de la menace comme étant élevé ou très élevé, ce qui laisse entendre que l'UD du CFI pourrait diminuer de 10 à 100 % au cours des dix prochaines années en raison de la gravité cumulative des menaces cernées, si aucune mesure d'atténuation supplémentaire n'est mise en œuvre.

La capacité des organismes ou des promoteurs d'examiner les projets de développement est une préoccupation importante en ce qui concerne les effets cumulatifs. Les exigences réglementaires de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCEE) obligent le biologiste évaluateur à examiner, entre autres choses, les effets cumulatifs qu'un projet aurait sur l'habitat. Toutefois, cette considération obligatoire n'est une exigence que pour les projets assujettis à la LCEE et ne s'applique pas à la majorité des activités de développement examinées par les organismes de pêche. Pour qu'un examen de projet permette de bien évaluer les effets cumulatifs, il faut analyser l'état actuel du bassin hydrographique concerné. Cette information n'est pas fournie pour la plupart des activités de développement; par conséquent, les évaluateurs doivent parfois se fier à une combinaison de connaissances personnelles de l'état du bassin versant, à la documentation existante et aux avis d'autres professionnels. La majeure partie de cette information est de nature qualitative.

Les changements climatiques, la foresterie et d'autres activités qui déstabilisent les sédiments peuvent avoir des répercussions additives ou multiplicatives dans l'ensemble du bassin. Par exemple, les effets de domino de l'augmentation de l'infestation par le dendroctone du pin dans les forêts en raison des changements climatiques peuvent toucher le CFI en modifiant les milieux riverains et à l'intérieur des cours d'eau, en aggravant le risque d'incendies de forêt et en accroissant les taux de foresterie. En plus de la cascade d'effets qui peut se produire sur une courte période, chacun de ces effets interagira aussi avec les sédiments et les déstabilisera de façon cumulative sur plusieurs années et zones d'activité continue en éliminant la végétation et les structures racinaires ou en créant des sols hydrophobes qui intensifient les taux de ruissellement de surface. La déstabilisation des sédiments des berges résultant de ces effets peut accroître les risques de glissements de terrain qui bloquent la montaison vers les frayères ou la dévalaison des saumoneaux. Par exemple, des années cumulatives de déstabilisation des berges par la foresterie et les incendies (incendie d'Elephant Hill) et d'érosion naturelle, combinées à des débits élevés, ont entraîné la rupture de la passe migratoire sur la rivière Bonaparte en 2018, qui a empêché des CFI et d'autres salmonidés migrateurs d'atteindre les frayères. Par la suite, des inondations locales et des débits supérieurs à la moyenne ont continué d'empêcher la réparation de la passe migratoire.

Des températures plus chaudes et des modifications de l'habitat aggraveront également la menace que les prédateurs, les concurrents, les agents pathogènes et les contaminants font peser sur le CFI. Les températures plus chaudes interagissent avec la perte d'habitat en augmentant la demande liée à la nourriture ou aux refuges, mais en réduisant les possibilités correspondantes. Une autre interaction réside dans le fait que des poissons exotiques ont des

préférences de température et des tolérances thermiques plus élevées que le CFI dans l'environnement dulcicole (Bradford *et al.*, 2008a, 2008b; Tovey *et al.*, 2008), ce qui ajoute à la concurrence pour les refuges entre les CFI. Les décalages des communautés océaniques peuvent se traduire par des proies moins nutritives (Cavole *et al.*, 2016) et des changements inconnus dans les communautés de prédateurs. Tous ces agents de stress peuvent nuire au système immunitaire des saumons et accroître les effets des agents pathogènes (Miller *et al.*, 2014). Des températures plus chaudes peuvent aussi accroître la toxicité des contaminants (Laetz *et al.*, 2013; Sappal *et al.*, 2014), dont les effets sublétaux interagiront ensuite avec les effets des prédateurs, des concurrents et des agents pathogènes.

Les cours d'eau où vit le CFI et où les effets cumulatifs sont probablement les plus élevés sont ceux où le développement humain est le plus intense : les zones des sous-populations des rivières Thompson, Nicola et Shuswap. Le développement se poursuit dans ces régions, ce qui accroît le risque d'effets cumulatifs. Les principales utilisations des terres qui ont contribué à la perte et à la détérioration d'habitat sont la foresterie, l'agriculture, le développement urbain et rural, les infrastructures linéaires et l'extraction d'eau. Avec la croissance continue de la population humaine, les effets cumulatifs de ses activités exerceront une pression de plus en plus forte sur les bassins versants, la stabilité des sédiments et les ressources en eau, et continueront de se répercuter sur la viabilité du CFI.

Le bas Fraser et le détroit de Georgia sont également touchés par de multiples menaces qui contribuent aux effets cumulatifs. La destruction de l'habitat du poisson peut être minime à un site de développement particulier; toutefois, lorsqu'elle est combinée à d'autres répercussions limitées sur le plan spatial, le résultat peut être important. Par exemple, une seule digue le long d'un tronçon de cours d'eau ne modifierait pas de façon significative l'hydrologie du cours d'eau; toutefois, l'endiguement continu pourrait réduire la longueur totale du cours d'eau, ce qui entraînerait des changements hydrologiques importants qui pourraient nuire à l'habitat et au comportement du poisson. Plus de 700 km d'habitat cumulatif de cours d'eau ont été relégués au rang d'égout pluvial, touchés par des ponceaux ou revêtus dans la vallée du Fraser (Plan d'action du Fraser, 1998). La perte ou la dégradation de cet habitat fluvial et de la végétation riveraine a réduit la capacité du bas Fraser et de ses affluents de soutenir la croissance du CFI. Les polluants de sources ponctuelles et diffuses ont une incidence sur la qualité de l'eau dans l'ensemble des habitats dulcicoles et marins du CFI. Tous les sédiments en suspension du bassin hydrographique peuvent également se déposer dans le bas Fraser et son estuaire. Plus de 300 émissaires se déversent dans le bassin de Géorgie, transportant des eaux usées municipales, des eaux pluviales urbaines et divers produits chimiques provenant d'activités industrielles. Les saumons cohos sauvages et d'écloserie, de même que les autres salmonidés sont tous en concurrence dans le détroit de Georgia pour des ressources qui ont été touchées par un changement de régime dans l'océan et qui pourraient l'être encore plus à l'avenir sous l'effet des changements climatiques et du réchauffement des océans à long terme.

Tableau 9. Calculateur des menaces utilisé par le MPO pour le saumon coho du Fraser intérieur. Il convient de noter que certaines catégories sont légèrement différentes de celles utilisées par le COSEPAC (voir l'annexe 7). Consulter le texte pour des renseignements détaillés sur chaque menace et consulter l'annexe 7 et le document MPO 2014b pour une description détaillée de chaque niveau. Le chiffre entre parenthèses qui suit le niveau de risque associé à chaque menace représente le classement de la certitude causale. Les exemples n'incluent pas tous les aspects de la menace.

Menace	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Niveau de risque	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace	Exemples	Catégorie du COSEPAC
Modifications des surfaces de captage	Attestée	Moyen-Élevé	Élevée	Moyen-Élevé (2)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Élimination de forêt et de végétation, et création de surfaces imperméables entraînant une modification des régimes hydrologiques	7.3
Infrastructures linéaires	Attestée	Moyen	Élevée	Moyen (2)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Réduction de la complexité de l'habitat en raison de la canalisation et de l'enrochement	7.3
Effluents agricoles et sylvicoles	Attestée	Moyen	Élevée	Moyen (2)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Sédimentation supplémentaire résultant de l'élimination de végétation	9.3
Pêches ASR, pêches récréatives et pêches commerciales	Attestée	Faible-Moyen	Très élevée	Faible-Moyen (1)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable	Mortalité d'adultes résultant de la mortalité par pêche directe et indirecte	5.4

Menace	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Niveau de risque	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace	Exemples	Catégorie du COSEPAC
Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	Attestée	Faible-Moyen	Élevée	Faible-Moyen (2)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Extraction des eaux souterraines à des fins agricoles; grands et petits barrages hydroélectriques	7.2
Matériel génétique introduit	Attestée	Faible-Moyen	Élevée	Faible-Moyen (2)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Étroite	Influence du croisement entre poissons d'écloserie et d'origine naturelle	8.3
Eaux usées domestiques et urbaines	Attestée	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Pollution provenant des émissaires d'évacuation d'égouts combinés, p. ex., microplastiques, métaux lourds, hormones, etc. Pollution causée par les effluents d'exploitation, les déchets stockés et les déversements accidentels	9.1
Effluents industriels et militaires	Attestée	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Évaluation des stocks (pêche d'essai, marquage-recapture) et recherche universitaire	9.2
Activités scientifiques	Attestée	Faible	Élevée	Faible (2)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Étroite		6.3

Menace	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Niveau de risque	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace	Exemples	Catégorie du COSEPAC
Exploitation de mines et de carrières	Attestée	Faible	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Limitée	Principalement l'exploitation de placers qui a lieu dans des cours d'eau	3.2
Incendies et lutte contre les incendies	Attestée	Faible	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Limitée	Chaleur directe des incendies; creusement de fossés et écopage d'eau	7.1
Plantes envahissantes modifiant l'habitat	Attestée	Faible	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Étroite	Brome des toits poussant dans les plaines inondables	7.3
Élevage de bétail	Probable	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Limitée	Bovins écrasant directement des nids	2.3
Routes et voies ferrées	Attestée	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Étroite	Entretien, élargissement et construction de ponts directement dans des cours d'eau	4.1
Lignes de services publics	Attestée	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Étroite	Construction, entretien et élargissement de services publics (p. ex., pipeline) directement dans des cours d'eau	4.2
Voies de transport par eau	Attestée	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable	Dragage, principalement dans le bas Fraser	4.3

Menace	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Niveau de risque	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace	Exemples	Catégorie du COSEPAC
Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	Attestée	Inconnu	Moyenne	Inconnu (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Principalement des poissons envahissants prédateurs des CFI juvéniles	8.1
Introduction d'agents pathogènes et de virus	Inconnue	Inconnu	Moyenne	Inconnu (3)	Historique et prévue	Continue	Étroite	Orthoréovirus pisciaire et inflammation du cœur et des muscles squelettiques	8.5
Activités récréatives	Probable	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Limitée	Véhicules tout-terrain, chevaux écrasant directement des nids	6.1

4.2 ÉLÉMENT 9 : ACTIVITÉS LES PLUS SUSCEPTIBLES DE MENACER LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT INDIQUÉES DANS LES ÉLÉMENTS 4 À 5

La majorité des menaces décrites dans l'Élément 8 peuvent avoir une incidence sur les propriétés de l'habitat présentées dans les Éléments 4 et 5. Plus précisément (par ordre de risque) : modifications des surfaces de captage; infrastructures linéaires; effluents agricoles et sylvicoles; gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages; eaux usées domestiques et urbaines; effluents industriels et militaires; exploitation de mines et de carrières; incendies et lutte contre les incendies; plantes envahissantes modifiant l'habitat; routes et voies ferrées; lignes de services publics; voies de transport par eau; activités récréatives. Les voies de passage ont été décrites à l'Élément 8, mais elles sont principalement associées aux effets sur la qualité de l'eau (p. ex., la température et les polluants), l'hydromorphologie des cours d'eau (p. ex., changements saisonniers de la période et de l'ampleur du débit), la turbidité et la sédimentation, la simplification des caractéristiques de l'habitat, la réduction de la connectivité et les répercussions sur les eaux souterraines et les débits hyporhéiques.

4.3 ÉLÉMENT 10 : FACTEURS NATURELS QUI LIMITERONT LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT

Les **facteurs limitatifs naturels** s'entendent des « facteurs non anthropiques qui, dans la fourchette de variation normale, limitent l'abondance et l'aire de répartition d'une espèce sauvage ou d'une population » (MPO, 2014a). Il est important de préciser que les facteurs ou processus limitatifs naturels peuvent être exacerbés par des activités anthropiques et peuvent alors devenir une menace. Par défaut, un facteur limitatif naturel est classé comme présentant un risque de menace « faible » dans le calculateur (tableau 10), **à moins que** d'autres facteurs (menaces anthropiques) n'exacerbent les niveaux naturels de variation ou les répercussions pour une population. Comme presque tous les facteurs limitatifs naturels sont influencés par les changements climatiques d'origine anthropique ou l'aménagement du paysage, ils sont étroitement liés aux menaces et effets existants.

4.3.1 Limites biologiques et physiologiques

Les caractéristiques du cycle de vie du saumon favorisent généralement une croissance rapide de la population si l'habitat et la survie sont adéquats; toutefois, plusieurs facteurs naturels peuvent limiter son adaptabilité, et donc restreindre son potentiel de rétablissement dans les circonstances actuelles ou futures. Les œufs et les alevins de saumon coho en particulier (stade larvaire avec sac vitellin, plus sensible à l'environnement que les œufs) ont besoin d'eau et de suffisamment d'oxygène. Les fluctuations naturelles du débit peuvent entraîner l'assèchement, la congélation et l'hypoxie, ce qui peut limiter la survie des œufs et des alevins. Les nids et les alevins du saumon coho ont besoin d'un substrat bien aéré et composé de particules de moins de 20 cm environ (Sandercock, 1991), de sorte que les endroits où l'espèce peut frayer sont limités; on a cependant peu de preuves que le substrat soit actuellement un facteur limitatif pour le CFI et il n'a pas été jugé limitatif pour les populations côtières (Bradford *et al.*, 2000). Les exigences précises du CFI en matière d'habitat, qui se sont développées selon des processus évolutifs à long terme, peuvent jouer un rôle si d'autres menaces modifient les propriétés de l'habitat au fil du temps à un rythme plus rapide que celui auquel les poissons peuvent s'adapter. La taille et la fécondité des femelles varient d'une année à l'autre selon les conditions océaniques. Si la taille et la fécondité des femelles diminuent, et donc la productivité, cela pourrait devenir un facteur limitatif du rétablissement. Chez les salmonidés, le taux de mortalité élevé du stade de l'œuf à celui d'adulte reproducteur peut être un facteur limitatif à certains seuils et il est difficile à estimer parce qu'il est le produit de nombreux

processus et de la survie à de nombreux stades du cycle de vie. La mortalité cumulative du stade de l'œuf à celui d'adulte est liée à la plupart des menaces indiquées dans l'Élément 8 en plus de la prédation, et de l'incertitude entoure les paramètres de survie naturels ou historiques. Enfin, le saumon coho est sémelpare et a une répartition selon l'âge assez fixe, ce qui le restreint à une seule fraie et limite potentiellement le mélange génétique entre les lignées. Toutefois, les taux généralement élevés de fécondité, de productivité et d'errance du saumon coho atténuent bon nombre des effets potentiellement limitatifs de la sémelparité et de la faible diversité de l'âge à la maturité. Les effets de la perte génétique qui peuvent influencer sur les limites biologiques et physiologiques ont été évalués séparément à la section 4.1.7 (Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques), ce qui explique pourquoi ce niveau de menace lié aux facteurs limitatifs naturels a été jugé faible.

4.3.2 Conditions changeantes en eau douce et en mer

La modification des conditions des milieux dulcicoles sous l'effet des variations climatiques peut avoir une incidence sur le saumon coho juvénile et adulte. Étant donné que la plupart des CFI juvéniles passent une année complète en eau douce, ils sont particulièrement vulnérables aux conditions de l'habitat en eau douce. De plus, le saumon coho adulte peut passer des semaines ou des mois en eau douce à accomplir des activités énergiquement rigoureuses, comme la montaison et la fraie, ce qui le rend également vulnérable aux conditions des milieux dulcicoles. Les variations de la température, du débit, de la turbidité et de la productivité peuvent modifier le métabolisme et le comportement et accroître de ce fait la mortalité résultant du stress, de la famine et de la prédation. Le CFI peut être très sensible à ces variations dans chaque UC parce que sa productivité est faible actuellement, ce qui aggrave le risque de disparition en raison de la variation aléatoire (Holt et Bradford, 2011). Les changements climatiques d'origine anthropique exacerberont la variabilité des conditions de l'eau douce ainsi que l'ampleur et la fréquence des phénomènes météorologiques extrêmes. Les projections des changements des conditions de l'eau douce attribuables aux changements climatiques ont été examinées dans l'Élément 8. La combinaison de la faible productivité actuelle du CFI et de la capacité de charge potentielle et des répercussions des changements climatiques est la principale raison pour laquelle le niveau des répercussions de cette catégorie est jugé incertain, mais potentiellement élevé.

On sait aussi que la modification des conditions en mer et en estuaire résultant des variations climatiques a également des répercussions sur les saumons (Francis *et al.*, 1998). Pour le CFI, le passage du régime de productivité historique au régime de productivité actuel laisse penser que ses populations sont sensibles aux effets des grands changements climatiques. Dans le détroit de Georgia, soit le point d'entrée dans l'océan pour les saumoneaux, la disponibilité des proies dépend de celle des nutriments sur le plateau continental et des courants complexes qui poussent l'eau du plateau continental vers le bassin de Géorgie. Le changement de la circulation des courants dans le détroit de Georgia en 1989 était lié à un changement du climat mondial (Beamish *et al.*, 1999), et il est hypothétiquement lié au changement de régime de productivité subséquent chez le CFI. Bien qu'il n'y ait pas de projections sur le moment où un autre changement de régime pourrait se produire, peu de données probantes suggèrent un changement majeur des régimes climatiques océaniques depuis 1989 (Irvine et Fukuwaka, 2011). Dans l'ensemble, les tendances liées aux effectifs de saumons dans le Pacifique Nord permettent de penser que les conditions climatiques récentes ont profité au saumon rose et au saumon kéta, tout en ayant une incidence négative sur le saumon coho et le saumon quinnat (Irvine et Fukuwaka, 2011). Les changements climatiques d'origine anthropique exacerbent les effets des conditions océaniques naturellement variables auxquelles le CFI s'est montré particulièrement sensible, et c'est pourquoi le niveau des répercussions de cette catégorie est jugé incertain, mais potentiellement élevé.

4.3.3 Parasites et agents pathogènes, prédation et concurrence

La maladie, la prédation et la concurrence sont des facteurs interreliés et complexes. Par exemple, les maladies causées par des parasites et des agents pathogènes modifient souvent le comportement des saumons, de sorte qu'ils deviennent plus vulnérables à la prédation ou qu'ils se retrouvent désavantagés sur le plan de la concurrence (Miller *et al.*, 2014). Une concurrence féroce peut entraîner une augmentation de la prédation et la menace de prédateurs peut se traduire par des coûts de vigilance qui entraînent un comportement de regroupement et intensifient la concurrence locale. Bien que ces interrelations soient difficiles à quantifier, il a été démontré que plusieurs facteurs anthropiques, hypothétiquement ou empiriquement, influent sur certains aspects de chacune d'elles.

Plusieurs parasites et agents pathogènes naturels peuvent toucher les saumons du Pacifique. Le pou du poisson (*Lepeophtheirus salmonis* et diverses *Caligus sp.*) est le parasite externe le plus fréquent des saumons du Pacifique; il est naturellement présent dans l'océan et se transmet entre les espèces de saumon et plusieurs autres poissons autres que les salmonidés. À l'heure actuelle, la sensibilité du CFI à la variabilité des taux d'agents pathogènes causés par le pou du poisson n'a pas été quantifiée. Les fermes salmiconicoles qui élèvent des poissons dans des parcs en filet sont une activité anthropique qui pourrait exacerber les taux de transmission du pou du poisson et de maladies; toutefois, leurs effets potentiels pourraient diminuer si ces exploitations étaient déplacées de l'archipel de Broughton et des autres voies de migration, comme prévu en Colombie-Britannique. Aucun agent pathogène ou virus d'origine naturelle n'a été identifié comme un facteur limitatif au-delà de la variation naturelle; toutefois, on manque aussi d'analyses pour déterminer les taux de maladie, et les poissons infectés peuvent être victimes de la prédation avant d'être capturés dans les pêches ou d'atteindre les frayères. C'est pourquoi le niveau des répercussions des parasites et des agents pathogènes est jugé inconnu.

La prédation est une source de mortalité pour le saumon coho à tous les stades de son cycle de vie. Toutefois, les taux de la prédation exercée par certains prédateurs à chaque stade sont incertains. La menace de la prédation commence au stade de l'œuf et dure pendant tout le stade de juvénile en eau douce. Les prédateurs des juvéniles en eau douce comprennent de nombreux poissons opportunistes, de petits mammifères et des oiseaux (Sandercock, 1991). On sait aussi que le saumon coho juvénile cannibalise les individus plus petits et les œufs (Taylor et McPhail, 1985a). Dans l'estuaire et au début du séjour en milieu marin, la liste des prédateurs s'allonge pour inclure les poissons marins piscivores, les oiseaux de mer et les mammifères marins. Lorsque les adultes reviennent en eau douce pour frayer, les mammifères plus grands et les oiseaux deviennent leurs prédateurs. Le tableau 11 présente une liste plus détaillée des prédateurs possibles.

Les effets de la prédation peuvent également varier en fonction de l'effectif total du CFI et des proies coexistantes. Dans certains réseaux hydrographiques où les prédateurs sont présents de manière constante parce qu'ils consomment aussi d'autres proies, des saumons cohos peu nombreux peuvent subir des effets proportionnellement plus importants de la prédation (effets d'Allee ou dépensatoires). Alors que si le saumon coho est la proie essentielle, il peut attirer moins de prédateurs lorsqu'il est peu abondant ou avoir moins de concurrence pour les zones qui offrent un refuge contre les prédateurs. Ces scénarios sont néanmoins hypothétiques et une grande incertitude entoure ce qui pourrait se produire en réalité. Le saumon coho peut subir des taux de prédation plus élevés si des proies coexistantes plus abondantes attirent des prédateurs. On sait que le saumon coho d'écloserie exacerbe les taux de prédation sur le coho sauvage dans d'autres réseaux hydrographiques en attirant des nombres de prédateurs plus grands que ceux présents naturellement (Nickelson, 2003). La production continue en écloserie de saumon coho et d'autres salmonidés qui sont relâchés dans le détroit de Georgia est la

principale raison pour laquelle le niveau des répercussions de ce facteur limitatif est jugé moyen.

La concurrence entre cohos peut porter sur les frayères, les refuges contre les prédateurs et les ressources en proies. La concurrence pour les frayères et le déplacement des nids par des poissons conspécifiques peut être une source importante de dynamique compensatoire chez les saumons. Pour le CFI, compte tenu de l'effectif actuel des populations, la concurrence pour les frayères est probablement inférieure aux niveaux historiques dans la plupart des cours d'eau, mais elle est toujours présente et peut-être exacerbée par la montaison des individus nés en éclosion. La concurrence pour les refuges contre les prédateurs en eau douce n'est peut-être pas non plus un facteur limitatif parce que les jeunes CFI affichent un comportement moins territorial que le saumon coho côtier (Chapman, 1962; Warren, 2010), à moins que la destruction de l'habitat ne réduise au minimum la quantité de refuges. La concurrence pour les ressources en proies est probablement celle qui est la plus limitative pour le CFI, mais elle est difficile à mesurer et à observer; cependant, comme il est indiqué dans la section 4.1.9 (Salmonidés d'éclosion), les saumons cohos d'éclosion peuvent accroître la concurrence dans l'environnement océanique en raison du chevauchement de leur régime alimentaire (Sweeting et Beamish, 2009). Il existe des incertitudes quant à la façon dont la concurrence naturelle peut influencer le CFI, mais les effets cumulatifs d'autres menaces peuvent exacerber la concurrence dans les milieux océaniques ou dulcicoles, ce qui explique le niveau des répercussions jugé moyen.

4.3.4 Glissements de terrain

Les glissements de terrain peuvent bloquer la migration des adultes et des juvéniles, détruire l'habitat et modifier les conditions de l'habitat en introduisant des concentrations anormalement élevées de sédiments. Le glissement de terrain de Hells Gate (1914) a été causé par une construction anthropique, mais il représente le pire scénario d'un glissement de terrain qui pourrait se produire naturellement ou à la suite d'effets cumulatifs (tels que décrit à l'Élément 8). Le glissement de terrain de Hells Gate a touché toutes les UC parce qu'elles doivent toutes migrer par le canyon du Fraser. À l'heure actuelle, les risques de glissement de terrain sont plus propres à chaque UC et on prévoit qu'il s'en produira dans les bassins hydrographiques des rivières Bonaparte, Nicola et Westroad en raison des effets cumulatifs de la foresterie, des incendies, du dendroctone du pin et des changements climatiques. En juin 2019, on a découvert un glissement de terrain sur le cours principal du Fraser (près de Big Bar, au nord de Lillooet); il aura des répercussions sur la sous-population du cours supérieur du moyen Fraser de l'UC du moyen Fraser jusqu'à ce que le passage des poissons soit rétabli. Les chemins forestiers ont également été considérés comme la cause de glissements de terrain dans certains réseaux hydrographiques (Trombulak et Frissell, 2000), et des années et des décennies se sont écoulées avant que les effets cumulatifs sur la stabilité des pentes ne se concrétisent. Si les débris créés par les glissements de terrain ne sont pas atténués, les glissements de terrain risquent de décimer des dèmes entiers en coupant l'accès au gravier des frayères ou en l'enterrant.

Tableau 10. Facteurs limitatifs naturels évalués dans le cadre d'évaluation et de calcul des menaces du MPO pour le saumon coho du Fraser intérieur. Le risque de la menace d'un facteur limitatif est considéré comme faible, à moins qu'il n'existe des facteurs anthropiques externes qui en exacerbent les effets. Consulter le texte pour des renseignements détaillés sur chaque menace et le document MPO 2014b pour une description détaillée de chaque niveau. Le chiffre entre parenthèses qui suit le classement du risque de la menace représente le classement de la certitude causale.

Facteur limitatif	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace	Remarques
Conditions changeantes en mer	Attestée	Moyen-élevé	Très élevée	Moyen-élevé (1)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Exacerbé par le changement climatique; preuves historiques d'effets possibles
Conditions changeantes en eau douce	Attestée	Moyen-élevé	Élevée	Moyen-élevé (2)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Exacerbé par les changements climatiques qui modifient la température et le débit de l'eau
Concurrence	Attestée	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Exacerbé par les saumons cohos d'écloserie
Prédation	Attestée	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Exacerbé par les saumons cohos d'écloserie
Avalanches/glissements de terrain	Probable	Faible-moyen	Élevée	Faible-moyen (2)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Étroite	Exacerbé par la foresterie et les changements climatiques
Limites biologiques et physiologiques	Attestée	Faible	Très élevée	Faible (1)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Contraintes liées à la nature sémelpare et à la fécondité, contraintes thermiques, etc.
Parasites et agents pathogènes indigènes	Attestée	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable	Données insuffisantes sur les taux de transmission de maladies; peut être exacerbé par les poissons d'élevage et d'écloserie

4.4 ÉLÉMENT 11 : EFFETS ÉCOLOGIQUES POTENTIELS DES MENACES DÉCRITES À L'ÉLÉMENT 8 SUR L'ESPÈCE CIBLÉE ET LES ESPÈCES COEXISTANTES, EFFORTS DE SURVEILLANCE ACTUELS ET LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les espèces coexistantes sont généralement des prédateurs, des concurrents ou des proies (tableau 11), et elles ont toutes une relation différente avec les menaces qui peuvent avoir une incidence sur l'effectif ou le comportement du saumon coho. En général, les menaces auront un effet négatif sur les prédateurs si l'effectif du saumon coho diminue; toutefois, certaines menaces pourraient profiter aux prédateurs en modifiant le comportement du CFI ou sa capacité de percevoir les prédateurs. Les menaces possibles qui peuvent avoir un effet positif sur les prédateurs sont les effluents de métaux lourds qui ont une incidence sur les capacités chimiosensorielles du saumon coho ou certains niveaux de suspension des sédiments qui peuvent réduire la capacité du saumon coho de voir, mais sans toucher certains prédateurs, ce qui augmente alors la probabilité de réussite du prédateur. Les concurrents bénéficieront généralement d'un plus faible effectif du saumon coho, mais si un concurrent a des besoins similaires en ce qui concerne l'habitat ou les proies et que ces besoins sont touchés par d'autres menaces, il subira également des répercussions négatives. Dans le milieu marin, la productivité océanique des concurrents risque le plus d'être exposée à des menaces semblables à celles qui pèsent sur celle du saumon coho. Les répercussions sur la productivité océanique ont également une incidence directe sur les proies marines du saumon coho, qui bénéficieraient normalement d'une réduction de l'effectif du saumon coho.

La plupart des menaces qui pourraient avoir une incidence sur les caractéristiques de l'habitat pèseraient également sur de nombreuses espèces coexistantes. Par exemple, tous les prédateurs terrestres seraient concernés par des changements dans le bassin versant, comme une diminution des forêts ou une urbanisation accrue. Les arbres et la végétation riveraine sont aussi directement touchés, car ce sont les caractéristiques de l'habitat qui sont souvent détruites. Les changements du débit d'eau douce résultant des modifications des surfaces de captage, les infrastructures linéaires et l'utilisation de l'eau (p. ex., l'irrigation) auront une incidence, le plus souvent négative, sur toutes les espèces aquatiques. Certaines espèces introduites et envahissantes peuvent bénéficier de régimes de température plus élevés en eau douce parce qu'elles ont une tolérance physiologique aux températures élevées et qu'elles peuvent supplanter les espèces indigènes. Le ministère de l'Environnement effectue actuellement des relevés sur les espèces aquatiques introduites et a pris des mesures de gestion pour les éradiquer dans plusieurs réseaux hydrographiques.

La seule recherche fondamentale en cours sur le CFI est celle qui est effectuée dans le cadre des pêches commerciales et l'évaluation des stocks par le MPO. Les pêches commerciales sont une source de données sur les salmonidés coexistants et les autres prises accessoires. Le ministère de l'Environnement réalise des relevés sur de nombreuses autres espèces de truite et dulcicoles. La recherche sur les épaulards résidents du Sud augmente dans plusieurs universités et au MPO en raison de leur dépendance à l'égard des saumons. Aucun projet connu n'étudie directement les interactions entre de nombreux oiseaux et mammifères (tableau 11) et le CFI.

Tableau 11. Liste des espèces coexistantes, habitat général dans lequel elles se trouvent et leur relation avec le saumon coho. Le symbole ~ indique que cette interaction est probablement relativement faible. Ce tableau est d'ordre général et ne présente pas toutes les espèces coexistantes ou interactions possibles.

Espèce	Habitat	Interaction
Truite arc-en-ciel	Eau douce	Prédateur, concurrent
Truite fardée	Eau douce	Prédateur, concurrent
Ombles à tête plate	Eau douce	Prédateur, concurrent
Perchaude	Eau douce	Prédateur, concurrent
Espèces d'achigans	Eau douce	Prédateur
Sauvagesse du Nord	Eau douce	Prédateur, concurrent
Espèces de ménés	Eau douce	~Concurrent
Espèces de chabots	Eau douce	Prédateur
Ménomini des montagnes	Eau douce	~Concurrent
Marigane noire, crapet-soleil, crapets et autres	Eau douce	Prédateur
Invertébrés aquatiques	Eau douce	Proie, ~prédateur
Zooplancton d'eau douce	Eau douce	Proie
Juveniles d'espèces de saumons	Eau douce à océan	Concurrent, proie
Adultes d'espèces de saumons	Océan à eau douce	Concurrent
Naseux de la Nooksack	Bas Fraser	~Concurrent
Vison	Eau douce	Prédateur
Espèces d'ours	Eau douce	Prédateur
Loup	Eau douce	Prédateur
Végétation riveraine	Eau douce	Agent de recyclage
Meunier de Salish	Croissance dans le bas Fraser	~Concurrent
Aiguillat commun	Océan	Prédateur
Phoque commun	Estuaire, océan	Prédateur
Espèces d'otaries	Estuaire, océan	Prédateur

Espèce	Habitat	Interaction
Épaulard	Océan	Prédateur
Hareng du Pacifique	Estuaire, océan	Proie, prédateur, concurrent
Anchois	Océan	Proie, concurrent
Éperlan argenté	Estuaire, océan	Proie, concurrent
Lançon	Océan	Proie, concurrent
Capelan	Océan	Proie, concurrent
Sardine du Pacifique	Océan	Proie, concurrent
Espèces de calmars	Océan	Proie, compétiteur, prédateur
Espèces de sébastes	Océan	Proie, concurrent
Espèces de plies	Estuaire, océan	Proie, concurrent
Morue charbonnière	Océan	Prédateur, concurrent
Espèces de poissons-lanternes	Océan	Proie, concurrent
Merlu du Pacifique	Océan	Prédateur, concurrent
Balaou japonais	Océan	Proie
Goberge de l'Alaska	Océan	Proie, concurrent
Zooplancton marin	Océan	Proie
Grand Héron	Eau douce, estuaire	Prédateur
Espèces de harles	Eau douce	Prédateur
Martin-pêcheur d'Amérique	Eau douce	Prédateur
Espèces d'alcidés	Océan	Prédateur, concurrent
Espèces de cormorans	Estuaire, océan	Prédateur, concurrent
Espèces de sternes	Estuaire, océan	Prédateur
Espèces de plongeurs	Océan	Prédateur

5 OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

5.1 ÉLÉMENT 12 : OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT PROPOSÉS CONCERNANT L'ABONDANCE ET LA RÉPARTITION

Les objectifs de rétablissement recommandés pour l'UD du CFI comprennent à la fois des composantes d'abondance et de répartition selon le cadre SMART (stratégiques, mesurables, réalisables, atteignables et limités dans le temps) [DFO, 2011], le cadre de l'approche de précaution (DFO, 2005b) et d'autres documents d'orientation sur l'évaluation du potentiel de rendement (DFO, 2005a, 2014b). L'objectif final recommandé a été élaboré dans le contexte des objectifs de rétablissement antérieurs (ERCFI, 2006) et de l'analyse du CFI réalisée pour le MPO et la Commission du saumon du Pacifique (Decker *et al.*, 2014; Korman *et al.*, 2019). On a seulement utilisé les données sur les échappées de 1998 à 2016 (données actuellement accessibles) pour calculer l'objectif parce qu'il s'agit d'une modification majeure de la méthodologie d'évaluation (annexe 5).

L'ERCFI (2006) a proposé des objectifs de rétablissement fondés sur la théorie de l'écologie et de la conservation. Ces objectifs visaient à maintenir la viabilité et la diversité du CFI qui fraie naturellement. Ils incluaient l'aspect des sous-populations délimitées dans chaque UC (à noter que le COSEPAC utilise le terme « sous-population » pour désigner les UC, et qu'ici nous parlons des sous-populations comme d'une échelle de résolution plus élevée dans les UC, voir le tableau 2). Les délimitations étaient fondées sur la distance entre les frayères, la présence de grands bassins versants ou lacs, la présence d'obstacles partiels à la migration et certaines preuves génétiques limitées. La délimitation des zones à l'intérieur de chaque UC favorise la surveillance, la protection et l'application des mesures d'atténuation pour prévenir la perte de frayères dans les grands aspects spatiaux de chaque UC. La théorie de l'écologie qui sous-tend les délimitations des sous-populations est fondée sur le comportement d'errance. L'errance entre les groupes reproducteurs ralentit avec l'éloignement du cours d'eau natal (Quinn, 1993) et l'aménagement d'un habitat de fraie convenable (p. ex., distance entre les parcelles et connectivité) joue un rôle central dans la dynamique des métapopulations (Schtickzelle et Quinn, 2007). Par conséquent, le taux de recolonisation des frayères à la suite de la disparition locale et le risque global d'extinction sont liés à la proximité ou à la connectivité des cours d'eau.

Deux des objectifs de l'ERCFI comprenaient des objectifs précis en matière d'abondance et de répartition des géniteurs adultes, qui sont ensuite appelés objectifs à court et à long terme (tableau 12) dans cet Élément. L'objectif à court terme a été recommandé lorsque le statut du CFI selon le COSEPAC était « en voie de disparition » et représente donc un objectif de rétablissement immédiat conçu pour prévenir l'extinction ou la perte de la diversité génétique. L'objectif à court terme demeure peut-être encore l'objectif minimal, mais maintenant que le COSEPAC considère le CFI comme étant « menacé » (une amélioration par rapport au statut « en voie de disparition » [Irvine, 2002]), un objectif plus prudent à plus long terme pourrait offrir des résultats de gestion plus souhaitables en atteignant ce qui est considéré comme une UD du CFI rétablie dans les conditions environnementales actuelles. L'objectif à long terme de l'ERCFI est un exemple d'objectif réalisable et plus prudent. L'objectif à long terme est que la moyenne géométrique sur trois ans des échappées de saumons cohos d'origine naturelle dans toutes les sous-populations de chacune des cinq populations (UC) dépasse 1 000 individus. La moyenne triennale représente l'abondance moyenne par génération (trois années consécutives pour le CFI) et est utilisée pour lisser les variations annuelles et les influences des lignées dominantes et sous-dominantes qui peuvent exister. Plus précisément, la moyenne géométrique accorde moins de poids aux années d'abondance élevée qu'une moyenne arithmétique, ce qui favorise une approche plus prudente et garantit que la situation du rétablissement ne change pas sur la

base d'une seule grande montaison. La moyenne géométrique n'est pas non plus aussi prudente qu'une moyenne harmonique, qui est fortement influencée par les faibles effectifs de montaison et est utilisée principalement pour les taux moyens et non pour les abondances.

Tableau 12. Objectifs d'abondance et de répartition proposés pour l'UD du CFI. L'objectif à long terme de l'ERCFI est celui qui est proposé dans le présent rapport. L'astérisque (*) indique l'objectif recommandé.

Nom de l'objectif	Description
Objectif à court terme de l'ERCFI	La moyenne géométrique sur trois ans des échappées de poissons d'origine naturelle dans au moins la moitié des sous-populations de chacune des cinq populations doit dépasser 1 000 saumons cohos reproducteurs, à l'exclusion des poissons d'écloserie qui fraient dans la nature.
Objectif à long terme de l'ERCFI*	La moyenne géométrique sur trois ans des échappées de poissons d'origine naturelle dans toutes les sous-populations de chacune des cinq populations doit dépasser 1 000 saumons cohos reproducteurs, à l'exclusion des poissons d'écloserie qui fraient dans la nature.
Autres objectifs	La moyenne géométrique sur trois ans des échappées de poissons d'origine naturelle dans toutes les populations (UC) dépasse 80 % de B_{RMS} ou d'un autre point de référence (voir l'annexe 8).

L'objectif d'abondance est réparti au niveau de la sous-population et, par conséquent, implique un objectif de répartition qui suppose que les poissons occupent encore au moins certains affluents à ce niveau. Bien que cet objectif de répartition soit actuellement vague (dans le sens où des objectifs précis pour les cours d'eau ne sont pas définis), les mesures de surveillance et de gestion existantes se situent également au niveau de la sous-population (Decker et Irvine, 2013; Decker *et al.*, 2014) et il n'y a actuellement pas suffisamment de ressources pour effectuer la surveillance et l'évaluation à une répartition plus précise.

Étant donné que les sous-populations ont probablement des productivités et des capacités différentes, on s'attend à ce que l'effectif total de l'UD qui atteint l'objectif de sous-population soit supérieur à 11 000 (le produit de 1 000 et le nombre de sous-populations) en moyenne. Au départ, l'ERCFI a suggéré un objectif de 40 000 individus pour l'UD, selon une évaluation qualitative des données historiques. On a utilisé ici une analyse plus quantitative des données historiques pour déterminer ce que pourrait être l'objectif de l'UD.

L'objectif d'abondance au niveau de l'UD repose sur la probabilité que l'objectif de chaque sous-UD ait été atteint pour une abondance donnée de l'UD (figure 13). Les évaluations antérieures des objectifs de l'ERCFI ont utilisé des régressions de type logistique pour calculer différentes probabilités qu'un objectif de sous-UD ait été atteint pour les effectifs connus de l'UD (Decker *et al.*, 2014; Korman *et al.*, 2019). Un modèle linéaire généralisé a été utilisé avec une distribution binomiale de l'erreur de famille et une fonction de liens logit parce que le modèle est ajusté aux données binaires, c.-à-d. que soit tous les objectifs des UC ont été atteints (réussite), soit au moins un n'a pas été atteint (échec). Cette analyse a été effectuée en R (R Core Team, 2018) à l'aide du progiciel lme4 (Bates *et al.*, 2015). L'objectif d'abondance de l'UD a été approximé à 95 % (c.-à-d. $y = 0,95$) de la réussite de l'objectif de la sous-UD à partir de la sortie du modèle. Le 95^e centile représente une zone tampon à partir de l'échec de l'objectif de sous-UD le plus bas observé et un point atteignable, observé historiquement près de l'asymptote de la réussite à 100 % (figure 13).

L'ensemble de données incluait les échappées de poissons d'origine naturelle de 1998 à 2016. Pour les besoins de la présente analyse, l'effectif des remontes d'origine naturelle est défini comme étant la première génération de saumons cohos frayant dans les cours d'eau naturels. On a évalué l'effectif des remontes d'origine naturelle en soustrayant la contribution estimée des saumons d'écloserie avec et sans nageoire adipeuse de l'effectif des remontes de toutes origines. Les taux d'ablation de la nageoire adipeuse ont été déterminés dans le cadre de programmes sur le terrain et on les a appliqués à l'effectif des remontes de toutes origines pour estimer la contribution des saumons sans nageoire adipeuse; toutefois, l'effectif des remontes de saumons avec nageoire adipeuse nécessitait une classification plus poussée en saumons d'origine naturelle ou d'écloserie. L'effectif des remontes de CFI d'écloserie avec nageoire adipeuse a été estimé à partir des taux de survie, du stade du cycle de vie auquel le lâcher est effectué au stade d'adulte, et des taux d'exploitation des poissons avec nageoire adipeuse. Les taux de survie ont été estimés à l'aide des données de marquage-recapture pour les stades auxquels le lâcher des poissons porteurs d'une micromarque codée est effectué et des données de la base du Programme de marquage-recapture. On a ensuite soustrait la contribution des poissons d'écloserie avec nageoire adipeuse de l'effectif des remontes de poissons avec nageoire adipeuse pour estimer l'effectif des remontes d'origine naturelle. Cette méthode a été détaillée dans la section 2.1.4 de Parken *et al.*¹. Conformément à la description de l'objectif, les données ont été transformées en moyennes géométriques mobiles sur trois ans :

$$(1) \text{esc}_t = \prod_{t=1999}^{2015} (\text{esc}_{t-1}, \text{esc}_t, \text{esc}_{t+1})^{1/3}$$

où esc est l'échappée au niveau de la sous-population ou au niveau de l'UD pendant l'année de montaison t . L'objectif de l'UD ainsi obtenu a été estimé comme une abondance moyenne géométrique sur trois ans de **35 935** géniteurs d'origine naturelle. Idéalement, l'UD ne tomberait pas en dessous de cette moyenne sur trois ans les années suivantes, après l'avoir atteinte une première fois. Plusieurs autres objectifs envisagés sont présentés à l'annexe 8; toutefois, la plupart sont à $\pm 2\ 000$ géniteurs de la recommandation ci-dessus (tableau 36).

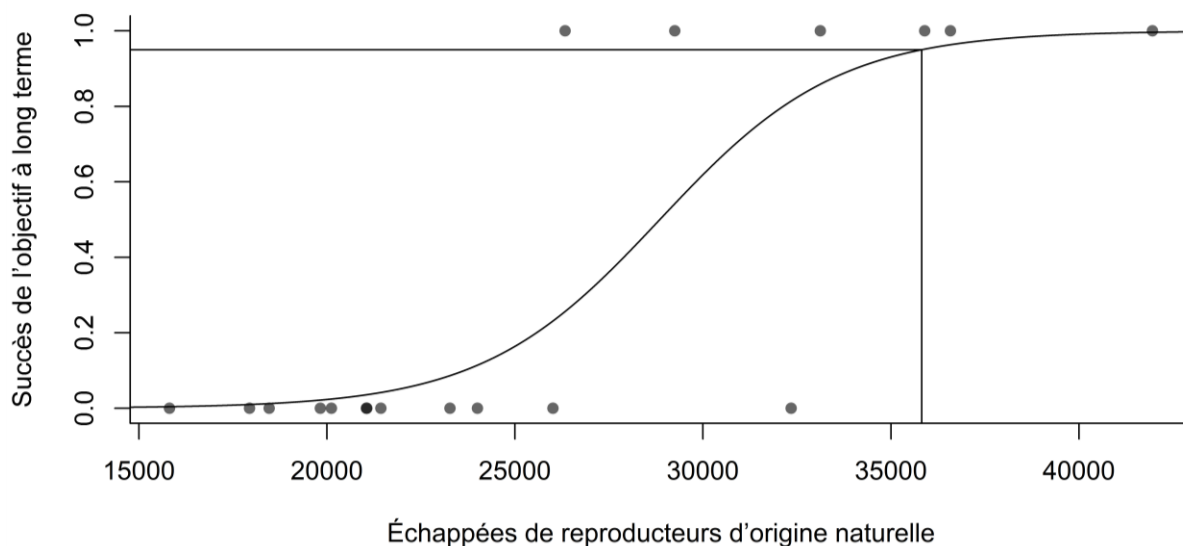


Figure 13. Objectif à long terme de l'ERCFI évalué au niveau de l'UD pour les géniteurs d'origine naturelle de 1998 à 2016. Régression du modèle linéaire généralisé à liens logit entre les échappées moyennes géométriques sur trois ans de géniteurs d'origine naturelle et la réussite ou non de l'objectif à long terme, c.-à-d. si la moyenne géométrique sur trois ans est supérieure à 1 000 dans les sous-populations. Les données sont celles des années de montaison 1998 à 2016. Les lignes perpendiculaires indiquent que la moyenne du 95^e centile de réussite se produit à 35 935 géniteurs.

L'objectif à long terme de l'ERCFI ne comprend pas de composante « limitée dans le temps » (obligatoire dans le cadre SMART), de sorte que le minimum par défaut de dix ans (qui englobe trois générations) sera utilisé dans les éléments ultérieurs. Il n'est pas recommandé de faire des projections sur plus de dix ans, parce que les données accessibles sur la relation stock-recrutement pour créer des estimations des paramètres et l'écart ne portent que sur 16 ans.

Le choix de l'objectif de rétablissement ne se limite pas au scénario présenté ici. Par exemple, le cadre d'évaluation de la Politique concernant le saumon sauvage utilise un ensemble complet de données sur la dynamique, les tendances, l'abondance, la répartition et la productivité de la population pour déterminer son état. Il est recommandé de tenir compte de tous ces aspects pour définir le rétablissement et fixer les objectifs. La productivité et la survie en mer/du stade de saumoneau à celui d'adulte en particulier sont des aspects importants à surveiller pour le CFI. Le passage du régime de productivité historique (élevée) au régime actuel (faible) empêche, dans une large mesure, le CFI d'atteindre de nouveau ses niveaux de montaison historiques. Des objectifs de productivité précis peuvent être utiles pour déterminer le statut de l'UD du CFI ainsi que sa capacité à survivre et à se rétablir. Plusieurs autres objectifs d'abondance envisagés se rapportent aux points de repère de 80 % de B_{RMS} découlant des analyses stock-recrutement qui fonctionnent au niveau de l'UC (annexe 8). Toutefois, les relations stock-recrutement ne sont solides que dans la mesure où les données sur lesquelles elles sont fondées le sont, et plusieurs problèmes possibles ou sources d'incertitude sont liés à l'ensemble de données sur le CFI. Il faudra revoir tous les modèles et objectifs à mesure que d'autres données seront accessibles ou que des conditions environnementales influenceront sur la dynamique sous-jacente de la population, comme un changement de la productivité ou de la survie.

5.2 ÉLÉMENT 13 : TRAJECTOIRES PROJETÉES DES POPULATIONS COMPTE TENU DES PARAMÈTRES ACTUELS DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS

5.2.1 Mises en garde et conditions

Certaines questions associées à l'ensemble de données sur le CFI doivent être prises en compte lors de l'extrapolation des résultats de l'ajustement des modèles et de la simulation prospective. Le principal problème tient au fait que les modèles utilisés pour estimer le taux d'exploitation (TE) suivent plusieurs hypothèses qui sont probablement incorrectes (PSCCWTW, 2008; CSP, 2013a), et que les modèles ne calculent pas l'erreur dans leurs estimations (voir les renseignements détaillés dans la section 4.1.4). Par conséquent, tout calcul rétrospectif du recrutement à partir des échappées est intrinsèquement incertain et peut être erroné. L'erreur et l'incertitude dans le recrutement seront ensuite reportées aux estimations de α' , le paramètre qui représente la productivité d'un stock de petite taille, ce qui aura également une incidence sur les estimations de β et de la capacité de charge. Plusieurs autres problèmes que l'on trouve souvent dans les ensembles de données sur les saumons sont présents, notamment l'incertitude dans les estimations des échappées et la répartition selon l'âge des recrues. La modélisation par simulation antérieure effectuée pour des UC du saumon kéta sur lesquelles les données sont limitées a révélé que l'incertitude dans les échappées et l'âge à la maturité, dans des fourchettes plausibles, avait des répercussions relativement mineures sur la précision et l'exactitude des points de repère fondés sur le stock-recrutement par rapport à la variabilité de la productivité sous-jacente et des TE, ce qui permet de penser que les estimations des paramètres pourraient résister relativement bien à l'incertitude de ces variables (Holt *et al.*, 2018). Toutefois, il faut bien comprendre que les

propriétés de toute modélisation effectuée avec l'ensemble de données sur le CFI, dans son état actuel, contiennent des incertitudes non prises en compte qui peuvent être majeures (p. ex., d'après le TE) ou mineures (p. ex., d'après les échappées ou l'âge à la maturité).

Une autre condition de l'extrapolation à partir de ces résultats est que le modèle suppose la stationnarité des paramètres et des covariables. La non-stationnarité peut toutefois découler des tendances de la productivité résultant des interactions biologiques ou environnementales. Par exemple, la productivité, la survie et la capacité de charge futures peuvent différer entre les périodes historique et récente parce que les écosystèmes réagissent de différentes façons aux changements climatiques, à la croissance continue de la population humaine, à l'influence génétique des poissons d'écloserie, au développement, à l'atténuation et à la restauration. Il serait utile d'effectuer une analyse capable d'intégrer une productivité variable dans le temps ou des prédictions des effets possibles du climat et du développement sur la survie et la capacité de charge à une échelle spatiale et temporelle fine si on disposait des données nécessaires. L'analyse suivante décrite dans la section 5.4 (Élément 15) présente différents niveaux de survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte et de mortalité par pêche sous la forme du TE (qui est principalement la mortalité par pêche accidentelle pour le CFI), mais même l'incertitude de cette évaluation peut être sous-estimée en raison des changements futurs et de la qualité des données.

Enfin, il y a aussi une complication liée aux poissons d'écloserie qui se reproduisent dans la nature. L'analyse suivante utilise le recrutement des poissons d'origine naturelle, mais les recrues d'origine naturelle peuvent avoir un ou deux parents nés en écloserie (c.-à-d. des parents élevés dans une écloserie qui sont remontés comme adultes nés en écloserie et ont ensuite frayé dans la nature). Les adultes nés en écloserie qui fraient dans la nature sont inclus dans l'échappée qui contribue au recrutement des poissons d'origine naturelle parce que tous les poissons produits dans la nature sont impossibles à distinguer lors de la montaison (à moins d'une analyse génétique, mais aucune analyse de ce genre n'a été effectuée). Dans les projections prospectives, les années d'ensemencement comprennent à la fois les géniteurs d'origine naturelle et ceux nés en écloserie, mais on suppose par la suite que la production des éclosiers est interrompue et que seules les recrues d'origine naturelle contribuent au recrutement ultérieur. On a également constaté que les poissons nés en écloserie avaient une valeur adaptative relativement plus faible que les poissons d'origine naturelle (Nickelson, 2003; Grant, 2012), mais cette condition n'était pas représentée dans la modélisation de la dynamique des populations.

Ici, la trajectoire de l'abondance de l'UD et la probabilité que le CFI atteigne l'objectif de rétablissement sont explorées à l'aide de modèles de stock-recrutement et de projections prospectives. Les modèles de stock-recrutement sont fréquemment utilisés pour évaluer la dynamique des populations de saumon et dans les projections prospectives (Holt et Bradford, 2011). Deux approches de modèles semblables et itératives ont été utilisées pour approximer la dynamique des populations du CFI (Korman *et al.*, 2019; Parken *et al.*¹). La plus récente évaluation (réalisée en 2018) a également fait appel à une analyse de simulation prospective pour évaluer la probabilité que l'UD atteigne un objectif de rétablissement (Korman *et al.*, 2019). L'évaluation récente présentait les résultats de trois modèles qui représentent chacun une hypothèse différente sur d'autres scénarios de la dynamique des populations (MPO, 2018). Ces scénarios ont été élaborés par un groupe de travail qui connaissait bien les données et le système, après l'examen du modèle original par le SCCS (MPO, 2018). Ces scénarios sont donc appelés ci-après « avis d'experts ». Les méthodes originales décrites par Korman et ses collaborateurs (2019) sont reproduites ci-après, en plus des éventuelles modifications.

Les estimations des paramètres pour α , β et γ (covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte) ont été obtenues à l'aide d'un modèle bayésien hiérarchique. Il a été

démontré que les techniques de modélisation hiérarchique intègrent plus d'information dans les estimations des paramètres que certaines techniques non hiérarchiques pour l'évaluation des stocks de poissons (Askey *et al.*, 2007; Forrest *et al.*, 2010). Cette approche peut aider à réduire l'incertitude dans les valeurs des paramètres pour les relations stock-recrutement lorsque les ensembles de données sont courts et bruyants et que les résultats sont synthétisés parmi plusieurs populations (Myers et Mertz, 1998; Myers, 2001; Michielsens et McAllister, 2004). Lorsque les espèces ou les populations partagent des paramètres démographiques communs (p. ex., productivité intrinsèque ou survie indépendante de la densité dans des environnements communs), la modélisation hiérarchique permet de mettre l'information en commun entre les populations, ce qui peut réduire l'incertitude dans les statistiques sur le stock-recrutement (Liermann *et al.*, 2010). Le cadre bayésien permet également de fixer des a priori informatifs en fonction de l'avis d'experts afin d'influencer les propriétés statistiques d'un modèle. L'utilisation d'a priori informatifs peut être utile pour donner un aperçu du comportement du modèle et de la dynamique des populations dans de petits ensembles de données sur le stock-recrutement qui ne contiennent pas toujours suffisamment d'observations à des effectifs élevés ou faibles pour permettre d'estimer avec précision les paramètres du modèle.

Lorsque l'analyse pour le présent rapport a été effectuée, le MPO n'avait pas connaissance de l'important glissement de terrain près de Big Bar sur le Fraser, dont les effets sur les saumons migrateurs n'avaient pas été étudiés. La majorité des CFI fraient dans les zones situées en aval du site du glissement de terrain de Big Bar, mais une sous-population (cours supérieur du moyen Fraser) fraie en amont du glissement de terrain. L'objectif de rétablissement suggéré était fondé sur le maintien d'au moins 1 000 géniteurs d'origine naturelle dans toutes les sous-populations. Par conséquent, l'objectif de rétablissement ne sera probablement pas atteint si le glissement de terrain de Big Bar constitue un obstacle à la migration de la sous-population du cours supérieur du moyen Fraser.

5.2.2 Préparation des données et du modèle

Les données proviennent de l'évaluation des stocks du Fraser effectuée par le MPO et les traitements sont les mêmes que ceux décrits à l'annexe 5. Les données comprennent les années d'éclosion 1998 à 2013 (années de montaison 2001 à 2017) parce que l'année d'éclosion de 2014 comptera également des recrues dans l'année de montaison 2018, pour laquelle on n'a pas encore vérifié les données sur les TE.

Reconstitution du recrutement

La répartition selon l'âge des adultes est un facteur important pour déterminer le nombre de recrues appartenant à une année d'éclosion donnée, car il faut connaître le nombre total de recrues pour estimer les paramètres de la productivité et de la capacité de charge. Comme il est expliqué dans l'Élément 3, la plupart (88 % en moyenne) des CFI remontent pour frayer en à l'âge 3_2 (1,1), après avoir passé un hiver comme œuf, un hiver comme tacon en eau douce et un hiver en mer. Pourtant, environ 12 % des tacons passent un hiver supplémentaire en eau douce et remontent à l'âge 4_3 (2,1). Certaines analyses ne tiennent pas compte de la structure selon l'âge, mais on dispose de suffisamment d'information sur l'âge du CFI pour établir la répartition des recrues selon l'âge en utilisant les données réelles ou en appliquant un certain type de moyenne.

Parken et ses collaborateurs¹ ont appliqué la proportion moyenne de poissons d'âge 3_2 ou 4_3 observée dans toutes les UC pour chaque année de montaison de l'UC, puis ont organisé les recrues en fonction de leur année d'éclosion. Ils ont choisi cette méthode parce qu'il n'y avait pas suffisamment de données pour dégager une tendance dans la répartition selon l'âge entre

les séries chronologiques dans les UC. L'hypothèse biologique sous-jacente est que la répartition selon l'âge des poissons en montaison demeure à peu près constante. Un problème possible lié à l'hypothèse d'une structure selon l'âge constante par année de montaison est que la production de recrues d'âge 3 dans les petites classes d'âge pourrait être surestimée parce que l'abondance des poissons d'âge 4 de la lignée précédente serait sous-estimée les années où une petite année est précédée d'une plus forte. Le biais possible d'une surestimation ou d'une sous-estimation du nombre de recrues appartenant à chaque année d'éclosion pourrait alors avoir une incidence sur les estimations des paramètres du stock-recrutement et entraîner d'importants effets d'autocorrélation.

Korman et ses collaborateurs (2019) ont supposé que la répartition selon l'âge fondée sur l'année d'éclosion était constante dans leur modèle, plutôt que la répartition selon l'âge des poissons en montaison. Ils ont proposé que l'hypothèse d'une répartition selon l'âge fondée sur l'année d'éclosion puisse être plus justifiable parce que la composition selon l'âge des saumoneaux est probablement déterminée par les conditions de l'habitat en eau douce. Toutefois, ils ont reconnu que la composition selon l'âge des remontes d'adultes par lignée peut dépendre de la survie relative des saumoneaux des deux groupes d'âge puisqu'ils arrivent dans l'océan différentes années. Ainsi, la variation de la survie pourrait générer une variabilité de la structure selon l'âge fondée sur l'année d'éclosion, mais il se peut qu'il n'y ait pas suffisamment de données pour prédire avec précision ces interactions. Par conséquent, l'hypothèse d'une répartition constante selon l'âge par lignée peut y avoir des effets indésirables de sous-estimation ou de surestimation des recrues; mais comme la classe d'âge dominante est celle des poissons d'âge 3_2 , la variance du nombre de recrues d'âge 4_3 attribuable aux taux de survie différents peut être minime parce que les niveaux d'abondance de ces recrues sont relativement plus faibles.

Une troisième façon de répartir les adultes en montaison selon l'âge et l'année d'éclosion consiste à appliquer directement les estimations accessibles de la proportion de chaque âge dans les remontes et à combler les estimations manquantes. Cette méthode ne suppose pas une répartition constante selon l'âge ou l'année d'éclosion. Cependant, on dispose d'échantillons d'écaillés (qui servent à déterminer l'âge des poissons) pour seulement trois UC (basse Thompson, Thompson Nord et Thompson Sud) dans la série chronologique, et les échantillons ne sont pas adéquats pour toutes les combinaisons UC-année pour ces UC. De plus, les échantillons d'écaillés n'ont pas toujours été prélevés de façon méthodologique dans tous les affluents d'une UC, ce qui fait qu'il y a un risque d'introduire un biais, particulièrement dans les petits échantillons. Pour éviter ce biais, on a retiré tous les échantillons (affluent-année) de 50 individus ou moins et utilisé une moyenne pondérée pour calculer la proportion moyenne de poissons d'âge 3_2 dans chaque UC-année et année, ainsi que la moyenne pour l'UD dans son ensemble. Pour les UC-années sans échantillon, on a appliqué la moyenne annuelle (c.-à-d. de toutes les UC avec données). Pour toutes les années sans échantillon, on a appliqué la moyenne globale de l'UD. On suppose ainsi, pour combler les données manquantes, que la proportion de recrues en montaison une année donnée covariera d'une UC à l'autre. Sur le plan biologique, cette covariance est possible si les modèles climatiques régionaux communs aux UC déterminent la proportion de juvéniles qui survivent et atteignent l'âge 4_3 ou déterminent la survie globale des poissons d'âge 3_2 et de 4_3 pour une année d'éclosion donnée. Lorsqu'on a retiré les échantillons de petite taille (50 individus ou moins), les coefficients de corrélation de Pearson entre chaque paire d'UC ayant des données étaient de 0,44, 0,52 et 0,78, qui sont considérés comme des degrés de corrélation modérés à élevés. Chacune des méthodes avec a priori s'appuie également sur les données sur l'âge déterminé au moyen d'écaillés, mais comprend un degré supplémentaire de séparation par rapport aux données; c'est pour cette raison et d'autres, décrites à l'annexe 9, que l'on a utilisé ici la troisième approche pour reconstituer le recrutement.

Estimations des paramètres de stock-recrutement

On a utilisé le modèle de Ricker pour estimer plusieurs paramètres des données sur le stock-recrutement, qui seront ensuite repris dans les projections prospectives. Des analyses antérieures du CFI ont comparé l'ajustement et le comportement d'autres fonctions de stock-recrutement (p. ex., Beverton-Holt, régression segmentée, Deriso, Power) et ont permis de constater que la fonction de Ricker produisait les estimations des paramètres les plus prudentes et raisonnables sur le plan biologique (Korman *et al.*, 2019; Parken *et al.*¹; Folkes *et al.*, 2005; Decker *et al.*, 2014). Le modèle et les méthodes qui suivent sont essentiellement fondés sur ceux qui ont été élaborés et rédigés par Korman et ses collaborateurs (2019), dont le modèle comprenait une covariable de l'indice du taux de survie du stade de saumoneau né en éclosion au stade d'adulte et prenait la forme de base suivante :

$$(2) \hat{R}_{i,a,t} = p_{i,a,t-a} \cdot S_{i,t-a} \cdot e^{\alpha_i + \gamma \cdot \ln(M_{t-1}) - \beta_i \cdot S_{i,t-a}}$$

où p est la proportion du recrutement produite par la même cohorte reproductrice en montaison à l'âge a ($a = 3, 4$) dans l'UC i issue de l'année d'éclosion $t-a$; S est le nombre total de géniteurs dans l'UC i l'année d'éclosion $t-a$; \hat{R} est le nombre prédit de recrues d'origine naturelle en montaison l'année t , de l'âge a et issues de l'année d'éclosion $t-a$; α est un terme relatif à la survie et la productivité maximales lorsqu'il n'y a pas d'effets dépendants de la densité ($S \rightarrow 0$) et lorsque la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (M_t) est de 1 (c'est-à-dire survie à 100 % du stade de saumoneau au stade d'adulte) pour chaque UC i ; β est un terme dépendant de la densité décrivant le taux de diminution de la log-survie avec une abondance croissante des géniteurs pour chaque UC i ; γ est le coefficient de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte commun à toutes les UC. La covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte a généralement une distribution logarithmique (figure 20b), ce qui explique pourquoi on prend le logarithme naturel dans l'équation. La covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte n'a pas non plus été normalisée afin de pouvoir exécuter le logarithme naturel sur les valeurs brutes et pour que l'effet de $\gamma \rightarrow 0$ lorsque $M \rightarrow 1$. Il convient de noter que la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (M_t) utilisée dans la prévision est un an avant le recrutement ($t-1$); on suppose donc que tous les saumons cohos passent un an en mer (ce qui semble raisonnable compte tenu des données sur l'âge). Le recrutement à partir d'une lignée donnée dépendra ainsi des taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte deux et trois ans après la fraie pour les poissons d'âge 3 et 4, respectivement.

Le recrutement total à partir d'une lignée est calculé comme la somme des recrues d'âge 3 et 4 au cours d'années consécutives selon la formule :

$$(3) \hat{R}_{i,by} = \hat{R}_{i,a=3,by} + \hat{R}_{i,a=4,by}$$

où $\hat{R}_{i,by}$ désigne le recrutement total prévu en montaison dans l'UC i , issu de l'année d'éclosion by .

Ce qui pourrait être interprété comme le fait que la productivité maximale, qui se produit lorsque l'effectif de géniteurs est faible, change chaque année selon la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte selon la formule :

$$(4) \alpha'_{i,t} = \exp(\alpha_i + \gamma \cdot \ln(M_t))$$

où $\alpha'_{i,t}$ est l'estimation de la productivité maximale par année pour l'UC i . Ce modèle suppose que la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte influe le plus sur la productivité lorsque le stock est de petite taille, n'ayant aucune interaction directe avec le paramètre de dépendance à la densité (β); toutefois, l'incidence sur la productivité se répercutera sur le recrutement à toutes les tailles du stock, comme les calculs de la capacité de charge ($\sim \alpha'/\beta$). Cela concorde

avec l'opinion selon laquelle la dépendance à la densité se produit pour le saumon (y compris le saumon arc-en-ciel) essentiellement pendant sa phase de croissance en eau douce. De plus, étant donné que la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte est fondée sur les saumoneaux d'écloserie qui n'ont pas connu les mêmes conditions en eau douce que les œufs, alevins et tacons d'origine naturelle, il se peut qu'il ne s'agisse pas d'une covariable forte des effets environnementaux en eau douce pour le stade de la ponte des œufs à celui de saumoneau. Les processus en action en eau douce sont également connus pour covarier à des échelles spatiales beaucoup plus petites que celles en jeu dans l'océan (Myers *et al.*, 1997). Par conséquent, en incluant une covariable pour la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte, la structure du modèle permet d'approximer la productivité pour une période future en remplaçant $\ln(M_t)$ dans l'équation 2 par \bar{M} , qui peut représenter la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte pour une période future.

Korman et ses collaborateurs (2019) ont également mis au point un modèle de Ricker avec mortalité anticompensatoire. Des effets d'Allee sont possibles s'il y a des effets négatifs disproportionnés aux petites échappées, comme des taux de prédation proportionnellement plus élevés ou une diminution du succès de reproduction en raison de la difficulté à trouver des partenaires. Le modèle dépendatoire comporte l'étape supplémentaire suivante :

$$(5) \hat{R}_{dep\ i,by} = \frac{S}{S+\delta} \cdot \hat{R}_{i,by}$$

où δ est l'échappée à laquelle le recrutement est réduit à 50 % de la valeur qu'il aurait eue sans mortalité anticompensatoire. Selon des recherches antérieures sur la viabilité des populations de saumon, des effets négatifs comme ceux causés par la perte de la diversité génétique ou par d'autres formes d'effets d'Allee, peuvent se produire lorsque l'effectif des populations tombe en deçà de 1 000 géniteurs (Bradford et Wood, 2004; ERCFI, 2006). Ainsi, pour cette analyse, on n'a pas estimé δ , mais on a supposé et fixé sa valeur à 1 000.

Pour chaque modèle, on a calculé les estimations des paramètres pour α , β et γ selon une méthode d'estimation bayésienne et supposé que les observations de $\ln(R/S)$ étaient des variables aléatoires à distribution normale ($\sim Normal$) avec les moyennes prédites par les modèles de recrutement décrits ci-dessus,

$$(6) \ln\left(\frac{R_{i,by}}{S_{i,by}}\right) \sim Normal\left(\ln\left(\frac{\hat{R}_{i,by}}{S_{i,by}}\right), \tau_i\right)$$

où (τ_i) est la précision estimée (inverse de la variance).

Lorsque les populations ont des paramètres démographiques communs, la modélisation bayésienne hiérarchique (HBM) permet de partager l'information entre les populations, ce qui peut réduire l'incertitude des paramètres de stock-recrutement. Dans ce modèle hiérarchique de stock-recrutement, on utilise simultanément les données sur le stock-recrutement pour toutes les UC de l'unité de gestion du CFI pour estimer les paramètres de chaque UC ainsi que les hyperparamètres qui définissent la distribution hyper a priori à laquelle les valeurs de productivité propres à l'UC apparaissent. À cette fin, les estimations des paramètres α_i pour chaque UC ont été tirées d'une distribution hyper a priori normale,

$$(7) \alpha_i \sim Normal(mu_\alpha, tau_\alpha)$$

où mu_α et tau_α représentent la moyenne et la précision de la distribution hyper a priori normale décrivant la variation de la productivité du logarithme naturel parmi les UC. Ces hyperparamètres sont estimés pendant l'ajustement du modèle. On a supposé que les estimations de τ_i et de β_i pour chaque UC étaient indépendantes et on a estimé γ comme un seul paramètre commun à toutes les UC. Korman et ses collaborateurs (2019) ont aussi ajusté

le modèle de Ricker de base (équation 2) en supposant que les α_i étaient indépendants pour évaluer l'effet de la structure de la modélisation bayésienne hiérarchique à des fins de comparaison, et ils ont constaté que la structure hiérarchique améliorait l'ajustement du modèle et expliquait davantage de variation.

L'approche de l'estimation bayésienne permet également d'établir des a priori informatifs afin d'intégrer les connaissances préalables des systèmes biologiques ou d'explorer la dynamique des populations dans des circonstances présumées dans le contexte de l'inférence statistique. Dans le cas du CFI, les effectifs actuels de géniteurs sont inférieurs à la moitié des effectifs historiques, ce qui a montré une dynamique surcompensatoire beaucoup plus faible. Les recherches les plus récentes qui ont été soumises aux processus du SCCS (Korman *et al.*, 2019) et analysaient le CFI proposaient une hypothèse selon laquelle la surcompensation n'est peut-être pas aussi importante chez le CFI que la forme fonctionnelle du modèle de Ricker de base l'indiquait. L'une des composantes de cette position était que les données étaient particulièrement éparpillées à des taux plus élevés d'abondance des géniteurs, ce qui fait qu'il est difficile d'estimer avec précision la capacité de charge. De plus, une lignée a persisté à une abondance de géniteurs relativement plus élevée et plus stable que les deux autres (figure 14), ce qu'on peut considérer comme une preuve d'une capacité supérieure à celle que le modèle de Ricker de base avait estimée initialement (Korman *et al.*, 2019). Pour en tenir compte, Korman et ses collaborateurs (2019) ont estimé les paramètres à l'aide d'un a priori informatif sur la capacité de charge (α' / β_i) dans un modèle de Ricker et un modèle de Ricker avec effet d'Allee, en plus d'estimer les paramètres à l'aide d'un modèle de Ricker avec des a priori vagues.

$$(8) \beta_i = (\alpha_i + \gamma \cdot \text{Ln}(\bar{M})) / (\text{cap}_i \cdot 1000)$$

On calcule la moyenne pour la distribution a priori sur cap pour l'UC i comme une augmentation de la capacité de charge, calculée selon des modèles de Ricker linéarisés propres à chaque UC calculés à l'aide de la vraisemblance maximale. L'a priori remplace l'a priori vague établi sur β dans le modèle de Ricker de base. Korman et ses collaborateurs (2019) ont utilisé une approche exploratoire pour déterminer l'ajustement minimal de la capacité de charge nécessaire pour amortir la dynamique surcompensatoire d'après l'avis d'experts (MPO, 2018) sur la fourchette des échappées observées depuis 1998. Toutefois, la précision de cet a priori a été réduite à 0,5 depuis l'itération de la recherche précédente (Korman *et al.*, 2019), afin de réduire les effets négatifs potentiels d'un a priori trop informatif. L'assouplissement de cette précision de l'a priori a donné des simulations prospectives à partir des deux rapports qui différaient, ainsi que des changements dans les estimations des paramètres médians. Toutefois, le comportement général de l'a posteriori est plus conforme à l'intention initiale de l'a priori, qui était de réduire la dynamique surcompensatoire et non seulement de contraindre les paramètres pour créer une capacité de charge plus élevée (comparer les figures de l'annexe 10 aux figures 17, 18 et 19). La précision du présent rapport a été choisie de manière à réduire au minimum la fréquence des ensembles de paramètres irréalistes (p. ex., ceux avec un $-\beta$ ou ceux qui ont causé une dynamique surcompensatoire biologiquement irréaliste; voir l'annexe 10) dans l'a posteriori tout en atténuant la surcompensation.

On reprendra ici les trois modèles utilisés dans la recherche la plus récente (Korman *et al.*, 2019) parce qu'ils ont déjà été examinés une fois et en raison du temps limité pour explorer d'autres modèles ou hypothèses. Les modèles sont ensuite définis comme suit.

- **Ricker** : Le modèle de Ricker (équation 2) avec des a priori vagues sur μ_α , τ_α , γ , β , et τ (tableau 13). Ce modèle n'inclut pas la mortalité anticompensatoire. Cette relation permet une surcompensation dans le recrutement à un stock de plus grande taille et repose uniquement sur la certitude des données pour estimer les paramètres. Par conséquent, ce

modèle suppose que les données sont exactes et précises même s'il existe une incertitude connue. Les modèles suivants intègrent les effets de scénarios hypothétiques.

- **Ricker-PriorCap** : Le modèle de **Ricker**, mais avec des a priori informatifs sur la capacité de charge (α' / β_i) servant au rétrocalcul de β_i . La moyenne de l'a priori sur la capacité de charge a été établie à 1,5 fois les capacités de charge des modèles de Ricker propres à chaque UC.
- **Ricker-Dep** : Le modèle **Ricker-PriorCap**, avec des a priori informatifs sur la capacité de charge et une étape supplémentaire (équation 5), avec le paramètre δ fixé à 1 000 par UC. Les a priori informatifs sur la capacité de charge exigeaient des moyennes de 1,75 fois les capacités de charge par rapport aux estimations des modèles de Ricker de base pour amortir les effets d'Allee supplémentaires.

Les modèles ont été ajustés à l'aide de WinBUGS (code source fourni à l'annexe 11, pseudocode fourni à la figure 15). On a utilisé des a priori vagues pour les paramètres du modèle (identiques à ceux utilisés par Parken *et al.*¹), sauf pour le paramètre β_i dans les modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep, qui est remplacé par l'a priori cap_i et l'équation 8 (tableau 13).

Pour ajuster les modèles, on a exécuté une méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCCM) sur 45 000 itérations, en rejetant les 25 000 premières afin d'éliminer tout effet « de rodage » et en conservant chaque dixième itération pour réduire l'autocorrélation. Trois chaînes ont été initialisées à partir de différents points de départ déterminés au hasard. La convergence des chaînes a été évaluée visuellement en inspectant les graphiques des traces des chaînes de Markov pour chaque paramètre, ainsi qu'en examinant les diagnostics de convergence de Gelman-Rubin (toutes les valeurs médianes de \hat{R} étaient inférieures à 1,01; tableau 14).

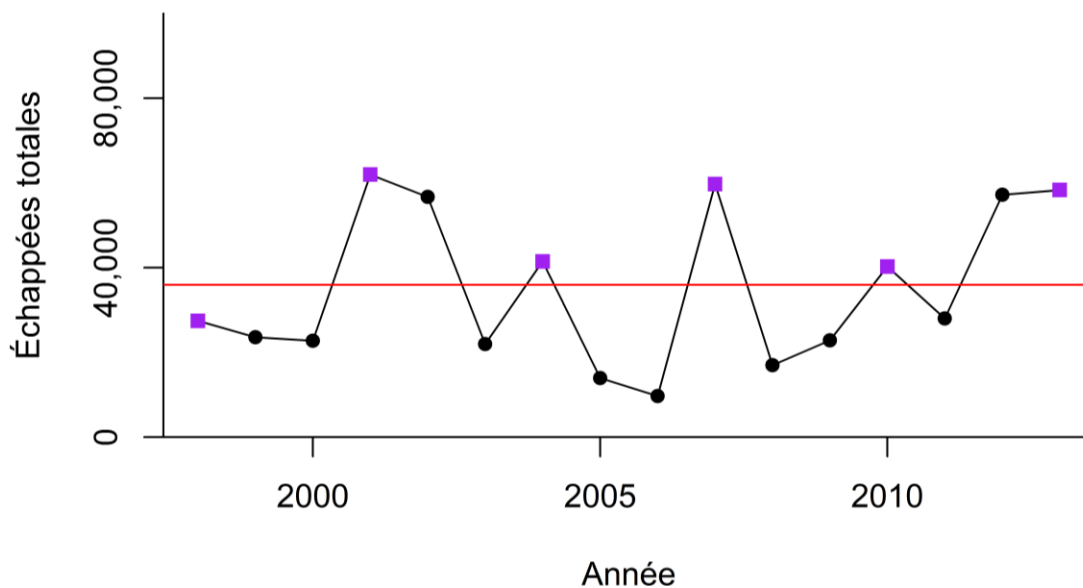


Figure 14. Échappées totales des CFI d'écloserie et d'origine naturelle dans le temps. Une lignée (carrés violets) dépasse constamment les deux autres depuis 1998.

Tableau 13. A priori des paramètres du modèle bayésien et descriptions des symboles. Mis à jour d'après Parken et al.¹

Paramètre	Description	A priori
$\ln(R/S)$	Fonction de vraisemblance	$Normal \sim (\ln(\widehat{R/S}), \tau)$
τ	Précision de la vraisemblance	$Gamma \sim (0.01, 0.01)$
α	Productivité du stock avant les effets de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	$Normal \sim (\mu_{\alpha}, \tau_{\alpha})$
β	Taux de la dynamique surcompensatoire en tant que fonction de l'abondance des géniteurs	$LogNormal \sim (1, 0.1)$
μ_{α}	Hyperparamètre de la moyenne α_i	$Normal \sim (1, 0.5)$
τ_{α}	Hyperparamètre de la précision de α_i	$Gamma \sim (0.1, 0.1)$
γ	Hyperparamètre de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte	$Normal \sim (0, 0.01)$
cap	Capacité de charge	$Normal \sim (cap_prior, 0.5)$
i	Indique un paramètre propre à l'UC	-
p	Proportion de poissons de l'âge a	-
a	Âge du géniteur, 3 ou 4	-
t	Année de montaison	-
by	Année d'éclosion	-

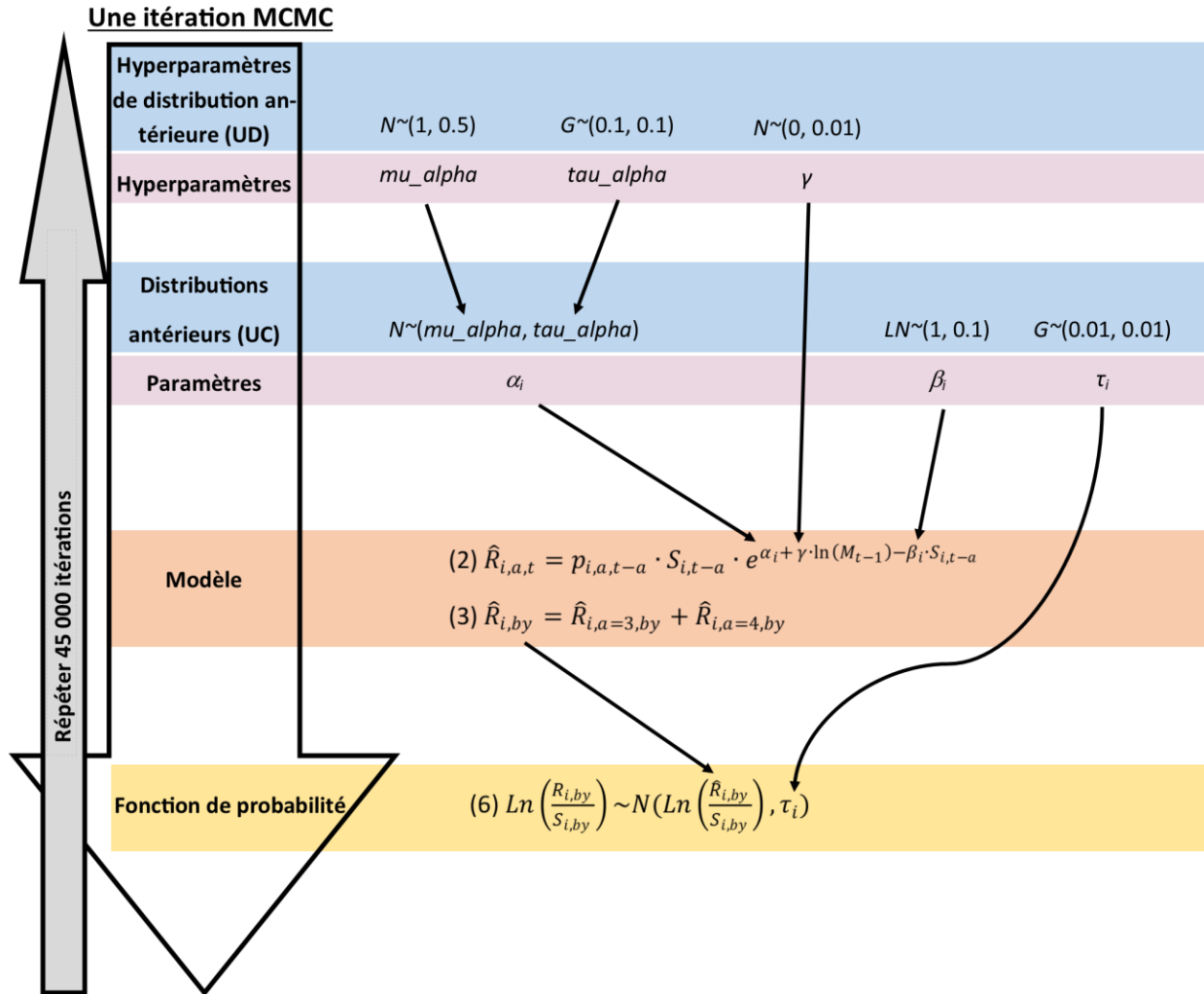


Figure 15. Pseudocode pour le modèle de Ricker bayésien hiérarchique avec des a priori vagues. A posteriori produit selon la méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCCM). Les définitions des symboles se trouvent dans le tableau 13. Les distributions hyper a priori et a priori sont en bleu; les hyperparamètres (sur lesquels reposent les distributions a priori ou qui sont communs aux UC) et les paramètres (qui sont propres aux UC) sont en rose; le modèle de base est en orange; et la fonction de vraisemblance se trouve dans une boîte jaune. On produit des estimations des paramètres a posteriori et des résidus (résultats) à la fin de chaque itération (c.-à-d. à la fin de la flèche vers le bas) et l'information est utilisée par l'itération suivante (chaîne de Markov).

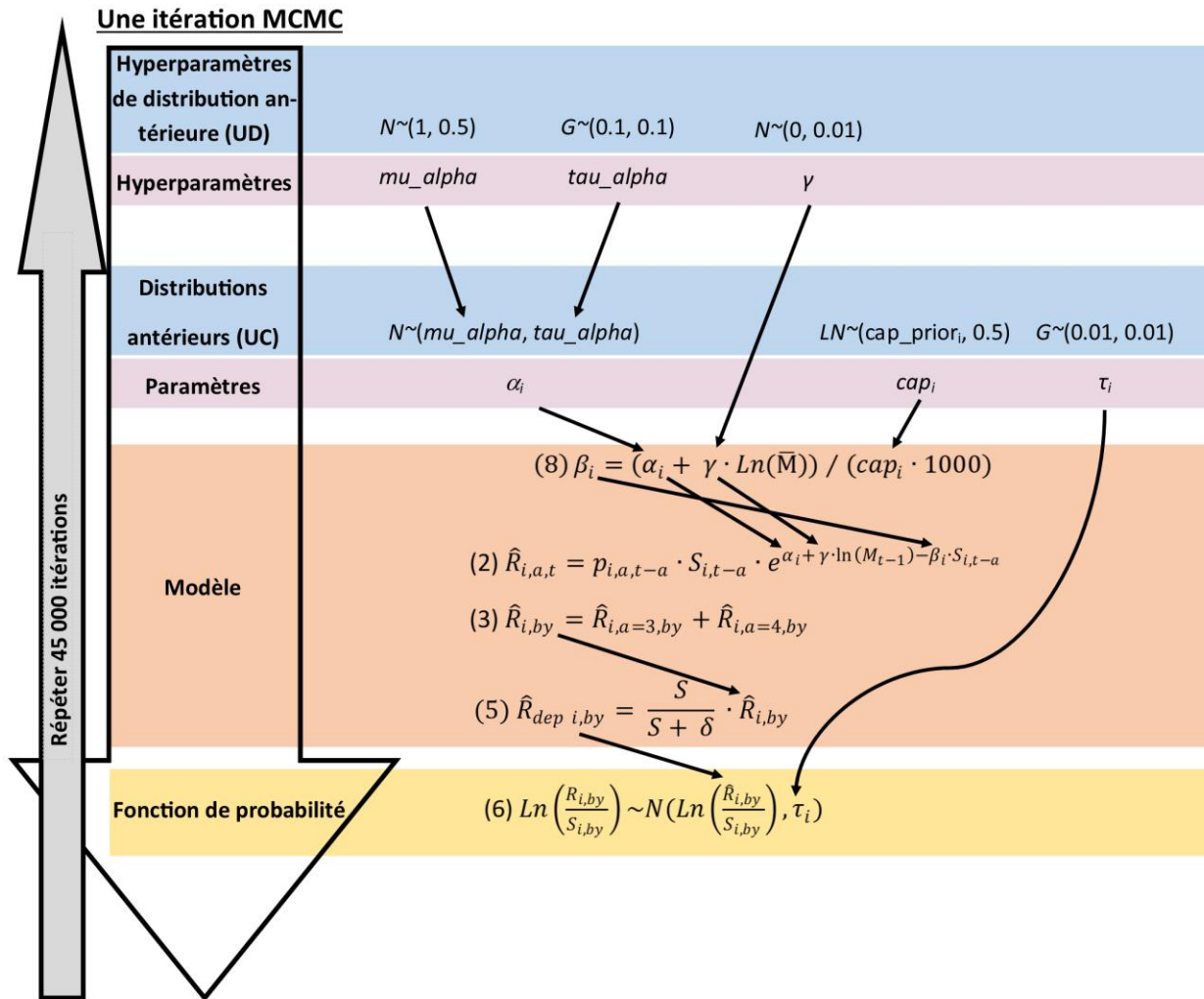


Figure 16. Pseudocode pour le modèle de Ricker bayésien hiérarchique avec a priori informatif sur la capacité de charge (modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep). A posteriori produit selon la méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCCM). Les définitions des symboles se trouvent dans le tableau 13 et la description de la figure, à la figure 15. Il convient de noter que δ est égal à 1 000 pour le modèle de Ricker-Dep, mais serait de 0 dans le modèle de Ricker-PriorCap.

Résultats de la modélisation et suggestions

Les résidus médians sur la série chronologique et par rapport aux valeurs ajustées ont été évalués pour étayer l'ajustement et le comportement du modèle (annexe 12). C'est dans les modèles avec des a priori informatifs sur la capacité de charge que l'ajout du paramètre γ a le plus amélioré l'homoscédasticité. On a toutefois observé des tendances et une légère autocorrélation temporelle au fil du temps dans les résidus de certaines UC. Les résidus des UC de la basse Thompson et du canyon du Fraser se sont le plus éloignés de la tendance globale et dans des directions apparemment opposées, ce qui pourrait s'expliquer par des événements biogéoclimatiques propres aux UC ou des effets anthropiques propres aux UC sur leur environnement dulcicole. Les résidus de l'UC du moyen Fraser ont également affiché une légère tendance à la hausse dans le temps. Les tendances et l'autocorrélation dans les résidus permettent de penser à une productivité variable dans le temps ou à une covariation environnementale supplémentaire qui n'a pas été représentée dans les modèles. Par exemple,

l'évaluation fondée sur la PSS a révélé que l'UC de la basse Thompson avait connu une augmentation constante de la production de saumoneaux depuis 1995, qu'il faudrait peut-être incorporer dans les analyses ultérieures du stock-recrutement (MPO, 2015).

Comme prévu, les deux modèles avec a priori informatifs avaient un comportement différent de celui du modèle de Ricker avec a priori vagues (figure 17, figure 18 et figure 19). L'UC du canyon du Fraser a été la moins touchée par les a priori informatifs des modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep, mais elle était la plus susceptible d'avoir des limitations de l'habitat en raison du petit nombre de réseaux hydrographiques utilisés ou présumés être utilisés par le CFI lors de la fraie (figure 5). Les modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep comportaient tous les deux moins de paramètres efficaces que le modèle de Ricker vague (tableau 14). Le modèle de Ricker-PriorCap présentait les estimations les plus basses de la médiane des paramètres μ_α et β . Le modèle de Ricker-Dep présentait la médiane la plus élevée de μ_α , probablement parce qu'il compensait les effets d'Allee présumés, qui avaient peu de valeurs de géniteurs inférieures à 1 000 auxquelles ajuster les effets. Les estimations des médianes du paramètre β dans le modèle de Ricker-Dep se situaient entre celles des deux autres modèles et, combinées aux valeurs élevées des alphas, ont produit des capacités de charge proches de celles du modèle de Ricker-PriorCap (comme prévu). Les capacités de charge médianes des modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep étaient en moyenne 1,57 et 1,47 fois plus élevées que celles du modèle de Ricker avec a priori vagues sur les capacités de charge médianes.

Les modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep surestimaient également les recrues pour des effectifs élevés de géniteurs dans l'UC de la Thompson Nord comparativement au modèle de Ricker de base. Il s'agissait d'un comportement probable du modèle attribuable aux a priori informatifs qui visaient à atténuer la dynamique surcompensatoire. Toutefois, il est peut-être plus justifié de souligner que cette tendance n'était pas aussi apparente dans les autres UC, ce qui laisse entendre que les modèles correspondent aux données malgré les a priori informatifs conçus pour modifier leur comportement statistique.

De futures collectes et analyses des données pourraient permettre de répondre aux préoccupations observées en ce qui concerne la distribution non uniforme des résidus et la qualité des données. Voici quelques suggestions.

1. Poursuivre la collecte de données sur les effectifs de géniteurs, les TE et les aspects biologiques afin d'accroître l'ensemble de données parce que les données sur l'UD sont actuellement limitées. Un contraste accru, en particulier lorsque l'effectif des géniteurs est plus élevé, améliorerait l'estimation des paramètres (p. ex., autour de la capacité de charge) et permettrait d'ajouter des covariables. Un effort accru d'échantillonnage d'écaillés, tant sur le plan du nombre de réseaux hydrographiques que celui du nombre d'échantillons, renforcerait la confiance dans la reconstitution du recrutement en fonction de l'âge.
2. Améliorer les estimations de l'exploitation et l'incertitude entourant ces estimations. Les programmes actuels de surveillance des pêches ont des taux d'échantillonnage très faibles pour récupérer les micromarques codées ou tout autre type d'identificateur du stock (p. ex., étiquettes à transpondeur intégré passif, étiquetage axé sur la parenté) et estiment de façon incomplète le nombre de saumons cohos gardés et relâchés dans les périodes et les zones de pêche. Il est nécessaire d'améliorer les programmes de surveillance des pêches pour améliorer les estimations des TE et réduire l'incertitude connexe. Il pourrait aussi être nécessaire de modifier les techniques de modélisation actuelles des TE afin qu'elles représentent mieux les pêches sélectives de poissons marqués.
3. Inclure l'incertitude composée dans les données (l'échappée et le recrutement) afin de pouvoir représenter davantage l'incertitude dans les modèles. Une analyse de modélisation des erreurs dans les variables serait utile parce que les estimations des prises et des

échappées comportent des erreurs, ce qui empêche d'estimer avec exactitude la productivité des stocks, la capacité de charge et les effets des covariables.

4. Étudier l'utilisation de covariables supplémentaires ou de recharge pour décrire la variabilité inexpliquée, l'autocorrélation temporelle et les tendances temporelles de la productivité. Ces covariables pourraient représenter la contribution des poissons d'écloserie ou la proportion de l'influence naturelle, la production de saumoneaux et divers facteurs propres au milieu dulcicole. Certaines UC (p. ex., le canyon du Fraser) pourraient comprendre des tendances de la productivité variables dans le temps ou des modèles qui intègrent les différences (non stationnaires).
5. a) Explorer d'autres types de modèles. Des comparaisons supplémentaires des résultats obtenus avec des modèles de vraisemblance maximale non bayésiens donneraient également une idée du rendement relatif et de l'influence de l'approche bayésienne souvent plus complexe.
b) Intégrer des aspects plus précis des métapopulations dans d'autres modèles après avoir recueilli des données supplémentaires, p. ex., appliquer la dynamique stock-recrutement à des niveaux de population ou de sous-population plus précis ou assouplir les hypothèses de productivité semblable en utilisant des modèles partiels ou non hiérarchiques.

Tableau 14. Estimations du rendement médian de trois modèles stock-recrutement de Ricker, avec et sans une covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte. Le modèle de Ricker a des a priori vagues, les modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep ont des a priori rigoureux sur β et le modèle de Ricker-Dep inclut également l'effet d'Allee. \hat{R} est le facteur de réduction d'échelle potentiel, utilisé ici comme diagnostic de convergence. pD est le nombre de paramètres efficaces. CID est le critère d'information de la déviance et peut être utilisé comme paramètre pour déterminer l'ajustement du modèle, un CID plus bas équivalant à un meilleur ajustement statistique.

Modèle	\hat{R}	pD	CID
Ricker	1,002	14,7	159,1
Ricker-PriorCap	1,001	9,08	172,7
Ricker-Dep	1,003	9,21	181,9

Tableau 15. Estimations des médianes des paramètres et leurs intervalles de crédibilité de 0,1 à 0,9 (entre parenthèses) d'après trois modèles stock-recrutement de Ricker. Le modèle de Ricker a des a priori vagues. Les modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep ont des a priori rigoureux sur la capacité de charge, ce qui a une incidence sur l'estimation de β , et le modèle de Ricker-Dep comprend également un effet d'Allee présumé. Il y a des estimations propres aux UC pour α et β , et μ_α et γ sont les hyperparamètres communs aux UC dans le modèle hiérarchique bayésien. Il convient de noter que les estimations des médianes des paramètres ne sont pas nécessairement un ensemble de la distribution a posteriori et qu'elles ne peuvent pas être utilisées indépendamment pour produire des projections ou des analyses ultérieures. Il convient également de noter que $\alpha \neq \alpha'$, soit la productivité maximale à l'origine (voir l'équation 4). L'ensemble de la distribution a posteriori est disponible sur demande.

Modèle	Paramètre	Moyen Fraser	Canyon du Fraser	Basse Thompson	Thompson Nord	Thompson Sud
Ricker	α	2,39 (1,7-3,08)	2,6 (1,85-3,37)	2,47 (1,78-3,18)	2,55 (1,88-3,26)	2,41 (1,69-3,13)
	β	0,00012 (0,00007-0,00017)	0,00032 (0,00022-0,00043)	0,00012 (0,00008-0,00017)	0,00008 (0,00006-0,0001)	0,00009 (0,00005-0,00013)
	γ	-	-	0,36 (0,21-0,51)	-	-
	μ_α	-	-	2,46 (1,76-3,16)	-	-
Ricker-PriorCap	α	2,26 (1,47-2,98)	2,56 (1,69-3,37)	2,43 (1,63-3,15)	2,46 (1,65-3,18)	2,29 (1,49-3,04)
	β	0,00007 (0,00004-0,00011)	0,00028 (0,00015-0,0004)	0,00008 (0,00005-0,00013)	0,00004 (0,00003-0,00007)	0,00005 (0,00003-0,00008)
	γ	-	-	0,37 (0,19-0,52)	-	-
	μ_α	-	-	2,36 (1,57-3,09)	-	-
Ricker-Dep	α	2,5 (1,69-3,31)	2,78 (1,89-3,7)	2,59 (1,77-3,41)	2,45 (1,64-3,25)	2,44 (1,61-3,25)
	β	0,00009 (0,00006-0,00012)	0,0003 (0,00016-0,00043)	0,00009 (0,00006-0,00014)	0,00004 (0,00003-0,00006)	0,00006 (0,00004-0,00009)
	γ	-	-	0,34 (0,17-0,52)	-	-
	μ_α	-	-	2,52 (1,72-3,31)	-	-

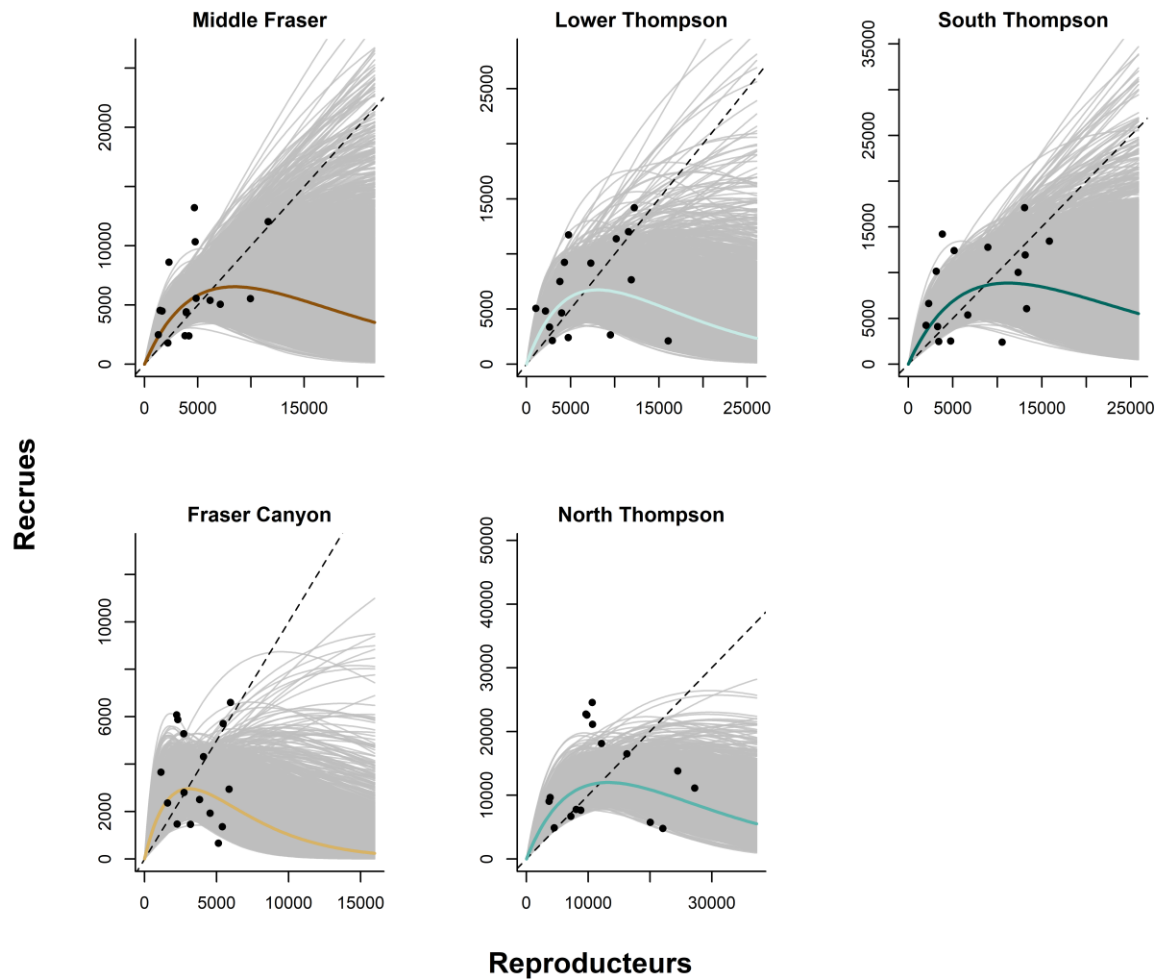


Figure 17. Comportement du modèle de Ricker avec a priori vagues à la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte (0,010). Les lignes épaisses en couleur sont le résultat d'une combinaison des valeurs des médianes des paramètres. Les lignes grises minces sont chaque ensemble de paramètres a posteriori et représentent l'incertitude dans les estimations des paramètres et le comportement du modèle. Les points noirs sont les données observées, qui ne sont pas nécessairement le résultat des valeurs moyennes de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte. La ligne tiretée noire est la ligne de remplacement 1:1 S:R.

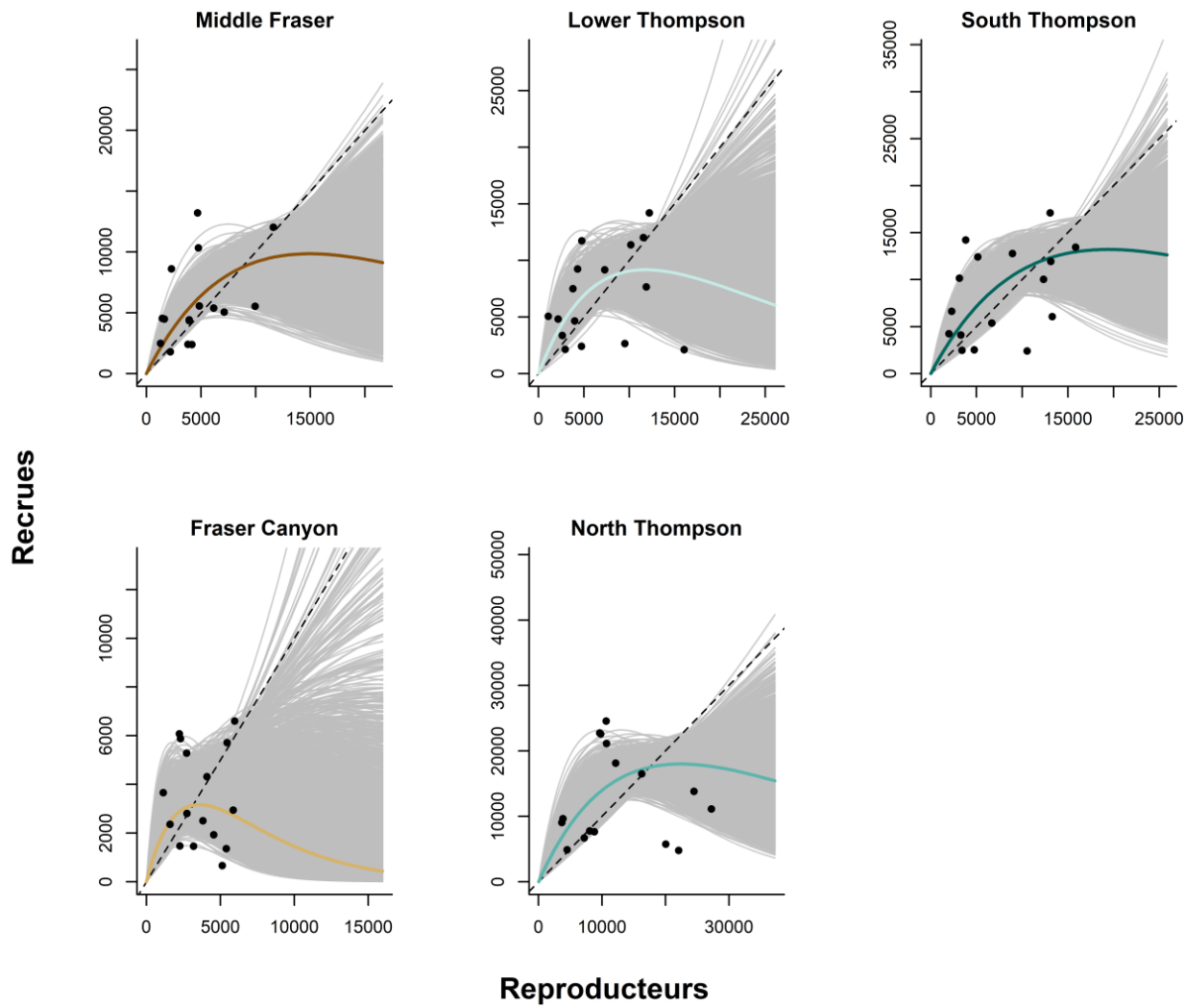


Figure 18. Comportement du modèle Ricker-PriorCap avec a priori informatif sur la capacité de charge à la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte de 0,010. Voir la légende détaillée de la figure 17.

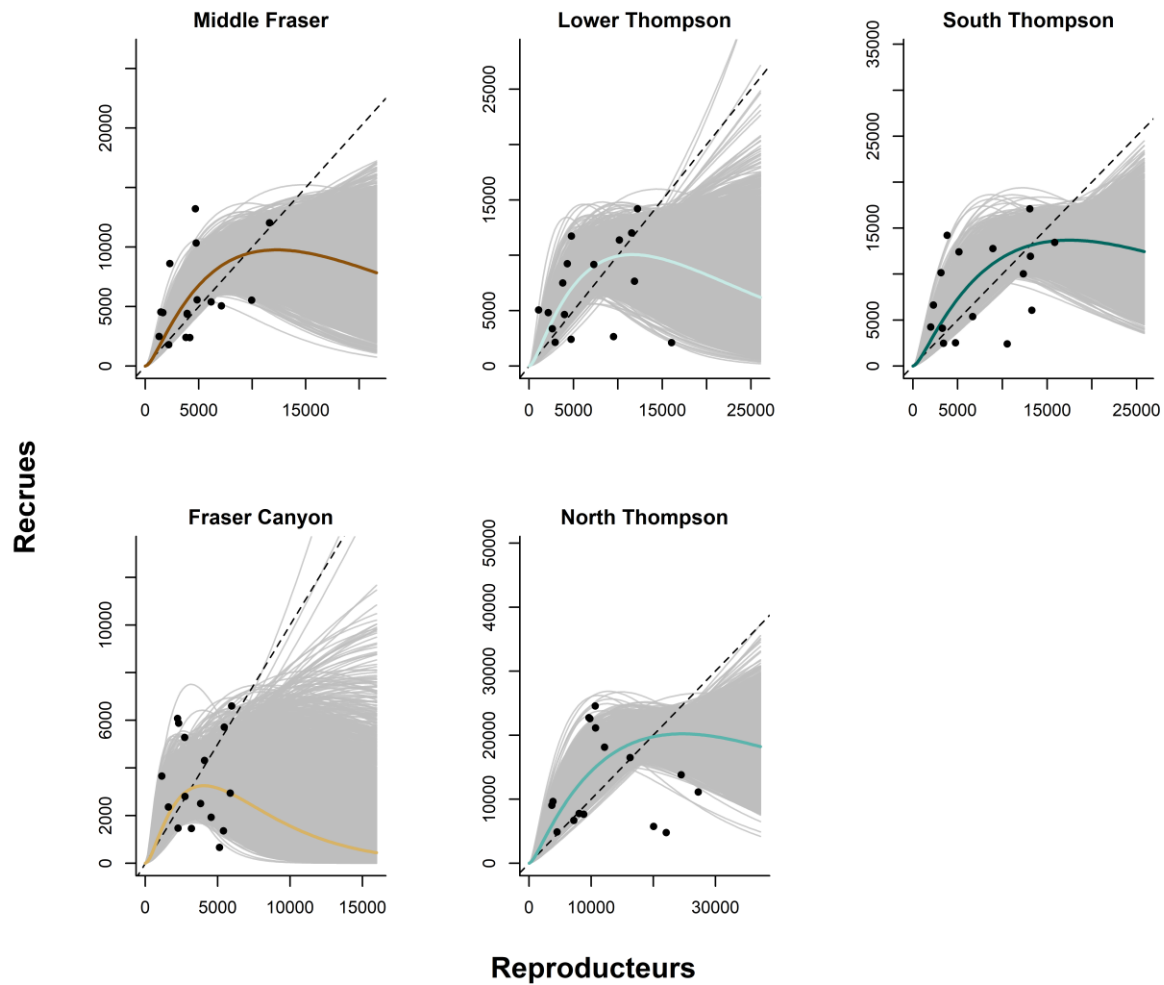


Figure 19. Comportement du modèle Ricker-Dep avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique d'Allee présumée à la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte maintenu à la moyenne (0,010). Voir la légende détaillée de la figure 17.

5.2.3 Projection prospective et évaluation de la probabilité de rétablissement

La trajectoire de l'abondance et la probabilité que l'UD du CFI atteigne l'objectif de rétablissement ont été évaluées à l'aide de projections prospectives de l'échappée d'après la sortie des trois modèles décrits précédemment. Étant donné que l'on a utilisé seulement 16 années de données pour estimer les paramètres et déterminer la variabilité dans l'a posteriori, les projections portent uniquement sur dix années supplémentaires. Les modèles ont été exécutés pour 500 essais fondés sur la méthode Monte Carlo. On a estimé que 500 essais étaient suffisants pour refléter des attentes et des incertitudes stables dans les paramètres de rendement (c.-à-d. que l'erreur-type dans les paramètres entre les simulations exécutées pour 500 essais était $\leq 3\%$). Chaque essai a été alimenté à l'aide des quatre dernières années de données sur les échappées (2014-2017) parce que la première année simulée comprendrait des poissons d'âge 4_3 de 2014 et des poissons d'âge 3_2 de 2015. Les remontes projetées se situent ainsi entre 2018 et 2027. On a remplacé la proportion de poissons de l'âge a provenant de l'UC i l'année t dans l'équation 2, $p_{i,a,t-a}$, par $\bar{p}_{i,a}$, où \bar{p} est la proportion moyenne de poissons de l'âge a ($a = 3, 4$) dans l'UC i . Comme M_i (survie du stade de saumoneau au stade d'adulte de l'équation 2) n'est pas la même pour les poissons d'âge 3 et 4, l'utilisation d'un \bar{p} constant donnera une distribution variable selon l'âge des recrues en fonction de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte des poissons d'âge 3 et 4.

Pour chacun des 500 essais fondés sur la méthode Monte Carlo de chaque simulation, on a échantillonné les paramètres et les covariables à partir de l'a posteriori commun, puis on les a fait varier annuellement pour imiter les tendances et la variabilité observées dans les modèles. Les ensembles de paramètres des valeurs de α , β et γ avec l'UC pour chaque essai ont été tirés au hasard de l'a posteriori commun du modèle spécifié. Des écarts aléatoires simulés ont ensuite été appliqués à chaque année d'un essai pour refléter l'ampleur des écarts interannuels pour chaque UC par rapport à la moyenne de l'UD, ainsi que l'étendue de la covariation dans les écarts aléatoires pour chaque UC avec la tendance commune entre les UC.

Pour chaque année d'essai, on a tiré une valeur de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte selon une distribution log-normale (*Log Normal*~(-4,58, 0,447)) fondée sur la moyenne du log naturel (-4,58, c'est-à-dire survie du stade de saumoneau au stade d'adulte = 0,010) et de l'écart-type du log naturel (0,447) dans les données après l'année d'éclosion 1999 (soit les années d'éclosion 2000 à 2013), qui se situe après le dernier pic de survie et représente la variabilité plus faible (état stable) observée dans la survie ces dernières années. Cette décision a été prise parce que le passé récent est probablement plus représentatif que l'avenir immédiat. Aucune autocorrélation n'a été détectée dans les données, et donc aucune n'a été ajoutée pour la sélection aléatoire de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte dans le temps (chaque année d'essai). Les valeurs de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte échantillonnées aléatoirement étaient également liées par 0,0027 et 0,0671, qui sont de 10 % inférieures et supérieures aux limites historiques (1984 à 2013) observées (0,003 à 0,061), respectivement.

L'échappée a été calculée à partir des poissons d'âge 3 et 4 après l'application d'un TE. Une valeur du TE pour chaque année de montaison a été tirée d'une distribution bêta (*Beta*~(4,08, 28,58)) fondée sur la moyenne (0,125) et l'écart-type (0,057) des données après l'année de montaison 1998, qui suit d'importants changements de la réglementation sur les pêches et représente la période la plus récente et la plus stable (à l'exception de l'année de montaison 2014). Les valeurs échantillonnées à partir d'une distribution bêta sont naturellement liées entre 0 et 1.

On a appliqué les valeurs du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du TE échantillonnées aléatoirement ayant servi à prédire le recrutement et l'échappée des poissons

d'âge 4 de l'année d'éclosion t pour prédire le recrutement et l'échappée des poissons d'âge 3 de l'année d'éclosion $t+1$ parce que les conditions océaniques et les pressions liées à la récolte sont les mêmes que celles de la classe d'âge plus jeune de l'année d'éclosion suivante, respectivement. De ce fait, seule une nouvelle valeur de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du TE pour les poissons d'âge 4 a été tirée pour chaque année d'un essai, et on a assigné les valeurs de l'échantillon précédent aux poissons d'âge 3. Aucune autocorrélation n'a été détectée dans les ensembles de données sur la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte ou sur les TE, de sorte qu'aucune n'a été appliquée dans la simulation prospective.

Un seuil de quasi-disparition du pays a également été utilisé dans chacune des simulations du modèle. Les grands effets lorsque les effectifs sont très faibles peuvent résulter à la fois d'effets génétiques (consanguinité) et de la dynamique des populations, y compris des effets démographiques dépensatoires qui comprennent des variations aléatoires du sex-ratio, la capacité de trouver des partenaires dans l'espace et le temps, ainsi que des taux de prédation proportionnellement plus élevés à faible effectif qu'à fort effectif. Ces processus peuvent effectivement faire disparaître des populations. La possibilité d'effets incertains et néfastes à très faible effectif peut être atténuée en incluant un seuil de quasi-disparition du pays dans la simulation prospective. Dans le cas des saumons, on définit habituellement le seuil de quasi-disparition du pays comme la présence de 100 géniteurs ou moins dans toutes les lignées de cycle consécutives d'une génération complète (Bradford et Wood, 2004; Holt et Bradford, 2011), qui est de trois ans pour le CFI. Ainsi, si un essai produit trois années consécutives d'échappée (après l'application du TE) de 100 géniteurs ou moins dans une UC, on considère que cette UC est disparue du pays (échappée de 0) pour le reste de cet essai.

Le code source pour l'analyse de simulation prospective est fourni à l'annexe 11.

Paramètres de rendement de la population par combinaison moyenne de modèles

On a de plus en plus recours à l'inférence multi-modèle, car elle réduit le risque de choisir le « mauvais » modèle et peut incorporer l'incertitude résultant de multiples hypothèses sur le comportement du modèle (Ianelli *et al.*, 2016; Anderson *et al.*, 2017). Ici, les résultats de la simulation de Monte Carlo de chaque modèle sont combinés et ont un poids égal, car les auteurs du présent rapport ne sont pas parvenus à un consensus sur les vraisemblances relatives de chaque modèle et les méthodes de l'analyse des critères d'information pour la pondération n'étaient pas appropriées parce que les a priori informatifs avaient été établis de sorte qu'une diminution de l'ajustement statistique soit probable. Il a également été décidé d'accorder un poids égal parce que le rapport précédent (DFO, 2018b) ne favorisait pas l'hypothèse proposée, qui peut être considérée comme un avis d'experts.

Après avoir combiné les échappées des essais de chaque modèle, on a calculé trois paramètres de rendement de la population.

1. **Réussite finale** : On a calculé l'échappée moyenne géométrique finale sur trois ans à l'échelle de l'UD pour chaque essai et on lui a attribué une valeur de 1 si elle atteignait ou dépassait l'objectif de 35 935 et de 0 en cas d'échec. La réussite finale est exprimée en pourcentage des essais de simulation qui ont été couronnés de succès (valeur de 1).
2. **Pourcentage de trajectoires positives** : On a calculé la variation en pourcentage de l'abondance sur dix ans pour chaque essai de la même façon que dans la section 2.2.3 (Trajectoires à long terme et récentes des populations). Si la variation en pourcentage d'une population était positive, on lui attribuait une valeur de 1. On indiquait alors le pourcentage de trajectoires positives.

-
3. **Variation en pourcentage** : La variation médiane en pourcentage sur dix ans, obtenue à partir du calcul ci-dessus, était indiquée, ainsi que les 10^e et 90^e quantiles, qui représentaient l'intervalle d'incertitude de 80 %. La variation en pourcentage fournit le contexte de l'ampleur possible de la trajectoire et rend mieux compte de l'incertitude supplémentaire que la simple proportion des mesures des essais.

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a adopté des catégories de certitude⁶ (Mastrandrea *et al.*, 2010) qui ont servi à communiquer les résultats dans un langage plus descriptif et compréhensible.

Résultats

Les résultats des simulations prospectives par combinaison moyenne de modèles à pondération égale sont présentés, mais il est important de rappeler les mises en garde concernant l'incertitude. Bien que le cadre du modèle représente l'incertitude inhérente à un ensemble de données aussi court et variable sur le stock-recrutement, d'autres sources d'incertitude n'ont pas nécessairement été prises en compte. L'incertitude dans ces estimations peut donc être sous-représentée.

Aux taux moyens actuels d'exploitation (0,125) et de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (0,010), la proportion de réussite finale dans les essais était de 41 %. Le pourcentage de trajectoires positives était de 50 %, probablement en raison de l'hypothèse entourant la stationnarité des paramètres et de la covariable. La variation médiane en pourcentage sur dix ans était de 0 %, l'intervalle d'incertitude de 80 % se situant entre -29 % et 29 %. Il convient de noter que cette variation en pourcentage sur dix ans est inférieure à la moyenne de l'UD estimée d'après la tendance récente dans la section 2.2.3 (Trajectoires à long terme et récentes des populations). Par conséquent, l'atteinte de l'objectif de rétablissement d'ici dix ans et une croissance positive de la population dans les conditions actuelles sont « à peu près aussi probables qu'improbables⁴ » (c.-à-d. aussi probables qu'une croissance négative de la population). Il est possible que la population reste stable (sans diminution ni augmentation), mais la trajectoire est très incertaine.

Des figures et tableaux détaillés sont présentés dans la sous-section Résultats de la section 5.4 (Élément 15).

Les résultats des modèles distincts (figures) sont présentés à l'annexe 12. Les résultats par combinaison moyenne de modèles ressemblent davantage aux modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep parce qu'ils avaient des résultats plus semblables que le modèle de Ricker avec a priori vagues.

5.3 ÉLÉMENT 14 : AVIS SUR LA MESURE DANS LAQUELLE L'HABITAT CONVENABLE DISPONIBLE RÉPOND AUX BESOINS DE L'ESPÈCE, TANT ACTUELLEMENT QUE LORSQUE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT DE L'ESPÈCE SERONT ATTEINTS

Comme il a été mentionné dans la section 3 (Besoins en matière d'habitat et de résidence), le bassin hydrographique du Fraser intérieur est particulièrement vaste et difficile à évaluer dans le contexte des besoins en matière d'habitat et de l'habitat disponible. L'effet de plusieurs

⁶ Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat a adopté plusieurs catégories de risques et de certitudes (Mastrandrea *et al.*, 2010) qui sont maintenant largement utilisées pour décrire les probabilités que des scénarios se produisent : très probable ($\geq 90\%$); probable ($\geq 66\%$); à peu près aussi probable qu'improbable (33-66 %); peu probable ($\leq 33\%$); très improbable ($\leq 10\%$).

menaces, en particulier des changements climatiques, peut également modifier la qualité d'un habitat, tant annuellement que saisonnièrement. En outre, le comportement du CFI est différent de celui des populations côtières sur lesquelles on dispose de renseignements plus détaillés et d'estimations connexes de la superficie requise pour différentes densités de juvéniles pendant la croissance. Ces connaissances ne sont donc pas directement transférables.

Cet élément représente une lacune notable dans les connaissances sur le CFI. Les données existantes sur l'habitat accessible dans les cours d'eau (annexe 6) ont été obtenues à l'aide de méthodes inconnues et peuvent être désuètes. On manque aussi de données pour étayer la traduction des données sur les distances accessibles en capacité de charge. Pour bien aborder cet élément, il faut mener des recherches sur la dispersion, le comportement, les densités et la survie des alevins au niveau de l'UC, parallèlement à une évaluation de l'état des connaissances sur l'habitat dans tout le bassin hydrographique du Fraser intérieur. Des renseignements sont disponibles pour certains réseaux hydrographiques dans la base de données du [Community Mapping Network](#), mais il faudra des analystes expérimentés pour les utiliser et déterminer plus précisément les lacunes dans les connaissances sur la qualité et la quantité de l'habitat.

Une collaboration entre les Sciences du MPO, le Programme de protection du poisson et de son habitat du MPO et le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, ainsi que les nombreuses personnes qui ont compilé l'information dans la base de données du [Community Mapping Network](#) et qui ne sont peut-être pas associées à une organisation, faciliterait l'évaluation future de la disponibilité de milieux convenables.

Les évaluations futures pourraient également être plus faciles si l'on tentait d'évaluer les changements dans l'environnement marin qui ont probablement eu une incidence sur la capacité de charge liée aux saumoneaux.

5.4 ÉLÉMENT 15 : PROBABILITÉ QUE L'OBJECTIF DE RÉTABLISSEMENT PROPOSÉ PUISSE ÊTRE ATTEINT SELON LES PARAMÈTRES ACTUELS DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET COMMENT CETTE PROBABILITÉ POURRAIT VARIER SELON DIFFÉRENTS PARAMÈTRES DE MORTALITÉ ET DE PRODUCTIVITÉ

Se reporter à la section 5.2.1 (Mises en garde et conditions) pour comprendre les mises en garde et les conditions applicables avant de lire la présente section.

5.4.1 Sommaire de l'analyse

Méthodes

En suivant les mêmes méthodes de simulation que celles qui ont été décrites dans la section 5.2 (Élément 13), on a modifié les valeurs moyennes du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du TE afin d'effectuer une approximation de différentes productivités et mortalités futures. On a étudié les valeurs de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte de 0,003 à 0,04 par tranches de 0,001 pour chaque TE entre 0 et 0,30 par tranches de 0,01. Il convient de noter que ces augmentations représentent la moyenne dans une distribution dans les simulations prospectives, qui échantillonnent au hasard les distributions pour chaque année des essais. Plusieurs valeurs de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et des TE, dérivées des propriétés de leurs distributions observées récentes (figure 20) sont également examinées dans les résultats.

Les valeurs suivantes de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte ont été tirées de leurs distributions observées : les valeurs minimale (0,003) et maximale (0,021) observées pour

la période récente (années d'éclosion 2000 à 2013), pour représenter les extrêmes probables; la valeur maximale observée depuis le changement de régime de productivité (0,041 l'année d'éclosion 1998), qui était un pic anormalement élevé de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte dans le régime actuel; un écart-type (dans l'espace du logarithme naturel) au-dessus (0,016) et au-dessous (0,007) de la moyenne des années d'éclosion 2000 à 2013.

Les valeurs suivantes du TE ont été dérivées de leur distribution observée ou pour mieux comprendre d'autres scénarios de gestion : 0 pour le meilleur scénario de survie possible; un écart-type au-dessous (0,068) et au-dessus (0,183) de la moyenne des TE après 1997; une valeur plus basse supplémentaire (0,03) entre 0 et 0,06; trois valeurs plus élevées (0,20, 0,25 et 0,30), dont la dernière est proche du TE le plus élevé observé une seule année. Lorsque le TE était fixé à 0, on a utilisé une variation nulle autour de cette valeur pour représenter un scénario absolu de 0 mortalité chez les adultes et parce que la distribution bêta ne fonctionne pas bien avec une moyenne égale à 0.

On a simulé chaque combinaison de taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et de TE dans 500 essais, en projetant chaque fois dix années supplémentaires dans le futur. Les simulations ont été exécutées à l'aide des a posteriori des sorties des trois modèles décrits à la section 5.2 (Élément 13 – modèles de Ricker, Ricker-PriorCap et Ricker-Dep). Les résultats de la simulation de Monte Carlo de chaque modèle ont été combinés et un résultat de la combinaison moyenne de modèles à pondération égale est présenté pour les mesures du rendement : réussite finale; pourcentage de trajectoires positives; variation en pourcentage.

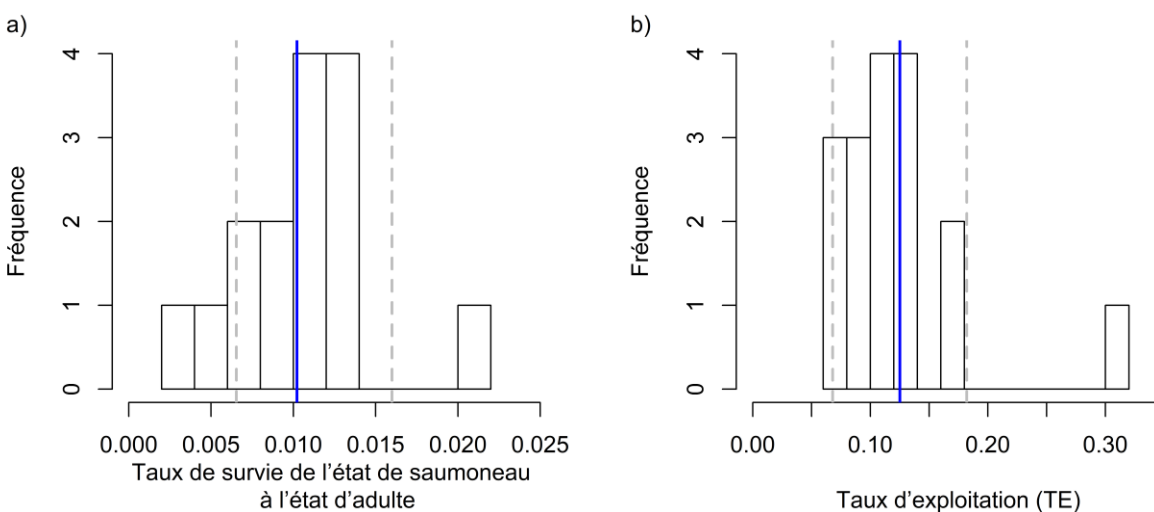


Figure 20. Histogramme des valeurs observées (estimées) a) de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et b) du taux d'exploitation (TE) depuis l'année d'éclosion 1999 et 1997, respectivement. Les deux périodes représentent les périodes les plus récentes et les plus stables pour chaque variable. La ligne bleue verticale dans a) est la moyenne de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte en supposant une distribution normale en logarithme naturel. La ligne bleue dans b) est le TE moyen en supposant une distribution normale. Les lignes tiretées grises sur les deux figures sont un écart-type au-dessus et au-dessous de la moyenne (indiquée par la ligne bleue) de la distribution respective. Il convient de noter que les lignes bleues et les lignes grises tiretées sont utilisées dans les figures suivantes pour indiquer les mêmes zones en référence à cette figure.

Résultats

Ces résultats sont liés par des changements hypothétiques et statiques de la survie et de la mortalité moyennes (c.-à-d. dans des conditions d'équilibre), et représentent donc des

changements du régime océanique qui améliorent la survie des saumons juvéniles, une réduction stable et constante des TE (ou d'autres sources de mortalité) ou une augmentation de la productivité. La relation entre α , la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte, et la productivité α' est exprimée dans l'équation 4 de la section 5.2.2 (Préparation des données et du modèle), ce qui explique pourquoi on peut extrapoler les variations de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte aux variations de la productivité (augmentation de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte = augmentation de la productivité). Les résultats ne tiennent compte que de la partie « abondance » de l'objectif de rétablissement, mais rappelons que l'objectif pour l'UD a été conçu pour atteindre un objectif de répartition et d'abondance au niveau de la sous-population et que la répartition du CFI est donc un aspect tout aussi important du rétablissement.

Il existe une forte tendance dans laquelle un taux plus élevé de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et un TE moins élevé accroissent le pourcentage de simulations atteignant l'objectif de rétablissement suggéré et l'abondance de l'UD du CFI augmente. La réussite finale et le pourcentage de trajectoires positives étaient presque corrélés à 100 % (figure 21, figure 22).

La survie du stade de saumoneau au stade d'adulte était plus sensible aux changements de la variabilité observée (fourchette des écarts-types) que le TE (figure 23). La survie du stade de saumoneau au stade d'adulte a modifié le pourcentage de trajectoires positives de 1,8 fois le taux absolu par rapport au TE lorsqu'on les a mis à l'échelle entre la fourchette de leurs écarts-types observés et qu'on a appliqué une régression linéaire par rapport à la variation du pourcentage de trajectoires positives (pente de la régression mise à l'échelle de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte = 25,8 %, pente de la régression mise à l'échelle des TE = -4,2 %). Lorsque l'on a fait varier la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte par tranches de 0,001 (unité de changement pertinente sur le plan de la biologie) par rapport à la survie moyenne actuelle du stade de saumoneau au stade d'adulte tout en maintenant le TE constant, on a obtenu une augmentation du pourcentage de trajectoires positives de 9 % en moyenne dans la fourchette d'un écart-type par rapport à la moyenne (figure 23). Lorsque l'on a fait varier le TE par tranches de 0,01 (unité de changement pertinente sur le plan de la gestion) par rapport au TE moyen actuel en maintenant la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte constante, on a obtenu une augmentation du pourcentage de trajectoires positives de 4 % en moyenne dans la fourchette d'un écart-type par rapport à la moyenne (figure 23). Il est important de noter que **le rétablissement du CFI anadrome d'origine naturelle est peu probable (< 33 %) avec la survie réduite du stade de saumoneau au stade d'adulte** à la plupart des TE compte tenu des paramètres de ces modèles. Il faut mettre l'accent sur les résultats des valeurs de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte de 0,007 à 0,016 (tableau 16, tableau 17 et tableau 18), car elles sont représentatives du passé immédiat et sont présumées raisonnables pour l'avenir immédiat lorsqu'on tient compte des effets potentiels des changements climatiques ou du développement anthropique continu.

Les résultats des modèles distincts (figures) sont présentés à l'annexe 12. Les résultats par combinaison moyenne de modèles ressemblent davantage aux modèles Ricker-PriorCap et Ricker-Dep parce qu'ils avaient des résultats plus semblables que le modèle de Ricker avec a priori vagues.

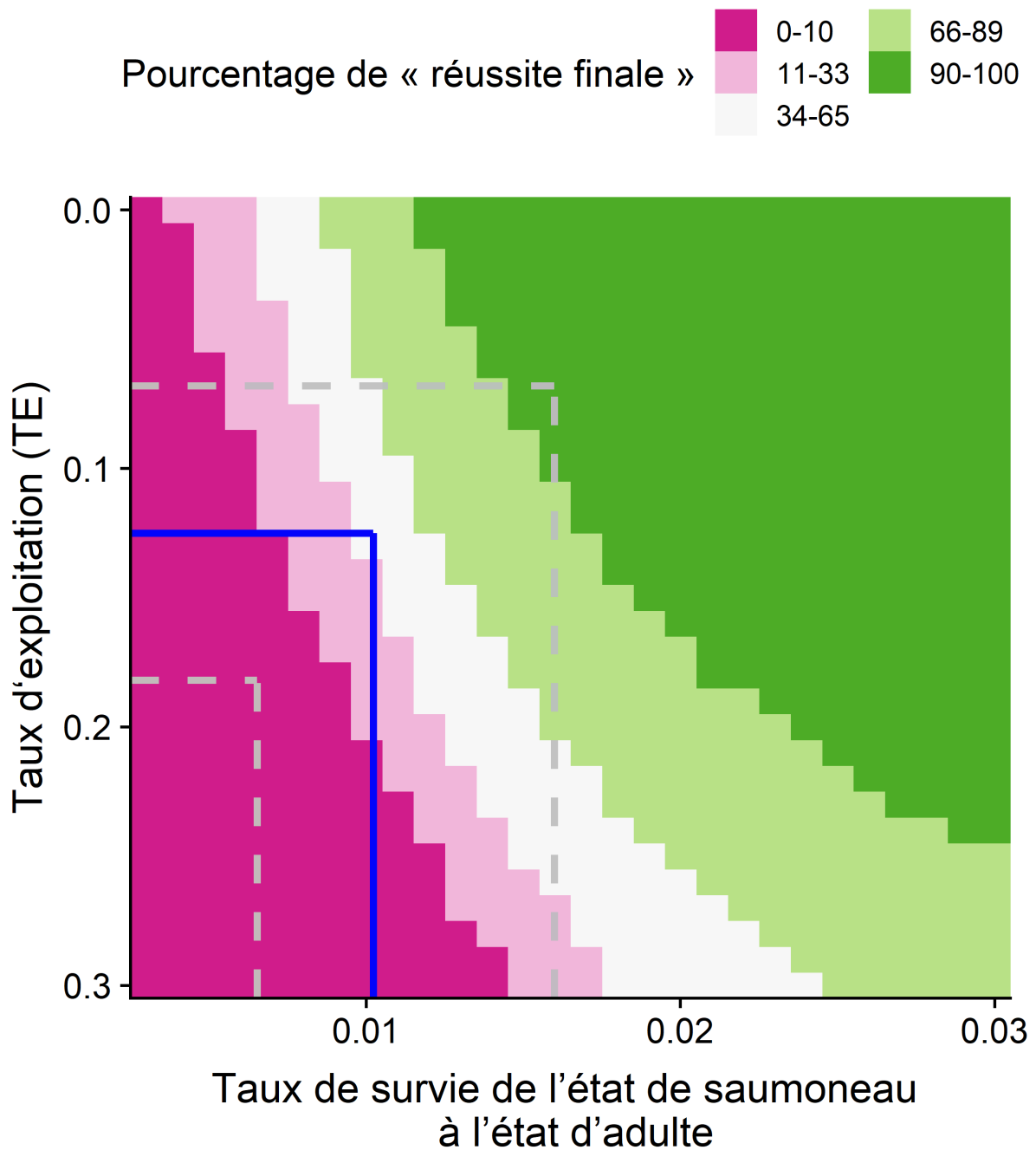


Figure 21. Pourcentage des résultats de simulation de Monte Carlo par combinaison moyenne de modèles dont la moyenne géométrique finale sur trois ans est égale ou supérieure à 35 935 (« réussite finale »). Les lignes bleues se croisent aux moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation. Les lignes tiretées grises représentent un écart-type au-dessus et au-dessous de ces moyennes.

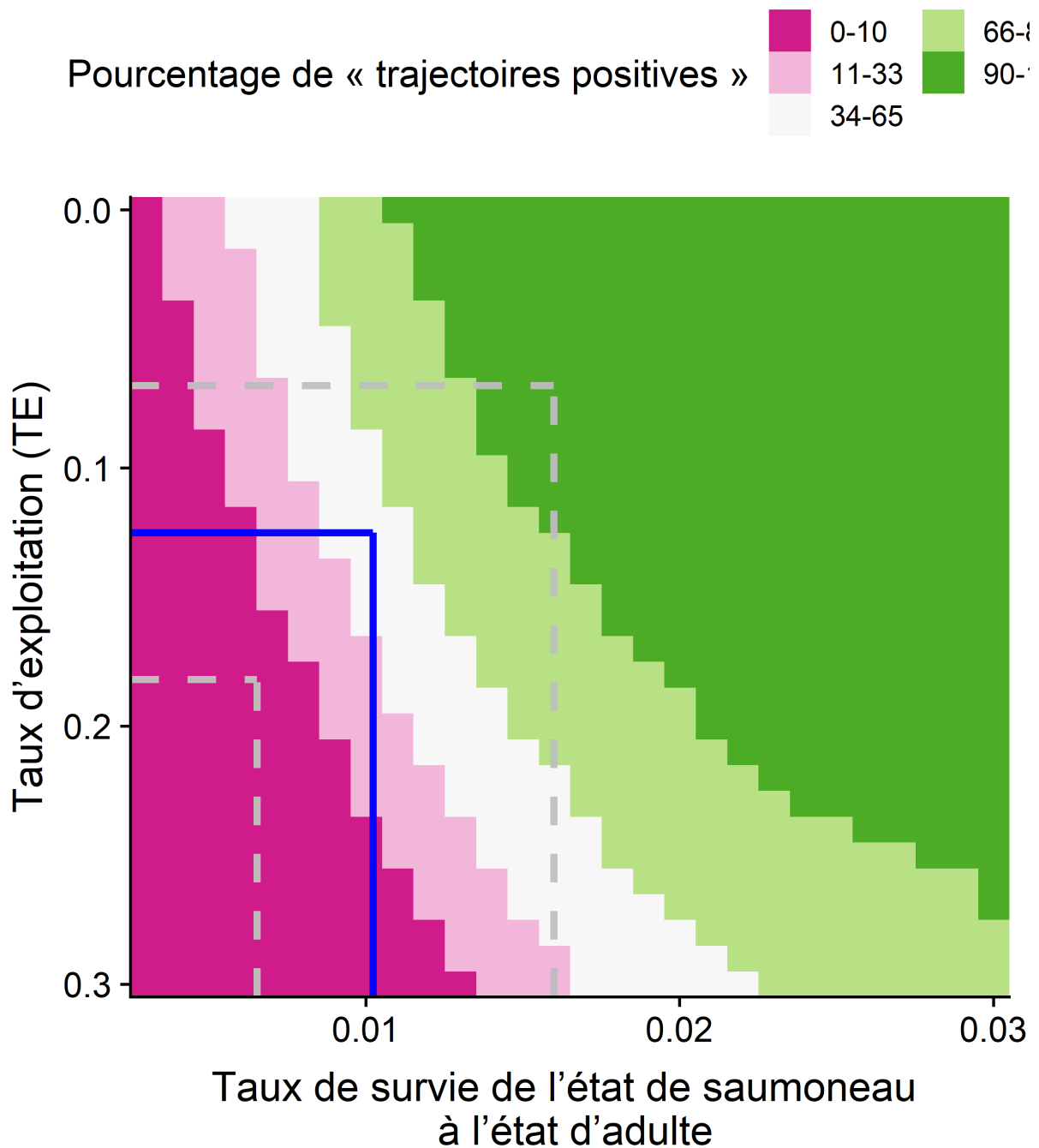


Figure 22. Pourcentage des résultats de simulation Monte Carlo par combinaison moyenne de modèles dont la trajectoire de population était positive (« Trajectoire positive »). Les lignes bleues se croisent aux moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation. Les lignes tirées grises représentent un écart-type au-dessus et au-dessous de ces moyennes.

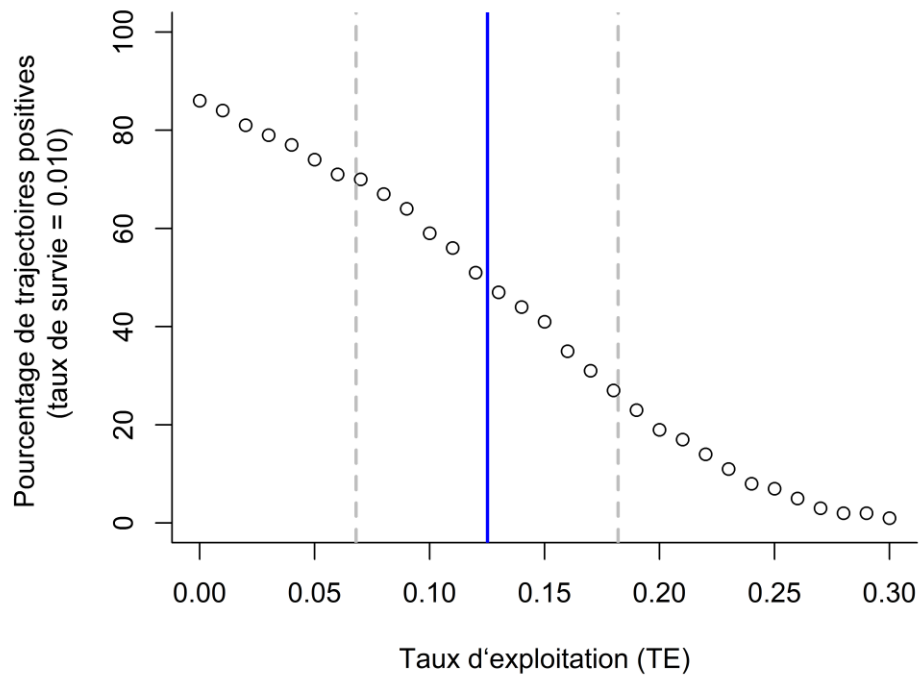
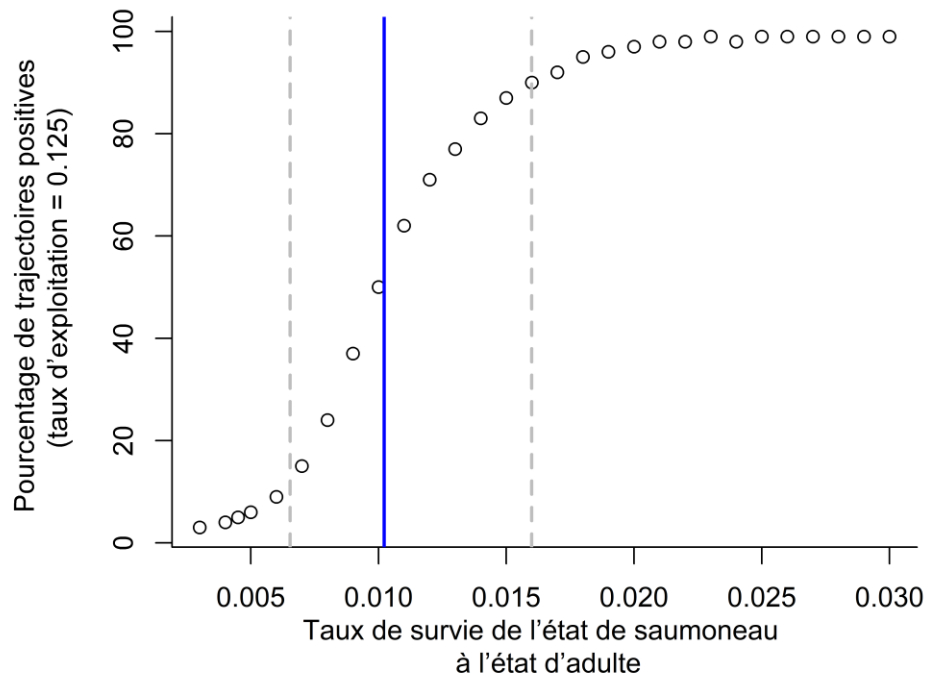


Figure 23. Changement progressif du pourcentage de trajectoires positives dans les simulations entre les taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (en haut) et les taux d'exploitation (en bas) lorsque l'autre taux est maintenu à la moyenne actuelle. La ligne bleue indique la moyenne actuelle de chaque taux et les lignes tiretées grises se trouvent à un écart-type près.

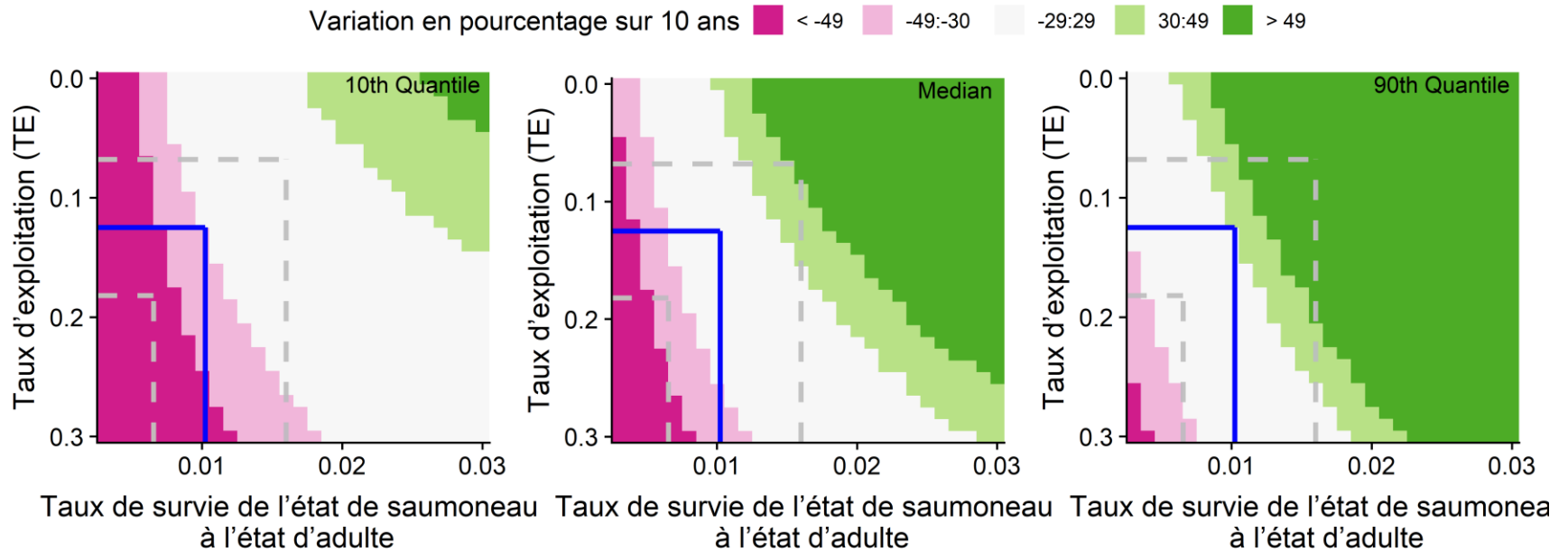


Figure 24. Médiane (graphique du milieu), et 10^e (graphique de gauche) et 90^e (graphique de droite) quantiles de la variation en pourcentage sur dix ans des essais de simulation. La ligne bleue indique les moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation et les lignes tiretées grises se trouvent à un écart-type près de chaque moyenne. L'échelle des couleurs est liée par -100 et 100, de sorte que les valeurs qui étaient plus petites ou plus grandes sont représentées par la couleur saturée.

Tableau 16. Sommaire du pourcentage d'essais atteignant l'objectif de rétablissement dans la moyenne géométrique finale sur trois ans (réussite finale) pour plusieurs taux d'exploitation (TE) et taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte simulés. Il est possible de demander au premier auteur d'autres tranches d'augmentation des TE et des taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte.

TE	Taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte													
	0,003	0,005	0,007	0,009	0,01	0,011	0,013	0,015	0,017	0,019	0,021	0,023	0,025	0,03
0	8 %	18 %	45 %	72 %	81 %	87 %	95 %	98 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,01	7 %	17 %	41 %	68 %	79 %	85 %	94 %	97 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,02	7 %	16 %	38 %	65 %	76 %	82 %	92 %	97 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,03	6 %	14 %	35 %	63 %	73 %	82 %	90 %	97 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,04	5 %	13 %	32 %	60 %	72 %	79 %	90 %	95 %	98 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %
0,05	5 %	11 %	28 %	57 %	68 %	76 %	88 %	94 %	97 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %
0,06	5 %	10 %	26 %	54 %	66 %	74 %	86 %	94 %	97 %	98 %	99 %	99 %	100 %	100 %
0,07	4 %	9 %	21 %	51 %	63 %	72 %	85 %	92 %	96 %	98 %	99 %	99 %	99 %	100 %
0,08	3 %	8 %	19 %	47 %	60 %	70 %	83 %	91 %	95 %	98 %	99 %	99 %	99 %	100 %
0,09	3 %	6 %	17 %	42 %	56 %	66 %	81 %	89 %	94 %	97 %	98 %	99 %	99 %	100 %
0,1	2 %	6 %	15 %	39 %	52 %	64 %	78 %	88 %	93 %	96 %	98 %	99 %	99 %	100 %
0,11	2 %	5 %	12 %	33 %	47 %	61 %	76 %	84 %	92 %	95 %	98 %	99 %	99 %	99 %
0,12	2 %	4 %	11 %	29 %	43 %	57 %	73 %	83 %	91 %	94 %	96 %	98 %	99 %	99 %
0,13	1 %	4 %	9 %	26 %	40 %	52 %	70 %	82 %	88 %	93 %	96 %	97 %	98 %	99 %
0,15	1 %	2 %	7 %	19 %	31 %	43 %	64 %	77 %	85 %	91 %	94 %	95 %	97 %	99 %
0,2	0 %	1 %	2 %	7 %	11 %	20 %	42 %	60 %	72 %	79 %	86 %	89 %	92 %	96 %
0,3	0 %	0 %	0 %	0 %	1 %	1 %	4 %	14 %	27 %	41 %	52 %	62 %	68 %	80 %

Tableau 17. Sommaire du pourcentage d'essais ayant donné des trajectoires de population positives (pourcentage de trajectoires positives) pour plusieurs taux d'exploitation (TE) et taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte simulés. Il est possible de demander au premier auteur d'autres tranches d'augmentation des TE et des taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte.

TE	Taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte													
	0,003	0,005	0,007	0,009	0,01	0,011	0,013	0,015	0,017	0,019	0,021	0,023	0,025	0,03
0	10 %	24 %	52 %	78 %	86 %	90 %	97 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,01	9 %	21 %	50 %	74 %	84 %	89 %	96 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,02	9 %	21 %	47 %	72 %	81 %	88 %	95 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,03	8 %	19 %	43 %	70 %	79 %	86 %	93 %	98 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,04	7 %	16 %	40 %	66 %	77 %	85 %	93 %	97 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,05	6 %	15 %	36 %	64 %	74 %	81 %	92 %	96 %	98 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,06	6 %	14 %	34 %	62 %	71 %	80 %	90 %	96 %	98 %	99 %	100 %	100 %	100 %	100 %
0,07	5 %	12 %	30 %	58 %	70 %	77 %	89 %	95 %	98 %	99 %	99 %	100 %	100 %	100 %
0,08	5 %	11 %	27 %	55 %	67 %	74 %	87 %	94 %	97 %	98 %	99 %	99 %	100 %	100 %
0,09	4 %	9 %	24 %	51 %	64 %	73 %	85 %	93 %	96 %	99 %	99 %	99 %	99 %	100 %
0,1	4 %	8 %	21 %	48 %	59 %	69 %	83 %	91 %	96 %	98 %	99 %	99 %	100 %	100 %
0,11	3 %	7 %	19 %	44 %	56 %	67 %	82 %	90 %	95 %	97 %	98 %	99 %	99 %	100 %
0,12	3 %	6 %	16 %	39 %	51 %	64 %	80 %	88 %	94 %	96 %	98 %	99 %	99 %	100 %
0,13	2 %	6 %	14 %	36 %	47 %	61 %	77 %	87 %	93 %	95 %	98 %	98 %	99 %	99 %
0,15	2 %	4 %	11 %	27 %	41 %	52 %	71 %	81 %	89 %	93 %	96 %	98 %	98 %	99 %
0,2	1 %	2 %	4 %	13 %	19 %	29 %	51 %	68 %	78 %	85 %	90 %	93 %	95 %	97 %
0,3	0 %	0 %	0 %	1 %	1 %	3 %	9 %	22 %	36 %	50 %	60 %	69 %	74 %	85 %

Tableau 18. Sommaire de la variation médiane en pourcentage sur dix ans et des 10^e et 90^e quantiles pour plusieurs taux d'exploitation (TE) et taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte simulés. Il est possible de demander au premier auteur d'autres tranches d'augmentation des TE et des taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte.

TE	Taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte								
	0,003	0,007	0,009	0,01	0,011	0,013	0,015	0,021	0,03
0	-43 (-69, 0)	2 (-31, 38)	23 (-14, 56)	33 (-6, 65)	42 (1, 78)	56 (12, 92)	70 (23, 112)	99 (40, 158)	124 (56, 208)
0,01	-45 (-70, -2)	0 (-33, 36)	19 (-17, 54)	28 (-6, 62)	36 (-1, 70)	53 (10, 88)	67 (19, 107)	95 (39, 151)	122 (53, 203)
0,02	-46 (-71, -3)	-2 (-35, 34)	18 (-19, 50)	26 (-10, 60)	34 (-3, 68)	52 (9, 86)	63 (17, 103)	92 (36, 149)	121 (53, 204)
0,03	-47 (-72, -7)	-5 (-36, 32)	16 (-18, 49)	24 (-12, 56)	32 (-5, 65)	48 (6, 79)	61 (16, 100)	90 (35, 147)	118 (51, 206)
0,04	-49 (-73, -8)	-7 (-36, 28)	12 (-21, 44)	21 (-13, 55)	30 (-7, 64)	46 (5, 79)	56 (14, 96)	86 (34, 142)	114 (50, 193)
0,05	-50 (-73, -10)	-9 (-39, 26)	10 (-23, 42)	20 (-17, 51)	28 (-9, 60)	42 (3, 76)	54 (11, 93)	83 (32, 140)	113 (48, 194)
0,06	-51 (-74, -12)	-12 (-40, 24)	8 (-25, 40)	16 (-17, 48)	24 (-12, 57)	39 (0, 72)	51 (10, 89)	82 (29, 137)	109 (46, 191)
0,07	-53 (-75, -15)	-13 (-41, 20)	6 (-26, 39)	14 (-18, 45)	22 (-12, 53)	37 (-1, 70)	49 (7, 87)	78 (26, 132)	107 (44, 186)
0,08	-54 (-76, -16)	-15 (-44, 17)	3 (-28, 35)	11 (-21, 43)	20 (-14, 50)	32 (-4, 64)	45 (5, 82)	74 (26, 126)	103 (43, 183)
0,09	-55 (-76, -18)	-17 (-44, 16)	0 (-29, 32)	9 (-22, 40)	17 (-17, 48)	31 (-6, 65)	44 (4, 79)	72 (24, 122)	101 (42, 176)
0,1	-56 (-77, -21)	-20 (-46, 13)	-1 (-32, 28)	7 (-25, 37)	15 (-18, 44)	28 (-9, 61)	41 (2, 76)	69 (20, 122)	98 (38, 176)
0,11	-58 (-77, -23)	-21 (-47, 11)	-4 (-32, 28)	4 (-26, 34)	12 (-20, 41)	24 (-9, 57)	37 (0, 72)	66 (19, 115)	96 (37, 168)
0,12	-58 (-78, -24)	-23 (-49, 8)	-6 (-35, 24)	1 (-28, 32)	10 (-23, 37)	22 (-12, 54)	33 (-2, 71)	62 (17, 112)	92 (35, 168)
0,13	-60 (-79, -26)	-26 (-50, 5)	-8 (-37, 22)	-1 (-30, 28)	7 (-25, 35)	21 (-13, 52)	32 (-4, 66)	60 (16, 107)	91 (34, 161)
0,15	-62 (-80, -30)	-29 (-53, 1)	-14 (-39, 15)	-5 (-34, 22)	2 (-27, 31)	14 (-19, 46)	26 (-10, 60)	54 (10, 103)	84 (29, 154)
0,2	-67 (-83, -39)	-39 (-58, -11)	-24 (-47, 3)	-17 (-43, 7)	-12 (-37, 17)	0 (-28, 30)	11 (-19, 44)	39 (0, 83)	67 (16, 132)
0,3	-77 (-88, -56)	-55 (-71, -34)	-45 (-61, -22)	-40 (-57, -18)	-34 (-53, -12)	-25 (-46, -1)	-17 (-41, 11)	7 (-24, 45)	35 (-8, 90)

6 SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE

6.1 ÉLÉMENT 16 : LISTE DES MESURES D'ATTÉNUATION RÉALISABLES ET DES ACTIVITÉS DE RECHANGE RAISONNABLES AUX ACTIVITÉS QUI POSENT DES MENACES POUR L'ESPÈCE ET SON HABITAT

Cette section examine des stratégies particulières et générales d'atténuation des menaces posées au CFI par le développement, les pêches, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, les écloséries, et les barrages et la gestion de l'eau, ainsi que les menaces découlant du réchauffement de la planète.

Comme il est expliqué dans la section 4 (Menaces et facteurs limitatifs pour la survie et le rétablissement du cfi), les menaces qui pèsent sur les saumons sont nombreuses et variées, cumulatives et de plus en plus synergiques. Bon nombre de ces menaces associées à l'activité humaine touchent le CFI au niveau de l'UC et de la sous-population, et il faudra gérer et atténuer leurs répercussions à des niveaux plus précis que l'UD. De façon cumulative toutefois, les menaces individuelles peuvent avoir des conséquences semblables au niveau de l'UD comparativement à des activités comme la pêche ou à celles qui contribuent au réchauffement de la planète ou qui sont exacerbées par ce phénomène, et il devrait y avoir un certain niveau de coordination des mesures d'atténuation au niveau de l'UD ainsi qu'à des échelles spatiales plus précises. En outre, les mesures d'atténuation décrites ci-après s'appliquent largement aux autres salmonidés évalués par le COSEPAC qui utilisent les mêmes bassins hydrographiques que le CFI.

6.1.1 Développement

Le comportement du CFI est varié dans la mesure où l'espèce occupe un large éventail de milieux et où elle est présente dans de nombreux affluents de petite et moyenne taille et des milieux hors chenal dans toute sa vaste aire de répartition. Étant donné l'étendue de son aire de répartition et comme son cycle de vie dépend de divers milieux d'eau douce pendant au moins deux ans, le CFI est présent et directement ou indirectement menacé par un grand nombre d'activités humaines. Les menaces découlant d'activités ou d'ouvrages anthropiques peuvent être gérées au moyen de mesures d'atténuation précises visant à réduire, éliminer ou atténuer les effets nocifs qui y sont associés.

Coker et ses collaborateurs (2010) ont rédigé un document d'orientation général pour accompagner les évaluations du potentiel de rétablissement de la région du Centre et de l'Arctique, mais les recommandations formulées sont pertinentes pour tous les réseaux hydrographiques où vivent des poissons. Coker et ses collaborateurs (2010) ont entièrement décrit les liens entre des ouvrages et activités et leurs « séquences des effets », ainsi que des stratégies d'atténuation pour briser ces séquences. Ce sont des mesures d'atténuation précises que peuvent prendre ceux qui travaillent sur l'eau et à proximité de celle-ci.

Lorsque les activités d'aménagement n'entraînent pas directement la mortalité de poissons, leurs répercussions sur la productivité des poissons peuvent être mal comprises et la planification est alors insuffisante. La planification des activités qui modifient les bassins hydrologiques, comme la foresterie, l'agriculture et l'élevage, l'exploitation minière, de même que le développement urbain, doit tenir compte des effets hydrologiques cumulatifs de la déforestation et de la perturbation des zones riveraines. À l'heure actuelle, dans l'industrie forestière et d'autres, on ne tient guère, voire pas du tout, compte de l'état actuel de la santé hydrologique d'un bassin hydrographique dans la planification des activités d'extraction. Pourtant, les régimes hydrologiques des bassins hydrographiques sont inextricablement liés à

la santé des saumons (Hartman et Brown, 1988; Tschaplinski et Pike, 2017). C'est également le cas pour les fonctions écologiques des milieux hors chenal et des cours d'eau qui n'abritent pas de poissons, en ce qui concerne la santé des populations de CFI (Sharma et Hilborn, 2011). Il faut mieux comprendre et protéger la contribution de ces plans d'eau moins connus à la disponibilité des proies des saumons et aux refuges contre le débit et la température.

Plusieurs lois et leurs politiques et documents d'orientation connexes décrivent les règlements et les pratiques exemplaires pour les ouvrages ou les activités qui ont une incidence sur les poissons. Il s'agit, entre autres, du *Provincial Riparian Area Regulations* (RAR) pris en vertu de la *Riparian Areas Protection Act* et de la *Forest and Range Practices Act* (FRPA), de la *Loi sur les mines*, la *Water Sustainability Act*, de la *Loi sur les pêches* et de l'Énoncé de politique sur la protection des pêches. Ces lois et document reconnaissent le lien entre les activités et les menaces pour l'habitat et fournissent un cadre réglementaire pour réduire ces menaces; cependant, la coopération entre les cadres de réglementation intergouvernementaux, l'interprétation des politiques, la planification, la surveillance et la mise en application sont autant de domaines qui ont besoin de soutien et de financement.

Les lois énumérées ci-dessus, les politiques et les documents d'orientation ne sont utiles que dans la mesure où ils sont applicables. Dans bien des cas, les mesures d'atténuation sont associées à des coûts supplémentaires, ce qui peut aller à l'encontre des intérêts des promoteurs des projets. Ainsi, il faut obliger ceux qui entreprennent des ouvrages susceptibles de compromettre la productivité des saumons à travailler de manière à atténuer les dommages causés au CFI et aux autres saumons évalués par le COSEPAC ou inscrits sur la liste de la LEP. Des lacunes importantes ont été relevées dans les modèles qui utilisent des plans de développement professionnels ou autodéclarés ayant des répercussions sur l'habitat pour assurer la conformité aux règlements (Carter, 2014; Haddock, 2018). Ces méthodes de planification et de surveillance créent un conflit d'intérêts entre le profit et la protection du poisson, ce qui nuit à l'application des mesures d'atténuation (Haddock, 2018). Il faut des ressources suffisantes pour faciliter la planification, la surveillance et l'application des règlements par des tiers. En plus de l'application de la loi et de la planification par des tiers, il serait utile de mettre en place des filets de sécurité financiers obligatoires pour les problèmes imprévus (p. ex., déversements ou ruptures) pouvant entraîner des faillites qui empêchent les entreprises et les gouvernements de financer les activités d'atténuation requises.

Un cadre juridique et stratégique, uniforme et appliqué uniformément aux niveaux de la municipalité, du district régional, de la province, du gouvernement fédéral et des Premières Nations, est nécessaire pour obliger le public à respecter les lignes directrices des règlements visant à protéger les saumons. En outre, il faut reconnaître les avis fondés sur la science pour assurer la continuité de la législation et des politiques entre les spectres et philosophies politiques afin d'offrir au CFI et aux salmonidés coexistants évalués par le COSEPAC une protection stable dans le temps.

6.1.2 Pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, pêches commerciales et pêches récréatives

La nature des pêches ayant une incidence sur le saumon coho du sud de la Colombie-Britannique a changé considérablement au cours des 40 dernières années (ERCFI, 2006; DFO, 2015). Dans les années 1980, les grandes pêches commerciales ont entraîné le prélèvement de millions de saumons cohos dans les zones marines et la conservation du saumon coho sauvage dans les pêches récréatives et des Premières Nations était la pratique acceptée, en mer et en eau douce (Irvine, 2002). Après le déclin spectaculaire de la productivité du saumon coho du sud de la Colombie-Britannique entre le début et le milieu des années 1990, toutes les

pêches ciblant directement le CFI ou ayant une incidence sur lui sous la forme de prises accessoires ont été fermées ou sensiblement restreintes en 1998 (ERCFI, 2006).

Depuis 1998, la rétention du saumon coho sauvage au Canada a été considérablement réduite, et la plupart des répercussions des pêches canadiennes sont attribuables à la récolte illicite ou à la mortalité accidentelle liée aux prises accessoires dans des pêches ciblant d'autres espèces comme le saumon rouge, le saumon rose et le saumon kéta (CSP, 2013a; MPO, 2015).

Plusieurs facteurs, notamment la pêche illicite, les changements dans la nature des pêches (p. ex., pêches commerciales réduites, pêches récréatives limitées à la rétention des poissons marqués provenant des écloseries) et une mauvaise compréhension des répercussions des pêches sur les poissons remis à l'eau (CSP, 2013a) ont empêché de bien comprendre l'incidence réelle de la réduction des pêches ciblées sur le TE total du CFI. Le nombre de poissons porteurs d'une micromarque codée relâchés ainsi que de stocks indicateurs est un facteur qui fait partie intégrante de l'estimation des répercussions des pêches propres à un stock. Les écloseries dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur fonctionnent actuellement à plein rendement ou presque; par conséquent, l'augmentation du nombre de stocks indicateurs et de poissons porteurs d'une micromarque codée est limitée par les ressources actuelles.

Plusieurs aspects des pêches récréatives ont créé à la fois des risques potentiels et une plus grande capacité d'atténuer les répercussions directes sur le CFI. Dans la période actuelle, entre 1998 et aujourd'hui, les capacités des pêches récréatives de trouver et capturer les poissons se sont accrues avec l'arrivée de treuils électroniques à ligne lestée et de détecteurs de poissons plus précis, qui améliorent l'efficacité de pêche tout en permettant aux pêcheurs de cibler les tranches de la colonne d'eau où les saumons cohos sont moins susceptibles de se trouver. Les pêcheurs communiquent mieux entre eux grâce aux médias en ligne et peuvent ainsi s'informer des zones où la pêche est bonne, mais ces moyens de communication peuvent également permettre de les informer des règlements de pêche en vigueur. Enfin, l'accès au CFI pourrait être meilleur ou semblable puisque la quantité de poissons prélevés par les pêches commerciales dans les zones en aval a considérablement diminué, ce qui pourrait accroître les possibilités de prise avec remise à l'eau dans les pêches récréatives ultérieures. Il faudrait à la fois des échantillons génétiques et une déclaration volontaire accrue des saumons cohos capturés et remis à l'eau pour mieux évaluer les répercussions des pêches récréatives et guider la gestion future.

Les mesures d'atténuation visant les pêches récréatives peuvent comprendre, sans s'y limiter, l'utilisation d'engins qui réduisent les répercussions sur les poissons remis à l'eau, comme les hameçons sans ardillon, des instructions sur la manipulation et l'identification des poissons pour ceux qui veulent capturer et conserver (ou remettre à l'eau) des saumons, la diminution des possibilités de pêche lorsque la conformité à la réglementation et les retours volontaires de la tête des poissons porteurs d'une micromarque codée n'atteignent pas les niveaux cibles, et l'application accrue de la réglementation.

Les pêches des Premières Nations (pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles et commerciales) ont changé depuis 1998, avec davantage de restrictions concernant la pêche (moment, durée des ouvertures, conditions de permis concernant l'utilisation des engins et la rétention sélective de poissons marqués) en fonction des stocks préoccupants pour la plupart des espèces de saumon. Il y a également eu des changements dans la façon dont ces pêches ont accès aux poissons en raison de l'expansion des filets maillants dérivants dans la région de Mission à Hope, de l'accès accru aux pêches destinées à la vente au moyen d'engins de pêche sélectifs (senne de plage, sennes peu profondes et tourniquets) et dans le cadre d'initiatives visant à faciliter l'accès commercial aux pêches des Premières Nations dans les zones

estuariennes. Ces efforts de pêche ciblent rarement le CFI et des restrictions sur les engins sont en place autour de la période de migration du CFI pour réduire les répercussions sur les populations.

La planification des pêches est actuellement fondée sur l'effort de pêche, les captures par unité d'effort et des données sur la répartition du CFI qui ne sont peut-être plus pertinentes. Il faut mieux comprendre l'incidence des décisions et des changements apportés aux mesures de gestion des pêches sur les récents TE du CFI afin de mieux gérer le CFI dans le cadre actuel des pêches. Les lacunes actuelles dans les données concernent les prises dans les pêches autorisées mais non surveillées, l'incertitude des taux de mortalité accidentelle associée à la pêche (comme la mortalité à bord, la mortalité au décrochage et après la remise à l'eau) et les effets sublétaux des engins de pêche (Patterson *et al.*, 2017). Dans le secteur des pêches récréatives, la remise à l'eau de poissons non visés déclarée par les pêcheurs à la ligne est uniformément inférieure aux observations de remise à l'eau par des tiers dans la même pêche (Babcock *et al.*, 2003; Bijsterveld *et al.*, 2002; document de consultation du MPO 2014; Diewart *et al.*, 2005; Vélez-Espino *et al.*, 2010). De même, la pêche illicite demeure non quantifiée, car le bassin hydrographique dans la province de la Colombie-Britannique est vaste et les règlements ne sont pas entièrement appliqués dans certaines régions et à certains moments. Les ressources d'application de la loi sont limitées pour patrouiller et surveiller chaque rivière, chaque population de poisson et chaque tronçon de l'habitat utile du poisson (Barry Zunti, comm. pers., 2019). Il serait utile de mieux comprendre les sources de mortalité dans les pêches pour améliorer l'exactitude de la planification des pêches et maintenir les répercussions des pêches dans un TE total autorisé. Par exemple, des initiatives plus exhaustives d'estimation des prises, comme iREC, et une plus grande mise en application pour limiter la pêche illicite sont deux activités qui peuvent améliorer l'efficacité des mesures d'atténuation.

D'autres stratégies d'atténuation peuvent être mises en œuvre dans le cadre de la délivrance de permis, y compris la fermeture des pêches aux périodes et aux endroits où la présence du CFI est connue. La compréhension actuelle de la répartition en milieu marin du CFI dans le modèle de répartition des ressources halieutiques pour le saumon coho repose sur les données des micromarques codées d'il y a 30 à 40 ans (CSP, 2013a). Si la répartition a changé, une meilleure compréhension de la répartition actuelle et des périodes passées par le CFI dans l'océan pourrait permettre d'ouvrir des pêches là où elles sont fermées en ce moment et de les fermer là où elles ont des effets sur le CFI depuis peu. Par ailleurs, l'atténuation de la surexploitation du CFI pourrait nécessiter de déplacer des pêches vers des zones plus estuariennes, où l'on pourrait déterminer un excédent par rapport aux objectifs en matière de géniteurs et le gérer avec plus de certitude.

On peut atténuer davantage les répercussions des ouvertures de la pêche au filet pendant la co-migration du CFI en stipulant des durées d'ouverture plus courtes, des durées d'immersion des filets maillants plus courtes, des filets plus courts, des folles ou des filets maillants à plus gros maillage et la pêche active aux filets fixes par opposition aux méthodes de pêche passive. L'utilisation de méthodes de salabarde sur les senneurs facilite la récupération des poissons relâchés, tout comme les bassins de récupération lorsqu'ils sont utilisés correctement.

Les activités de recherche et d'évaluation des stocks doivent utiliser les techniques les moins invasives possible. Il faut surveiller les répercussions sur les poissons et communiquer une rétroaction sur les programmes pour améliorer les techniques de manipulation des poissons.

6.1.3 Introduction d'espèces exotiques envahissantes

L'introduction d'espèces exotiques envahissantes est difficile à atténuer, car il suffit de quelques individus, parfois introduits involontairement, pour altérer irrévocablement un bassin

hydrographique. Il faut adopter une approche à volets multiples pour sensibiliser le public, surveiller les zones susceptibles d'être des points d'introduction et appliquer la loi grâce à de solides mesures de dissuasion. Lorsque des espèces exotiques envahissantes sont détectées, il faut entreprendre au plus tôt tous les efforts visant à les éradiquer, mettre en œuvre des programmes de surveillance et les maintenir jusqu'à ce que l'éradication soit complète.

6.1.4 Écloseries

Les politiques actuelles du PMVS comprennent le document « SEP Production Planning: A Framework » (cadre de planification de la production du PMVS; DFO, 2018c), le document « A Biological Risk Management Framework for Enhancing Salmon in the Pacific Region » (cadre de gestion des risques biologiques pour la mise en valeur du saumon dans la région du Pacifique; DFO, 2013a), le « Biological Risk Management Framework for Enhancing Salmon in the Pacific Region » (MPO, 2013a) et les lignes directrices sur la planification opérationnelle (MPO, 2016). De plus, le cadre d'évaluation biologique du PMVS et les lignes directrices sur la mise en œuvre de la gestion génétique du PMVS sont presque terminés. Chaque installation du MPO détient un permis complet délivré en vertu du *Règlement du Pacifique sur l'aquaculture* qui est propre au site et qui décrit les politiques et procédures pour la gestion du site, et les installations communautaires sont également dotées d'un ensemble de pratiques de gestion exemplaires (DFO, 2013b). Ces documents constituent la base des pratiques saines, mais il faudrait vérifier périodiquement si les responsables de la planification des installations de production et d'exploitation les appliquent. Les activités des écloseries peuvent être améliorées aux étapes de la planification et sur les sites pendant les activités quotidiennes. Des mesures permettant de mieux déterminer l'ordre de priorité des activités d'écloserie, de surveiller les populations en montaison afin de déterminer le pourcentage de l'influence naturelle et l'influence du moment et de la taille des stocks d'écloserie sur les populations sauvages amélioreraient la capacité d'atténuer les menaces associées aux activités d'écloserie.

Voici quelques mesures d'atténuation concernant les écloseries, tirées des documents cités dans cette section :

1. marquage proportionnel des poissons d'écloserie et surveillance efficace de tous les réseaux hydrographiques où les poissons d'écloserie remontent directement ou errent;
2. d'autres stratégies de lâcher pourraient être utilisées pour réduire le plus possible l'errance;
3. lors de la capture des géniteurs, s'efforcer de prélever uniquement des poissons d'origine naturelle, de manière à représenter la répartition selon la taille et la répartition temporelle de la montaison de poissons d'origine naturelle;
4. comprendre les capacités de charge et les effets sur la croissance des poissons en eau douce et en milieu marin afin d'atténuer les effets de la concurrence des poissons d'écloserie.

Bien que l'accent ait été mis ici sur l'atténuation des effets des poissons d'écloserie sur les populations sauvages, les écloseries sont également un outil important pour d'autres aspects de la gestion des pêches (p. ex., stocks indicateurs des poissons porteurs d'une micromarque codée), comme il est indiqué à la section 6.1.2 (Pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, pêches commerciales et pêches récréatives).

6.1.5 Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages

La gestion de l'eau au moyen de structures d'atténuation des inondations, de bassins de retenue et d'extraction de l'eau représente une menace pour les divers stades du cycle de vie du CFI (Sherwood *et al.*, 1990; Irvine, 2002; Beechie *et al.*, 2004; COSEPAC, 2016).

Les grands barrages (p. ex., les barrages hydroélectriques) doivent permettre le passage des CFI adultes vers l'amont ainsi que la dévalaison des alevins et des saumoneaux. De plus, les stratégies de rejet d'eau doivent respecter les méthodes fondées sur les exigences de débit écologique propres au réseau, qui peuvent être importantes pour les adultes et les juvéniles. Les exigences en matière de débit écologique doivent comprendre les crues printanières pour incorporer des matériaux allochtones, éliminer les sédiments du gravier de fraie, introduire des débris ligneux et inonder les milieux hors chenal (Biggs *et al.*, 2005). Les rejets d'eau doivent également tenir compte des exigences relatives à la gestion de la température et du débit en été pour le CFI. Il est possible de mieux contrôler la température en concevant des barrages pouvant rejeter l'eau des étages inférieurs de la colonne d'eau et déverser l'eau de la surface des réservoirs.

En plus des grands barrages, il y a de nombreux ouvrages de retenue d'eau plus petits sur les réseaux prenant leur source dans des lacs des bassins hydrographiques du CFI et dans le bas Fraser. La gestion de l'eau, en ce qui concerne l'extraction des écoulements de surface et des aquifères, peut être en conflit direct avec les besoins en eau du CFI et d'autres animaux vivant dans les cours d'eau. Ces structures sont principalement mises en place à des fins d'irrigation et d'atténuation des inondations; la majorité d'entre elles ne sont pas gérées de manière à répondre aux besoins des poissons en matière de passage ou d'écoulement. Il est essentiel de reconnaître et protéger l'habitat hors chenal pour la croissance du CFI afin de maintenir la productivité de l'espèce à l'avenir. Les structures d'atténuation des inondations entravent la dispersion saisonnière des saumons cohos juvéniles dans les zones hors chenal de prédilection pendant la crue printanière.

Il est difficile d'atténuer les plus petits ouvrages de retenue d'eau parce que l'atténuation consiste souvent à maintenir ou restaurer la fonction d'inondation des cours d'eau, qui est souvent en conflit direct avec la présence humaine. Le réseau actuel d'extraction d'eau est difficile à régir, et la surveillance de l'extraction des eaux de surface est inadéquate et celle des eaux souterraines est presque inexistante. De plus, en période de sécheresse, les interventions d'application sont souvent lentes et, jusqu'à ce que les conditions soient extrêmes, strictement volontaires. Bien que les permis modernes d'utilisation des eaux soient assortis d'exigences de comptage et dans les limites des allocations connexes, de nombreux permis d'utilisation des eaux ne font pas l'objet de comptage et on reconnaît que l'extraction d'eau dans certains réseaux hydrographiques est surattribuée. Il faut mettre en place des allocations, un comptage, une surveillance et une application de la loi appropriés dans un cadre de planification de l'utilisation de l'eau pour soutenir l'habitat des saumons.

Le cadre réglementaire de la Colombie-Britannique reconnaît de plus en plus l'importance des sources aquifères pour les besoins environnementaux. Le paragraphe 55(4) de la *Water Sustainability Act* précise désormais que le gouvernement a le pouvoir discrétionnaire de tenir compte des besoins en débits de l'environnement lorsqu'il prend des décisions concernant les utilisations des eaux souterraines nouvelles ou existantes. Bien que la modification de la *Water Sustainability Act* introduisant la délivrance de permis d'utilisation des eaux souterraines constitue un pas en avant, il reste encore du travail à faire pour intégrer les puits d'eau souterraine actuels dans le cadre réglementaire, mesurer toutes les activités d'extraction et créer des régimes de répartition de l'eau qui comprennent la planification des besoins en eau des poissons.

6.1.6 Réchauffement de la planète et changements climatiques

L'atténuation des effets des changements climatiques commence par l'atténuation des changements climatiques eux-mêmes. Tous les ordres de gouvernement doivent prendre des mesures pour réduire les émissions de gaz à effet de serre. Toutefois, cela est peu probable

dans le délai qui permettra de faire face de façon satisfaisante à la menace des changements climatiques, et les pratiques actuelles de développement aggraveront probablement les menaces additives du réchauffement planétaire (Healey, 2011). Les événements autrefois considérés comme se produisant une fois par siècle sont maintenant de plus en plus fréquents (Hamlet, 2011).

Le réchauffement planétaire et les changements climatiques vont probablement exacerber de nombreuses menaces, créant ainsi des effets cumulatifs qui pourraient entraver les progrès réalisés sur bon nombre des mesures d'atténuation précédemment recommandées. Par exemple, le plus grand nombre d'épisodes de précipitations extrêmes causés par les changements climatiques s'ajoutera à l'augmentation des taux de ruissellement résultant de l'exploitation forestière et des incendies de forêt. La demande publique de structures de retenue pour la protection urbaine ou agricole pourrait créer des obstacles aux activités d'atténuation de ces menaces. Les défaillances accrues des bassins de résidus et des installations de traitement de l'eau ainsi que les taux plus élevés d'affouillement, de glissement des rives et d'avulsion constitueront également des problèmes conflictuels pour les mesures d'atténuation visant les saumons. En outre, les défaillances des infrastructures dues à des phénomènes extrêmes, ainsi que l'insuffisance de la surveillance et de l'entretien, peuvent mener à un plus grand nombre de travaux à l'intérieur des cours d'eau, ce qui peut à son tour contribuer aux menaces, comme il est indiqué dans la section Développement ci-dessus.

Il faudra peut-être revoir tous les cadres réglementaires actuels et les pratiques exemplaires et les coordonner de façon à ce que les décisions de gestion puissent s'adapter à l'occurrence plus régulière de débits d'inondation plus élevés et de régimes de fonte des neiges modifiés, tout en tenant compte des conséquences imprévues sur les saumons. Par exemple, il faudra revoir, en raison des changements climatiques, tous les cadres pour les travaux d'urgence, la planification et la gestion des barrages hydrauliques et des bassins de retenue des résidus, les taux de coupe forestière et la planification des zones de coupe, la construction des ponts, la gestion des eaux pluviales et l'occupation des plaines inondables par empiètement urbain. En particulier, il faudra trouver des solutions novatrices ou des améliorations à la pratique actuelle d'extraction non réglementée des eaux souterraines, aux activités d'extraction non surveillées des eaux de surface, à la lenteur des réactions aux conditions de sécheresse et à l'absence de planification coordonnée autour des fonctions hydrologiques au niveau du bassin versant, afin de mieux lutter contre les changements climatiques.

La gestion active des régimes d'écoulement est une solution possible aux changements hydrologiques d'origine climatique et sera examinée plus en détail à la section 6.2 (Élément 17 : Liste des activités susceptibles d'accroître la productivité ou les paramètres de survie).

6.1.7 Conclusions concernant les mesures d'atténuation

La survie des saumons au-delà de leur aire de répartition historique exige manifestement des compromis que la société semble disposée à faire, mais en pratique, est souvent loin d'atteindre. La question de la conservation des saumons telle qu'examinée par Lackey (2005, 2006), comme tous les conflits concernant les ressources, est caractérisée par sa complexité, sa polarisation, les gagnants et les perdants, les conséquences retardées, les conflits nationaux et régionaux et un rôle ambigu de la science, entre autres défis.

Comme les menaces actuelles, l'atténuation de ces menaces doit s'appliquer à la fois aux ouvrages et activités individuels et aux activités plus vastes touchant les saumons à l'échelle du paysage, qui peut être organisé en gros par zones biogéoclimatiques. Il faut revoir les pratiques actuelles de développement urbain, d'exploitation minière, de foresterie et d'agriculture, ainsi que la gestion des pêches en tenant compte de la façon dont les changements climatiques vont

modifier et probablement exacerber les effets de ces activités sur l'habitat des saumons et, par conséquent, sur leur productivité, tant en eau douce qu'en milieu marin.

Compte tenu de la complexité du cycle de vie du CFI, plusieurs facteurs clés contribuant à une productivité saine du CFI sont gérés par de nombreux ordres de gouvernement. La productivité et la survie du CFI dépendent de cours d'eau frais, propres et reliés entre eux, ainsi que de milieux riverains et hors chenal s'étendant sur des milliers de kilomètres de cours d'eau et couvrant une multitude de titres fonciers et d'activités. L'atténuation efficace des risques passe par la reconnaissance de l'incidence des activités sur l'habitat et la survie des saumons, l'élaboration de lois et de règlements clairs et efficaces, ainsi que de documents sur les politiques et les pratiques exemplaires pour contrer les menaces définies. Le financement de la surveillance et de l'application des mesures prescrites est tout aussi important. En outre, une planification stratégique est nécessaire pour déterminer les goulots d'étranglement de la survie du CFI afin que le financement alloué permette d'améliorer sensiblement la productivité du CFI et des autres saumons.

Étant donné la vaste zone interreliée avec les exigences relatives à l'habitat des saumons, il est impératif de mener et de coordonner la protection et la gestion entre de nombreux ordres de gouvernement, notamment les Premières Nations et les gouvernements fédéral, provinciaux et municipaux, qui détiennent séparément les compétences en matière d'utilisation et d'aménagement des terres, d'utilisation et d'allocation de l'eau, de gestion de l'extraction des ressources, et de planification des pêches et d'application de la législation sur les pêches. Les pratiques passées et actuelles ont souvent fonctionné de façon indépendante lorsque l'interprétation et l'application des politiques et de la réglementation visant la protection des saumons étaient inadéquates ou n'étaient pas du tout prises en compte. Des modifications relativement récentes aux articles de la *Loi sur les pêches* concernant la protection de l'habitat ont également permis à différents ordres de gouvernement d'agir de façon plus indépendante ou de ne pas tenir compte de tous les aspects de l'habitat des saumons en ce qui concerne le développement et ses répercussions éventuelles (Olszynski, 2015). Une approche plus intégrée et à l'échelle du paysage est nécessaire pour rendre la planification et l'utilisation des mesures d'atténuation efficaces.

6.2 ÉLÉMENT 17 : LISTE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'ACCROÎTRE LA PRODUCTIVITÉ OU LES PARAMÈTRES DE SURVIE

Comme il est indiqué à la section 4.3 (Élément 10 : Facteurs naturels qui limiteront la survie et le rétablissement), presque tous les facteurs limitatifs naturels sont influencés par les changements climatiques d'origine anthropique ou l'aménagement du paysage et ils sont étroitement liés aux menaces et aux effets existants. C'est pourquoi la plupart des activités et des processus d'atténuation proposés à la section 6.1 (Élément 16 : Liste des mesures d'atténuation réalisables et des activités de rechange raisonnables aux activités qui posent des menaces pour l'espèce et son habitat) profiteraient également à la productivité et à la survie.

La production en éclosérie est différente de la plupart des menaces parce qu'elle peut constituer à la fois une menace pour la diversité génétique et une mesure d'atténuation permettant d'accroître l'effectif d'une population sauvage. La mise en valeur pour la conservation, utilisée dans les réseaux hydrographiques où le saumon coho est considéré comme étant bien en deçà de la capacité de charge ou en grand risque de disparition, existe déjà dans le Fraser intérieur avec la mise en valeur de la rivière Deadman, utilisée par l'UC de la basse Thompson, et de la rivière Salmon, utilisée par l'UC de la Thompson Sud. Toutefois, le rendement des programmes n'a pas fait l'objet d'un suivi ou de rapports quant à des objectifs quantifiables. Il est essentiel de définir des objectifs biologiques pour les populations influencées par les écloséries (p. ex., un niveau d'influence naturelle proportionnelle cible), de

surveiller constamment les populations et d'adapter les mesures de gestion pour atténuer les risques génétiques (Flagg, 2015). De nouvelles lignes directrices ont été proposées au sujet des programmes d'écloserie fondés sur la conservation, et décrivent en détail certaines des complexités associées aux différentes phases du rétablissement ou de la restauration d'une population (Withler *et al.*, 2018). Un aspect important de ces phases est que leurs objectifs principaux et les scénarios de gestion s'adaptent à l'état de l'UD. Les phases de la conservation vont de la préservation, la recolonisation et l'adaptation locale à la restauration complète. Il est essentiel de limiter la mise en valeur par les écloseries en la mettant à l'échelle de la production naturelle et de l'état de l'UD, et en approvisionnant les stocks de géniteurs de manière à ce qu'ils soient représentatifs des stocks naturels, si l'on veut maintenir la diversité génétique tout en renforçant l'abondance (Withler *et al.*, 2018).

La gestion de l'eau est également différente parce qu'elle peut être à la fois une menace et une mesure d'atténuation. Dans la section 6.1.5 (Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages), on aborde la gestion de l'eau dans le contexte de l'atténuation des répercussions des prélèvements d'eau à des fins urbaines, agricoles ou commerciales; toutefois, la gestion des réservoirs et la régulation des débits peuvent également être des outils d'atténuation des effets des changements climatiques. À mesure que la fréquence des sécheresses ou des précipitations extrêmes s'intensifie, la fréquence des débits et régimes thermiques inappropriés qui risquent de réduire la survie du CFI dans certains réseaux hydrographiques augmente également. Des recherches antérieures sur l'omble à tête plate ont montré que la gestion des réservoirs a le potentiel d'atténuer les impacts des changements climatiques projetés (Benjankar *et al.*, 2018). À l'heure actuelle, le Conseil tribal des Scw'xmx mène des recherches pour examiner la faisabilité et l'efficacité de la gestion des réservoirs dans la rivière Coldwater, mais cet outil peut être utile dans de nombreux réseaux hydrographiques.

Certaines activités (p. ex., la gestion des prédateurs ou des concurrents) pourraient aussi être menées à titre de mesures d'atténuation pour accroître la survie en estuaire et milieu marin; toutefois, elles n'ont pas été suffisamment étudiées pour être proposées dans le présent rapport. D'autres recherches sont nécessaires sur des activités dans l'environnement océanique pouvant servir de mesures d'atténuation pour achever cet élément.

6.3 ÉLÉMENT 18 : AVIS SUR LA FAISABILITÉ DE RESTAURER L'HABITAT SELON DES VALEURS PLUS ÉLEVÉES SI LA DISPONIBILITÉ ACTUELLE DE L'HABITAT EST INSUFFISANTE POUR PERMETTRE L'ATTEINTE DE L'OBJECTIF DE RÉTABLISSEMENT (VOIR L'ÉLÉMENT 14)

L'Élément 14 n'a pas été abordé en raison des contraintes en matière de données et de temps; toutefois, les activités d'atténuation décrites à la section 6.1.1 (Développement) et à la section 6.1.5 (Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages) permettront probablement de restaurer les propriétés de l'habitat selon des qualités plus élevées. Comme on l'a déjà mentionné, Coker et ses collaborateurs (2010) ont défini des activités générales qui améliorent la qualité de l'habitat et ont décrit la façon dont elles atténuent les menaces dans les milieux aquatiques. Il conviendrait de consulter ce document au moment de déterminer des activités susceptibles de restaurer l'habitat.

L'ERCFI (2006) a présenté plusieurs projets de recherche qui aideraient à réaliser cet élément dans les évaluations et les programmes de rétablissement futurs (tableau 8), ainsi que plusieurs stratégies générales pour atténuer les impacts des changements dans l'habitat (ERCFI 2006, section 3, tableau 9).

6.4 ÉLÉMENT 19 : ESTIMATION DE LA DIMINUTION ATTENDUE DU TAUX DE MORTALITÉ DÉCOULANT DE CHAQUE MESURE D'ATTÉNUATION ET ACTIVITÉ DE RECHANGE ÉNUMÉRÉE À L'ÉLÉMENT 16, AINSI QUE DE L'AUGMENTATION DE LA PRODUCTIVITÉ OU DE LA SURVIE ASSOCIÉE À CHAQUE MESURE DE L'ÉLÉMENT 17

L'interaction entre les changements dans la qualité et la quantité de l'habitat et les changements dans les paramètres du cycle de vie représente une lacune majeure dans les connaissances sur le CFI. Les interactions sont probablement propres au réseau hydrographique et il faudra beaucoup de ressources et de temps pour les évaluer. Seuls les changements apportés au TE pour atténuer l'incidence des pêches ont été évalués, car il s'agit de la seule menace évaluée dans le présent document sur laquelle on dispose de données suffisantes pour pouvoir réaliser une évaluation détaillée. Les sections 5.4 et 7.1.1 présentent et examinent les changements simulés de la trajectoire des populations par rapport aux changements de TE. Les changements de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte ont également été examinés à la section 5.4, mais il est impossible pour l'instant de faire le lien entre l'ampleur des changements dans la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et des mesures d'atténuation précises.

6.5 ÉLÉMENT 20 : PROJECTION DE LA TRAJECTOIRE ATTENDUE DES POPULATIONS (ET DES INCERTITUDES) SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE DU POINT DE VUE SCIENTIFIQUE ET JUSQU'AU MOMENT D'ATTEINDRE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT, EN FONCTION DES TAUX DE MORTALITÉ ET DES TAUX DE PRODUCTIVITÉ EN RAPPORT AVEC LES MESURES PARTICULIÈRES AUX FINS D'EXAMEN ÉNONCÉES À L'ÉLÉMENT 19

Aucun taux de mortalité et aucune productivité n'ont été définis à l'élément 19. Les changements du TE sont abordés dans la section 7 (ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES) parce qu'il existait des données à l'appui de la modélisation des changements connexes. Aucune donnée sur les changements découlant d'autres mesures d'atténuation n'était accessible pour une modélisation directe.

En guise d'approximation grossière, les changements dans le taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte par rapport à l'analyse effectuée dans la section 5.4 (Élément 15) peuvent être considérés comme équivalant à peu près aux changements de la productivité en raison de la relation entre la productivité maximale à l'origine (α'), α , et la covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (γ), décrite dans l'équation 4. Répétons-le cependant, il n'est pas possible pour l'instant de relier l'ampleur de ces changements à des activités d'atténuation précises.

Malgré l'absence de taux quantifiables, les mesures d'atténuation ou de restauration qui augmenteraient la productivité accroîtraient la probabilité d'une trajectoire positive des populations et d'atteindre l'objectif de rétablissement. Des simulations et recherches ultérieures pourraient donner une idée de la façon dont les changements de la productivité (ou le paramètre α) influenceraient l'atteinte de l'objectif de rétablissement compte tenu des différents scénarios hypothétiques; toutefois, cette exploration suppose que des activités d'atténuation efficaces sont menées ou qu'un changement de régime dans le milieu marin se traduirait par une productivité accrue.

6.6 ÉLÉMENT 21 : RECOMMANDATIONS DE VALEURS DES PARAMÈTRES POUR LA PRODUCTIVITÉ DES POPULATIONS ET LES TAUX DE MORTALITÉ DE DÉPART, ET DE CARACTÉRISTIQUES PARTICULIÈRES DU MODÈLE DE POPULATION

Il est fortement recommandé de communiquer avec l'auteur principal du présent document avant de procéder à une analyse exploratoire des répercussions économiques, sociales et culturelles fondée sur le modèle décrit dans les sections 5.2 (Élément 13) et 5.4 (Élément 15). L'importante section Mises en garde et conditions s'applique au modèle de population et à plusieurs sources d'incertitude (décrites brièvement) des paramètres énumérés dans la section 2.3 (Élément 3) et la discussion tenue à la section 4.1.4 (Pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, pêches récréatives et pêches commerciales).

7 ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

7.1 ÉLÉMENT 22 : ÉVALUATION DU TAUX MAXIMAL DE MORTALITÉ ET DE DESTRUCTION DE L'HABITAT D'ORIGINE ANTHROPIQUE QUE L'ESPÈCE PEUT SOUTENIR SANS RISQUE POUR SA SURVIE OU SON RÉTABLISSEMENT

La définition large des **dommages admissibles** est la suivante : « Dommages à l'espèce sauvage qui ne menaceront pas son rétablissement ou sa survie » (MPO, 2014b). Il est important de noter que la **survie** représente un état stable ou croissant où une espèce n'est pas menacée de disparition imminente, et le **rétablissement** est un retour à un état dans lequel la population et la répartition se situent dans la plage normale de variabilité (MPO, 2014b). Par conséquent, le rétablissement est plus important que la survie dans le spectre de la persistance de la population.

Pour conclure que des activités peuvent être autorisées en vertu de l'article 73 de la LEP à titre de dommages admissibles, plusieurs critères doivent être remplis (DFO, 2004a). Pour aider à répondre à ces critères, quatre questions de base ont été énoncées dans le « Protocole de Moncton » (DFO, 2004b).

1. Quelle est la trajectoire actuelle ou récente de l'espèce?
2. Quel est le statut actuel ou récent de l'espèce?
3. Quel est l'ordre de grandeur ou l'objectif prévu pour le rétablissement?
4. Quel est le délai général prévu pour atteindre l'objectif de rétablissement?

Avec une question générale : « L'espèce peut-elle se rétablir si la mortalité d'origine anthropique est supérieure à zéro? »

Bon nombre des éléments du Protocole de Moncton sont maintenant intégrés aux éléments des évaluations du potentiel de rétablissement.

On a également observé que la survie et le rétablissement des espèces présentes en eau douce dépendaient souvent des caractéristiques de l'habitat. Le Protocole de Moncton a été révisé afin d'intégrer la gestion de l'habitat dans les évaluations des dommages admissibles (DFO, 2006); toutefois, il est souvent difficile de le respecter lorsque les répercussions sur les populations découlant de la modification de l'habitat ne sont pas quantifiées.

7.1.1 Évaluation

Considérant que dans l'UD du CFI, la moyenne des recrues par géniteur dépasse le taux de remplacement (tableau 6), le rétablissement est possible si la mortalité d'origine anthropique est minimale compte tenu des conditions environnementales actuelles et de la variabilité, et en supposant que les répercussions des menaces déterminées soient également atténuées. Les simulations prospectives présentées dans la section 5.2 (Élément 13 : Trajectoires projetées des populations compte tenu des paramètres actuels de la dynamique des populations) produisent certaines fourchettes plausibles de réactions de l'UD à la mortalité des adultes résultant du TE (tableau 16, tableau 17, tableau 18), qui peuvent être utiles pour déterminer les dommages admissibles dans les conditions environnementales actuelles. Les données requises pour étayer les dommages admissibles près de l'habitat représentent une lacune majeure dans les connaissances sur le CFI.

En tenant compte des résultats des simulations prospectives par combinaison moyenne de modèles dans le contexte des catégories de certitude du GIEC (Mastrandrea *et al.*, 2010), on peut examiner les réactions des populations au TE dans le contexte de la survie actuelle du stade de saumoneau au stade d'adulte (moyenne = 0,010) du point de vue de la vraisemblance d'occurrence.

La proportion de simulations qui ont atteint l'objectif de rétablissement suggéré dans la moyenne géométrique finale sur trois ans de la projection (réussite finale) se situait dans la fourchette probable ($\geq 0,66$) à un TE de 0,06 et était plus faible à la survie actuelle du stade de saumoneau au stade d'adulte; cependant, aucune proportion de simulations n'a atteint la fourchette très probable ($\geq 0,9$) à la survie actuelle du stade de saumoneau au stade d'adulte. À un TE de 0,06 et à la survie moyenne actuelle du stade de saumoneau au stade d'adulte, il est probable que la trajectoire des populations soit positive (pourcentage de trajectoires positives = 0,71). Toutefois, la variation médiane en pourcentage sur dix ans était de 16 % et l'intervalle d'incertitude de 80 % était de -17 à 48 % (c.-à-d. qu'il a franchi la ligne du 0 %).

L'intervalle d'incertitude du paramètre de la variation en pourcentage a toujours franchi la ligne du 0 % à la survie actuelle du stade de saumoneau au stade d'adulte pour tous les TE, même lorsque le TE était fixé à 0 sans variabilité, ce qui indique une incertitude quant à savoir si la trajectoire de l'UD sera positive ou négative à un TE quelconque dans les conditions récentes. Avec un TE de 0, l'intervalle de 80 % pour la variation en pourcentage allait de -6 à 65 %, avec une médiane de 33 %. Le « pourcentage de trajectoires positives » à un TE de 0 et à la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte se situait dans la fourchette probable (0,86) et présentait la plus forte proportion de réussite finale (0,81). Par conséquent, une croissance positive des populations et l'atteinte de l'objectif de rétablissement dans dix ans pourraient être probables à un TE de 0,06 ou moins, mais l'incertitude dans la modélisation qui a produit ce résultat n'a pas été prise en compte et une trajectoire négative de l'UD est possible. La plausibilité des trajectoires démographiques positives augmente aux alentours d'un TE de 0.

Du fait de l'incertitude supplémentaire qui n'a pas été intégrée dans les résultats de la simulation prospective (voir la section 5.2.1 [Mises en garde et conditions]), il est difficile de déterminer de manière fiable à quel moment l'UD risque de ne pas atteindre l'objectif de rétablissement avec une grande certitude uniquement en modifiant le TE. La simulation prospective a été particulièrement sensible aux changements de la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte, tant dans le sens positif que dans le sens négatif, de sorte qu'il faudrait réviser régulièrement les recommandations de dommages admissibles à mesure que les conditions environnementales varient. Le cas échéant, la période recommandée pour faire rapport sur les programmes de rétablissement est de cinq ans, mais on préconise de mettre à jour chaque année la modélisation associée à l'estimation des répercussions du TE, à mesure

que d'autres données s'accumulent. L'effet de la modification du TE pour parvenir à un rétablissement réussi à l'objectif d'abondance recommandé est une mesure de gestion immédiate que le MPO peut utiliser, mais il faut également prendre en compte d'autres activités qui ont été définies comme constituant des menaces.

De nombreuses activités anthropiques peuvent agir de façon additive ou cumulative, et peuvent être considérées dans le contexte du taux de mortalité totale équivalent-adultes ou des changements de la productivité. En ce qui concerne les travaux de modélisation effectués ici, les changements du TE et de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte peuvent être considérés comme des approximations des variations de la mortalité totale équivalent-adultes ou de la productivité, respectivement. Pour la projection prospective, on présume que les répercussions actuelles des menaces demeurent constantes par rapport aux conditions actuelles; toutefois, les changements hypothétiques de la mortalité totale équivalent-adultes ou de la productivité peuvent varier à l'avenir en raison des effets croissants (ou décroissants) d'autres menaces. Par exemple, le résultat du modèle associé à un TE de 0,12 ne serait pas vraiment représentatif si les activités futures entraînent une mortalité totale équivalent-adultes supérieure au taux naturel. De plus, les résultats associés à une valeur de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte de 0,009 peuvent représenter un scénario dans lequel les effets de référence sur la productivité en eau douce augmentent. Il faut donc prendre en compte les dommages causés par d'autres activités, en plus des dommages associés au TE, lorsqu'on examine la probabilité d'atteindre l'objectif de rétablissement.

Les dommages actuels et croissants associés à plusieurs menaces pesant sur l'habitat du CFI peuvent avoir des répercussions plus importantes sur la trajectoire des populations que le TE, malgré l'absence de relations quantitatives avec la survie et la productivité dans l'ensemble des UC. Comme il a été mentionné précédemment, la croissance des populations est sensible à la survie du stade de l'œuf à celui de saumoneau, qui est influencée par les activités menées dans les bassins hydrographiques. De nombreuses menaces présentées dans l'évaluation sous l'Élément 8 sont associées aux répercussions sur les bassins hydrographiques et l'habitat en eau douce. Les menaces classées aux premiers rangs sont les modifications des surfaces de captage, les infrastructures linéaires et les effluents agricoles et sylvicoles, respectivement. Les activités associées aux modifications des surfaces de captage comprennent principalement la foresterie, suivie de l'agriculture et du développement urbain (surfaces imperméables). Les taux d'expansion de la foresterie, de l'agriculture et du développement urbain varient d'une UC à l'autre. Les infrastructures linéaires, qui entraînent souvent une diminution de la quantité et de la complexité de l'habitat, sont surtout associées aux mesures de protection contre les inondations et les marées dans le bas Fraser, mais aussi au développement agricole et urbain connexe le long des cours d'eau de l'intérieur. Les effluents agricoles et sylvicoles sont directement liés au style d'activité (p. ex., coupe à blanc ou sélective), mais aussi à la pente des berges et aux niveaux naturels des précipitations et de la composition du sol, qui diffèrent d'une UC à l'autre, de même que le niveau de ces activités. En plus des diverses sources de TE, les activités suivantes présentent également des risques faibles à modérés (c.-à-d. incertains par rapport aux trois menaces énumérées précédemment) de menace pour le CFI : la gestion et l'utilisation de l'eau et l'exploitation de barrages; le matériel génétique introduit (influence des écloséries); les effluents attribuables aux activités urbaines, industrielles et militaires. Les équipes de rétablissement doivent se pencher sur toutes les activités susmentionnées pour tenir compte des risques admissibles si le CFI est inscrit sur la liste.

Il existe plusieurs politiques et cadres relevant du mandat du MPO pour guider les activités susceptibles de causer des dommages et pour orienter la façon et le moment de réduire les dommages excessifs causés par l'exploitation directe, les prises accessoires et les

répercussions sur l'habitat; il s'agit notamment de la Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique (la Politique sur le saumon sauvage ou PSS) et une politique plus générale du MPO, le Cadre pour la pêche durable. Selon la PSS, la conservation des saumons et de leur habitat est la priorité principale pour la gestion des ressources, qui comprend la protection de la diversité génétique des saumons sauvages et le maintien de l'intégrité de l'habitat et de l'écosystème. Le Cadre pour une pêche durable renferme des directives sur la prise de décisions qui intègrent l'approche de précaution, la gestion écosystémique des pêches et les politiques de gestion des prises accessoires. Une ligne directrice particulièrement applicable de l'approche de précaution compte tenu des données limitées sur le CFI est la suivante : « [...] faire preuve de prudence lorsque les données scientifiques sont incertaines, peu fiables ou inadéquates. Le manque de données scientifiques adéquates ne saurait être invoqué pour ne pas prendre de mesures visant à éviter un préjudice grave à la ressource ou pour en différer l'adoption. » L'approche de précaution peut également être avantageuse dans le contexte des dommages causés par les menaces à l'habitat ainsi que dans la gestion des pêches. Ces politiques et lignes directrices doivent être prises en considération si des programmes de rétablissement sont mis en place par la suite.

Bien que la recommandation relative aux dommages admissibles dans le paragraphe suivant soit fondée sur les résultats de simulation existants et l'application du principe de précaution, il y aura plusieurs aspects à prendre en considération lorsqu'on envisagera à l'avenir des dommages admissibles. La recommandation peut être prise en compte dans un contexte général et comme indiquant que les dommages admissibles en fonction de l'année et de l'UC pourront être évalués à l'avenir à mesure que des données supplémentaires seront recueillies; cependant, la capacité de gérer le TE et les répercussions sur l'habitat au niveau de l'UC exclut les plafonds propres à l'année et à l'UC. De plus, les États-Unis ne sont pas tenus de réduire leur impact sur le CFI en deçà d'un TE de 10 % selon le statut actuel de l'espèce dans le cadre du Traité sur le saumon du Pacifique; cependant, le libellé du Traité permet au Canada de demander une réduction du TE (CSP, 2019). Enfin, il est recommandé d'aborder les études mentionnées par l'ERCFI (2006) qui pourraient combler des lacunes dans les connaissances associées aux répercussions sur l'habitat et permettre ainsi d'adopter une approche plus quantitative dans les évaluations futures.

Étant donné l'incertitude qui entoure les niveaux de dommages associés à de multiples activités et les probabilités modélisées actuelles d'avoir des trajectoires positives dans le scénario présent, la recommandation suivante est formulée pour les dommages admissibles : **autoriser uniquement les activités qui favorisent la survie et le rétablissement du CFI**, susceptibles de causer des cas de mortalité (comme l'évaluation des stocks, les activités de recherche ou les mesures d'atténuation ou de restauration de l'habitat), **afin d'assurer une croissance positive des populations**, jusqu'à ce que l'UD du CFI atteigne l'effectif cible proposé et que les menaces aient été atténuées au point où le CFI n'est plus considéré comme une espèce menacée.

8 REMERCIEMENTS

Nous remercions pour leur soutien et leur participation le personnel technique des Premières Nations du fleuve Fraser, notamment le Fraser River Aboriginal Fisheries Secretariat, la Lower Fraser Fisheries Alliance, la Upper Fraser Fisheries Conservation Alliance, la Secwepmec Fisheries Commission, le Conseil tribal des Scw'exmx et l'Okanagan Nation Alliance. Nous remercions aussi le personnel technique du secteur du Fraser et de l'intérieur du MPO de son aide pour la collecte et la vérification des données. Merci également Robyn Pearce d'avoir rassemblé l'information sur la gestion des pêches pour les annexes sur les recommandations relatives à l'évaluation du potentiel de rétablissement, qu'il n'a pas été possible d'inclure dans

ce rapport. Nous sommes reconnaissants à Tony Rathbone et Helen Olynyk d'avoir créé les cartes des cinq UC. Nous remercions Josh Korman, Mike Bradford et Joel Sawada de nous avoir aidés à mettre à jour les modèles et à comprendre le code. Nous remercions également Ann-Marie Huang de ses commentaires et de son aide pour maintenir la collaboration entre ce processus et les autres processus d'évaluation du potentiel de rétablissement. Nous sommes reconnaissants à Dwayne Lepitzki d'avoir présidé l'appel à l'évaluation des menaces pesant sur le rétablissement du CFI à l'aide du calculateur des menaces du COSEPAC, et à Peter Hall, Robyn Kenyon, et Patricia Woodruff, d'avoir participé à la téléconférence sur le calculateur des menaces du COSEPAC. Nous remercions Andrew Klassen, du FLNRORD de la Colombie-Britannique, de nous avoir fourni des renseignements sur la répartition des espèces aquatiques envahissantes dans le bassin du Fraser, et Holly Pulvermacher, Stephanie Major et Teri Ridley, du Programme de protection du poisson et de son habitat du MPO, de nous avoir offert des renseignements précieux sur l'état des milieux utilisés par les poissons.

9 RÉFÉRENCES CITÉES

- Alderman, S. L., L. A. Dindia, C. J. Kennedy, A. P. Farrell, and T. E. Gillis. 2017a. Proteomic analysis of sockeye salmon serum as a tool for biomarker discovery and new insight into the sublethal toxicity of diluted bitumen. *Comparative Biochemistry and Physiology - Part D: Genomics and Proteomics* 22:157–166.
- Alderman, S. L., F. Lin, A. P. Farrell, C. J. Kennedy, and T. E. Gillis. 2017b. Effects of diluted bitumen exposure on juvenile sockeye salmon: From cells to performance. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36:354–360.
- Alsaadi, F., P. V. Hodson, and V. S. Langlois. 2018. An Embryonic Field of Study: The Aquatic Fate and Toxicity of Diluted Bitumen. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 100:8–13.
- Anderson, D., H. Moggridge, P. Warren, and J. Shucksmith. 2014. The impacts of 'run-of-river' hydropower on the physical and ecological condition of rivers. *Water and Environment Journal* 29:268–276.
- Anderson, S. C., A. B. Cooper, O. P. Jensen, C. Minto, J. T. Thorson, J. C. Walsh, J. Afflerbach, M. Dickey-Collas, K. M. Kleisner, C. Longo, G. C. Osio, D. Ovando, I. Mosqueira, A. A. Rosenberg, and E. R. Selig. 2017. Improving estimates of population status and trend with superensemble models. *Fish and Fisheries* 18:732–741.
- Angilletta, M. J., E. A. Steel, K. K. Bartz, J. G. Kingsolver, M. D. Scheuerell, B. R. Beckman, and L. G. Crozier. 2008. Big dams and salmon evolution: changes in thermal regimes and their potential evolutionary consequences. *Evolutionary Applications* 1:286–299.
- Araujo, H. A., C. Holt, J. M. R. Curtis, R. I. Perry, J. R. Irvine, and C. G. J. Michielsens. 2013. Building an ecosystem model using mismatched and fragmented data: A probabilistic network of early marine survival for coho salmon *Oncorhynchus kisutch* in the strait of georgia. *Progress in Oceanography* 115:41–52.
- Arbeider, M. 2018. Juvenile salmon use of estuaries: investigating food web ecology, growth, and residency (M.Sc. Thesis). Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia.
- Askey, P.J., Post, J.R., Parkinson, E.A., Rivot, E., Paul, A.J., and Biro, P.A. 2007. Estimation of gillnet efficiency and selectivity across multiple sampling units: a hierarchical Bayesian analysis using mark-recapture data. *Fisheries Research* 83:162–174.

-
- Atagi, D. Y. 1994. Estuary use by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): is it a viable life history strategy? University of British Columbia.
- Babcock, E. A., E. K. Pikitch, and C. G. Hudson. 2003. How much observer coverage is enough to adequately estimate bycatch? University of Miami, Miami, FL.
- Ban, S. S., H. M. Alidina, T. A. Okey, R. M. Gregg, and N. C. Ban. 2016. Identifying potential marine climate change refugia: A case study in Canada's Pacific marine ecosystems. *Global Ecology and Conservation* 8:41–54.
- Barnes, W. J. 1999. The Rapid Growth of a Population of Reed Canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) and Its Impact on Some Riverbottom Herbs. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 126:133–138.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, and S. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1–48.
- Beacham, T. D., M. Wetklo, L. Deng, and C. Macconnachie. 2011. Coho salmon population structure in North America determined from microsatellites. *Transactions of the American Fisheries Society* 140:253–270.
- Beakes, M. P., J. W. Moore, S. A. Hayes, and S. M. Sogard. 2014. Wildfire and the effects of shifting stream temperature on salmonids. *Ecosphere* 5:1–14.
- Beamish, R. J., and D. R. Bouillon. 1993. Pacific Salmon Production Trends in Relation to Climate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 50:1002–1016.
- Beamish, R. J., and C. Mahnken. 2001. A critical size and period hypothesis to explain natural regulation of salmon abundance and the linkage to climate and climate change. *Progress in Oceanography* 49:423–437.
- Beamish, R. J., C. Mahnken, and C. M. Neville. 1997. Hatchery and wild production of Pacific salmon in relation to large-scale, natural shifts in the productivity of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science* 54:1200–1215.
- Beamish, R. J., C. Mahnken, and C. M. Neville. 2004. Evidence That Reduced Early Marine Growth is Associated with Lower Marine Survival of Coho Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 133:26–33.
- Beamish, R. J., G. A. McFarlane, and R. E. Thomson. 1999. Recent declines in the recreational catch of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in the Strait of Georgia are related to climate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:506–515.
- Beamish, R. J., R. M. Sweeting, K. L. Lange, and C. M. Neville. 2008. Changes in the Population Ecology of Hatchery and Wild Coho Salmon in the Strait of Georgia. *Transactions of the American Fisheries Society* 137:503–520.
- Beamish, R. J., R. M. Sweeting, K. L. Lange, D. J. Noakes, D. Preikshot, and C. M. Neville. 2010. Early Marine Survival of Coho Salmon in the Strait of Georgia Declines to Very Low Levels. *Marine and Coastal Fisheries* 2:424–439.
- Beechie, T., E. Beamer, and L. Wasserman. 2004. Estimating Coho Salmon Rearing Habitat and Smolt Production Losses in a Large River Basin, and Implications for Habitat Restoration. *North American Journal of Fisheries Management* 14:797–811.
- Benjankar, R., D. Tonina, J. A. McKean, M. M. Sohrabi, Q. Chen, and D. Vidergar. 2018. Dam operations may improve aquatic habitat and offset negative effects of climate change. *Journal of Environmental Management* 213:126–134.

-
- Berejikian, B., and M. Ford. 2003. Review of relative fitness of hatchery and natural salmon. Seattle, WA: Northwest Fisheries Science Center; U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo NMFS-NWFSC-61.
- Biggs, B. J. F., V. I. Nikora, and T. H. Snelder. 2005. Linking scales of flow variability to lotic ecosystem structure and function. *River Research and Applications* 21:283–298.
- Bijsterveld, L., S. Di Novo, A. Fedorenko, and L. Hop Wo. 2002. Comparison of catch reporting systems for commercial salmon fisheries in British Columbia. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2626. 44p.
- Birtwell, I., C. Levings, J. Macdonald, and I. Rogers. 1988. A review of fish habitat issues in the Fraser River system. *Water Pollution Research Journal of Canada* 23:1–30.
- Bisson, P. A., and R. E. Bilby. 1982. Avoidance of Suspended Sediment by Juvenile Coho Salmon. *North American Journal of Fisheries Management* 4:371–374.
- Bjornn, T.C. and Reiser, D.W., 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. *American Fisheries Society Special Publication*, 19:138.
- Booth, D. B., D. Hartley, and R. Jackson. 2002. Forest Cover, Impervious-Surface Area, and the Mitigation of Stormwater Impacts¹. *Journal of the American Water Resources Association* 38:835–845.
- Boulton, A. J., S. Findlay, P. Marmonier, E. H. Stanley, and H. M. Valett. 2002. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:59–81.
- Bradford, M. 1998. A risk assessment for Thompson River coho salmon. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 1998. 23p.
- Bradford, M. J. 1995. Comparative review of Pacific salmon survival rates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:1327–1338.
- Bradford, M. J., and J. R. Irvine. 2000. Land use, fishing, climate change, and the decline of Thompson River, British Columbia, coho salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:13–16.
- Bradford, M. J., R. A. Myers, and J. R. Irvine. 2000. Reference points for coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) harvest rates and escapement goals based on freshwater production. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:677–686.
- Bradford, M. J., C. P. Tovey, and L.-M. Herborg. 2008a. Biological Risk Assessment for Yellow Perch (*Perca flavescens*) in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2008/073. vi + 27 p.
- Bradford, M. J., C. P. Tovey, and L.-M. Herborg. 2008b. Biological Risk Assessment for Northern Pike (*Esox lucius*), Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), and Walleye (*Sander vitreus*) in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2008/074. viii + 46 p.
- Bradford, M., and C. Wood. 2004. A review of biological principles and methods involved in setting minimum population sizes and recovery objectives for the September 2004 drafts of the Cultus and Sakinaw Lake sockeye salmon and Interior Fraser coho salmon recovery plans. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2004/128. iv + 48.
- Bratty, J. 1999. The winter ecology of juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in interior British Columbia streams (M.Sc. Thesis). University of British Columbia, Vancouver, B.C.

-
- Brown, G. W., and J. T. Krygier. 1970. Effects of Clear-Cutting on Stream Temperature. *Water Resources Research* 6:1133–1139.
- Brown, T. G. 2002. Floodplains, flooding, and salmon rearing habitats in British Columbia: A review. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc* 2002/007. 155 p.
- Brown, T. G., and P. Winchell. 2004. Fish Community of Shuswap Lake's Foreshore. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2568. viii + 39 p.
- Cai, W., S. Borlace, M. Lengaigne, P. Van Rensch, M. Collins, G. Vecchi, A. Timmermann, A. Santoso, M. J. Mcphaden, L. Wu, M. H. England, G. Wang, E. Guilyardi, and F.-F. Jin. 2014. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Climate Change* 4:111–116.
- Cambray, J. A. 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500:217–230.
- Carter, K. S. 2014. Striking a Balance: the Challenges of Using a Professional Reliance Model in Environmental Protection-British Columbia's Riparian Areas Regulation. BC Office of the Ombudsperson, Public Report No. 50. Victoria, BC.
- Casillas, E., B. B. McCain, M. Arkoosh, and J. E. Stein. 1997. Estuarine Pollution and Juvenile Salmon Health: Potential Impact on Survival. Page 313 *in* R. L. Emmett and M. H. Schiewe, editors. *Estuarine and ocean survival of Northeastern Pacific Salmon: Proceedings of the workshop*. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo.
- Cavalli-Sforza, L. L., and A. W. F. Edwards. 1967. Phylogenetic analysis: models and estimation procedures. *Evolution* 32:550-570.
- Cavole, L., A. Demko, R. Diner, A. Giddings, I. Koester, C. Pagniello, M.-L. Paulsen, A. Ramirez-Valdez, S. Schwenck, N. Yen, M. Zill, and P. Franks. 2016. Biological Impacts of the 2013–2015 Warm-Water Anomaly in the Northeast Pacific: Winners, Losers, and the Future. *Oceanography* 29:273–285.
- Chapman, D. W. 1962. Aggressive behaviour in juvenile Coho Salmon as a cause of emigration. *Fisheries Research Board of Canada* 19:1047–180.
- Chapman, D. W. 1988. Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 117:1–21.
- Chapman, D. W., and E. Knudsen. 1980. Channelization and Livestock Impacts on Salmonid Habitat and Biomass in Western Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 109:357–363.
- Chittenden, C. M., R. J. Beamish, C. M. Neville, R. M. Sweeting, and R. S. McKinley. 2009. The Use of Acoustic Tags to Determine the Timing and Location of the Juvenile Coho Salmon Migration out of the Strait of Georgia, Canada. *Transactions of the American Fisheries Society* 138:1220–1225.
- Chittenden, C. M., M. C. Melnychuk, D. W. Welch, and R. S. McKinley. 2010. An investigation into the poor survival of an endangered coho salmon population. *PLoS ONE* 5:3–12.
- Coker, G. A., D. L. Ming, and N. E. Mandrak. 2010. Mitigation Guide for the Protection of Fishes and Fish Habitat to Accompany the Species at Risk Recovery Potential Assessments Conducted by Fisheries and Oceans Canada (DFO) in Central and Arctic Region. Version 1.0. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2904: vi + 40 p.

-
- Collins, S. F., C. V. Baxter, A. M. Marcarelli, and M. S. Wipfli. 2016. Effects of experimentally added salmon subsidies on resident fishes via direct and indirect pathways. *Ecosphere* 7:1–18.
- Connors, B. M., M. Krkošek, J. Ford, and L. M. Dill. 2010. Coho salmon productivity in relation to salmon lice from infected prey and salmon farms. *Journal of Applied Ecology* 47:1372–1377.
- Coronado, C., and R. Hilborn. 1998. Spatial and temporal factors affecting survival in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:2067–2077.
- COSEPAC. 2016. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), population du Fraser intérieur, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 59 p.
- COSEWIC. 2012. Guidance for completing the Threats Classification and Assessment Calculator and Determining the number of 'Locations'. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. April 2012
- Cruickshank, A. 2018. [Untreated sewage pollutes water across the country](#).
- D'Eon-Eggertson, F., N. K. Dulvy, and R. M. Peterman. 2015. Reliable Identification of Declining Populations in an Uncertain World. *Conservation Letters* 8:86–96.
- Debruyn, A. M. H., M. G. Ikonomou, and F. A. P. C. Gobas. 2004. Magnification and toxicity of PCBs, PCDDs, and PCDFs in upriver-migrating pacific salmon. *Environmental Science and Technology* 38:6217–6224.
- Decker, A. S., M. A. Hawkshaw, B. A. Patten, J. Sawada, and A. L. Jantz. 2014. Assessment of the Interior Fraser Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) Management Unit Relative to the 2006 Conservation Strategy Recovery Objectives. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2014/086. xi + 64 p.
- Decker, A. S., and J. R. Irvine. 2013. Pre-COSEWIC Assessment of Interior Fraser Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/121. x + 57 p.
- Dextrase, A. J., and N. E. Mandrak. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions* 8:13–24.
- DFO. 1998a. Salmon watershed planning profiles for the Thompson Nicola habitat management area. Vancouver, BC.
- DFO. 1998b. Salmon watershed planning profiels for the South Thompson - Shuswap habitat management area. Vancouver, BC.
- DFO. 2004a. Revised Framework for Evaluation of Scope for Harm under Section 73 of the Species at Risk Act. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Stock Status Report 2004/048.
- DFO. 2004b. A Framework for the Department of Fisheries and Oceans to address Permitting Conditions under Section 73 of SARA. Appendix 4 in: National Science Advisory Meeting on Section 73 Permits under the Species at Risk Act. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2004/005.
- DFO. 2005a. A Framework for Developing Science Advice on Recovery Targets for Aquatic Species in the Context of the Species at Risk Act. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2005/054.

-
- DFO. 2005b. Proceedings of the Meeting of the Science Working Group on the Precautionary Approach; October 20 and 21, 2005. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2005/027.
- DFO. 2006. National Science: Habitat management workshop on allowable harm assessment for aquatic species with habitat related threats. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2006/034.
- DFO. 2011. A Complement to the 2005 Framework for Developing Science Advice on Recovery Targets in the context of the *Species at Risk Act*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2010/061.
- DFO. 2013a. A Biological Risk Management Framework for Enhancing Salmon in the Pacific Region. Fisheries and Oceans Canada, Pacific Region. Fs144-38/2013E-PDF
- DFO. 2013b. Community Involvement Program Best Management Practices Guide. Fisheries and Oceans Canada, Pacific Region. Fs144-43/2013E-PDF
- DFO. 2015. Guidelines for the Identification of Residence and Preparation of a Residence Statement for Aquatic Species at Risk.
- DFO. 2016. [A Compilation of Operational and Planning Guidelines for the Salmonid Enhancement Program](#). Fisheries and Oceans Canada, Pacific Region.
- DFO. 2018a. [Piscine Orthoreovirus \(PRV\) and Heart and Skeletal Muscle Inflammation \(HSMI\)](#).
- DFO. 2018b. [PST Southern Coho Reference Points and Exploitation Rate Caps. Engagement Process Discussion Paper](#).
- DFO. 2018c. [SEP Production Planning: A Framework](#).
- Dietrich, J. P., A. L. Van Gaest, S. A. Strickland, G. P. Hutchinson, A. B. Krupkin, and M. R. Arkoosh. 2014. Toxicity of PHOS-CHEK LC-95A and 259F fire retardants to ocean- and stream-type Chinook salmon and their potential to recover before seawater entry. *Science of the Total Environment* 490:610–621.
- Diewert, R. E., D. A. Nagtegaal, and K. Hein. 2005. A comparison of the results of the 1998 Georgia Strait creel survey with an independent observer program. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2716. vii + 39 p.
- Dill, L. M., and A. H. G. Fraser. 1984. Risk of Predation and the Feeding Behavior of Juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 16:65–71.
- English, K. K., R. E. Bailey, and D. Robichaud. 2007. Assessment of Chinook returns to the Fraser River watershed using run reconstruction techniques 1982-4. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2007/020. vi + 76 p.
- Evans, G. T., and J. B. Dempson. 1986. Calculating the sensitivity of a salmonid population model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43:863–868.
- Feist, B. E., E. R. Buhle, P. Arnold, J. W. Davis, and N. L. Scholz. 2011. Landscape ecotoxicology of coho salmon spawner mortality in urban streams. *PLoS ONE* 6.
- Flagg, T. A. 2015. Balancing Conservation and Harvest Objectives: a Review of Considerations for the Management of Salmon Hatcheries in the U.S. Pacific Northwest. *North American Journal of Aquaculture* 77:367–376.

-
- Fleming, I. A. 2002. The ability of released, hatchery salmonids to breed and contribute to the natural productivity of wild populations. Pages 32–40 in C. Orr, P. Gallagher, and J. Penikett, editors. *Hatcheries and the Protection of Wild Salmon, Speaking for the Salmon Series, Continuing Studies in Science at Simon Fraser University*. Simon Fraser University, Burnaby, BC.
- FLNRORD. 2016. [Invasive yellow perch means no fishing on Windy Lake](#).
- Foerster, R. E. 1955. The Pacific salmon (genus *Oncorhynchus*) of the Canadian Pacific Coast with particular reference to their occurrence in or near fresh water. *International North Pacific Fisheries Commission Bulletin* 1:1–56.
- Folkes, M., B. Ionson, and J. R. Irvine. 2005. Scientific advice for input to the Allowable Harm Assessment for Interior Fraser Coho Salmon. *Canadian Science Advisory Secretariat* 2005/083. 51 p.
- Foote, C. J., and G. S. Brown. 2011. Ecological relationship between freshwater sculpins (genus *Cottus*) and beach-spawning sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in Iliamna Lake, Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:1524–1533.
- Forrest, R.E., McAllister, M.K., Dorn, M.W., Martell, S.J.D., and Stanley, R.D. 2010. Hierarchical Bayesian estimation of recruitment parameters and reference points for Pacific rockfishes (*Sebastes* spp.) under alternative assumptions about the stock-recruit function. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67:1611–1634.
- Francis, R. C., S. R. Hare, A. B. Hollowed, and W. S. Wooster. 1998. Effects of Interdecadal Climate Variability on the Oceanic Ecosystems of the NE Pacific. *Fisheries Oceanography* 7:1–21.
- FRAP. 1998. Wild, threatened, and lost streams of the lower Fraser valley: summary report. Page Fraser River Action Plan. Lower Fraser Valley Stream Review, Vol 3. Vancouver, BC.
- Fulton, R. J. 1969. Glacial lake history, southern interior Plateau, British Columbia. *Geological Survey of Canada, Department of Energy, Mines and Resources Paper* 69.
- FWCP. 2017. Bridge-Seton watershed action plan. The Fish & Wildlife Compensation Program Version 9.
- Gallardo, B., M. Clavero, M. I. Sánchez, and M. Vilà. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22:151–163.
- Gardner, J., D. L. Peterson, A. Wood, and V. Maloney. 2004. Making Sense of the Debate about Hatchery Impacts: Interactions Between Enhanced Pacific Coast. *Pacific Fisheries Resource Conservation Council*, Vancouver, BC.
- Garette, C. L. 1980. *Fraser River Estuary Study Water Quality: Toxic Organic Contaminants*. Vancouver, BC.
- Gibeau, P., B. M. Connors, and W. J. Palen. 2016. Run-of-River hydropower and salmonids: potential effects and perspective on future research. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74:1135–1149.
- Gjessing, E., E. Lygren, L. Berglind, T. Gulbrandsen, and R. Skaane. 1984. Effect of highway runoff on lake water quality. *The Science of the Total Environment* 33:245–257.
- Gordon, J., M. Arbeider, D. Scott, S. M. Wilson, and J. W. Moore. 2015. When the Tides Don't Turn: Floodgates and Hypoxic Zones in the Lower Fraser River, British Columbia, Canada. *Estuaries and Coasts* 38:2337–2344.

-
- Grant, S. C. H., B. L. MacDonald, T. E. Cone, C. A. Holt, A. Cass, E. J. Porszt, J. M. B. Hume, and L. Pon. 2011. Evaluation of Uncertainty in Fraser Sockeye (*Oncorhynchus nerka*) Wild Salmon Policy Status using Abundance and Trends in Abundance Metrics. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2011/087. viii + 183 p.
- Grant, S.C.H., and G. Pestal. 2012. Integrated biological status assessments under the Wild Salmon Policy using standardized metrics and expert judgement: Fraser River Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) case studies. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/106. v + 132 p.
- Grant, W. S. 2012. Understanding the adaptive consequences of hatchery-wild interactions in Alaska salmon. *Environmental Biology of Fishes* 94:325–342.
- Gray, C., and T. Tuominen. 1999. Health of the Fraser River aquatic ecosystem. Volumes I, II : a synthesis of research conducted under the Fraser River Action Plan. Vancouver, BC.
- Gregory, R. 1993. Effect of Turbidity on the Predator Avoidance Behaviour of Juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50:241–246.
- Gregory, R., and T. Northcote. 1993. Surface, plankton, and benthic foraging by juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50:233–240.
- Gribanov, V. I. 1948. The Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch* Walbaum) – a biological sketch. Fisheries Research Board of Canada No. 370.
- Groot C, and L. Margolis, editors. 1991. Pacific salmon life histories. University of British Columbia Press, University of British Columbia, Vancouver. xv + 564 pp.
- Haddock, M. 2018. Professional reliance review: The final report of the review of professional reliance in natural resource decision-making. Victoria, BC.
- Hamlet, A. F. 2011. Assessing water resources adaptive capacity to climate change impacts in the Pacific Northwest Region of North America. *Hydrology and Earth System Sciences* 15:1427–1443.
- Harding, T., L. Jaremovic, and G. Kosakoski. 1994. Strategic review of fisheries resources for the North Thompson habitat management area. Vancouver, BC.
- Hart, J. L. 1973. Pacific fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 180.
- Hartman, G. F., and T. G. Brown. 1988. Forestry-Fisheries Planning Considerations on Coastal Floodplains. *The Forestry Chronicle* 64:47–51.
- Hartman, G. F., C. Groot, and T. G. Northcote. 2000. Science and management in sustainable salmonid fisheries: the ball is not in our court. Pages 31–50 in E. E. Knudsen and D. McDonald, editors. Sustainable fisheries management: Pacific salmon. CRC Press, New York, NY.
- Healey, M. 2011. The cumulative impacts of climate change on Fraser River sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) and implications for management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68:718–737.
- Heintz, R. A., S. D. Rice, A. C. Wertheimer, R. F. Bradshaw, F. P. Thrower, J. E. Joyce, and J. W. Short. 2000. Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* after exposure to crude oil during embryonic development. *Marine Ecology Progress Series* 208:205–216.

-
- Hill, N. P., A. E. McIntyre, R. Perry, and J. N. Lester. 1990. Behavior of chlorophenoxy herbicides during primary sedimentation. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 57:60–67.
- Holt, C. A., and M. J. Bradford. 2011. Evaluating Benchmarks of Population Status for Pacific Salmon. *North American Journal of Fisheries Management* 31:363–378.
- Holt, C.A., Davis, B., Dobson, D., Godbout, L., Luedke, W., Tadey, J., et Van Will, P. 2018. Évaluation des points de référence biologiques pour les unités de conservation du saumon du Pacifique pour lesquelles les données sont limitées, mettant l'accent sur le saumon kéta du sud de la Colombie-Britannique. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2018/011. ix + 87 p.
- Holtby, B. L., and K. A. Ciruna. 2007. Conservation Units for Pacific Salmon under the Wild Salmon Policy. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc* 2007/070. viii +350 p.
- Hyatt, K. D., D. J. McQueen, K. S. Shortreed, and D. P. Rankin. 2004. Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) nursery lake fertilization: Review and summary of results. *Environmental Reviews* 12:133–162.
- Ianelli, J., K. K. Holsman, A. E. Punt, and K. Aydin. 2016. Multi-model inference for incorporating trophic and climate uncertainty into stock assessments. *Deep Sea Research II* 134:379–389.
- IFCRT. 2006. Conservation Strategy for Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*), Interior Fraser River Populations. Fisheries and Oceans Canada.
- Irvine, J.R., R.E. Withler, M.J. Bradford, R.E. Bailey, S. Lehmann, K. Wilson, J. Candy, and W. Shaw. 2000. Stock status and genetics of interior Fraser Coho Salmon. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2000/125. 49 p.
- Irvine, J.R., C.K. Parken, D.G. Chen, J. Candy, T. Ming, J. Supernault, W. Shaw, and R.E. Bailey. 2001. 2001 assessment of stock status for Coho Salmon from the interior Fraser River. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2001/083. 67 p.
- Irvine, J.R. 2002. Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) (population du Fraser intérieur) au Canada, in *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon coho (Oncorhynchus kisutch) (population du Fraser intérieur) au Canada*. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-39.
- Irvine, J. R., and M. A. Fukuwaka. 2011. Pacific salmon abundance trends and climate change. *ICES Journal of Marine Science* 68:1122–1130.
- IUCN. 2014. Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11.
- Kelly, B. C., M. G. Ikonou, N. MacPherson, T. Sampson, D. A. Patterson, and C. Dubetz. 2011. Tissue residue concentrations of organohalogen and trace elements in adult Pacific salmon returning to the Fraser River, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30:367–376.
- Knudsen, E. E., and S. J. Dilley. 1987. Effects of Riprap Bank Reinforcement on Stream Salmonids in the Western United States. *North American Journal of Fisheries Management* 7:351–356.

-
- Korman, J., Sawada, J., Bradford, M.J. 2019. Cadre d'évaluation de possibles points de référence de la Commission du saumon du Pacifique pour l'état de la population et les taux d'exploitation autorisés correspondants pour les unités de gestion du saumon coho du détroit de Georgie et du fleuve Fraser. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/001. vi + 86 p.
- Labelle, M. 1992. Straying Patterns of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) Stocks from Southeast Vancouver Island, British Columbia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:1843–1855.
- Lackey, R. T. 2005. Economic growth and salmon recovery: an irreconcilable conflict? Fisheries 30:30–32.
- Lackey, R. T. 2006. Axioms of ecological policy. Fisheries 31:286–290.
- LaCroix, J. J., A. C. Wertheimer, J. A. Orsi, M. V. Sturdevant, E. A. Fergusson, and N. A. Bond. 2009. A top-down survival mechanism during early marine residency explains coho salmon year-class strength in southeast Alaska. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 56:2560–2569.
- Laetz, C. A., D. H. Baldwin, V. R. Hebert, J. D. Stark, and N. L. Scholz. 2013. Elevated temperatures increase the toxicity of pesticide mixtures to juvenile coho salmon. Aquatic Toxicology 146:38–44.
- Langer, O., F. Hietkamp, and M. Farrell. 2000. Human population growth and the sustainability of urban salmonid streams in the Lower Fraser Valley. Pages 349–361 in E. E. Knudsen, C. R. Cleveland, R. Steward, D. D. MacDonald, J. E. Williams, and D. W. Reiser, editors. Sustainable Fisheries Management: Pacific Salmon. CRC Press, New York, NY.
- Lawson, P. W., E. A. Logerwell, N. J. Mantua, R. C. Francis, and V. N. Agostini. 2004. Environmental factors influencing freshwater survival and smolt production in Pacific Northwest coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61:360–373.
- Letey, J. 2001. Causes and consequences of fire-induced soil water repellency. Hydrological Processes 15:2867–2875.
- Levin, P. S., and N. Tolimieri. 2001. Differences in the impacts of dams on the dynamics of salmon populations. Animal Conservation 4:291–299.
- Li, W., and A. Cruickshank. 2018, April 13. Sewage problems must be fixed if Vancouver wants to be a global role model, say advocates. StarMetro Vancouver. Vancouver, BC.
- Liermann M.C., R. Sharma, and C.K. Parken. 2010. Using accessible watershed size to predict management parameters for Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, populations with little or no spawner-recruit data: a Bayesian hierarchical modelling approach. Fisheries Management and Ecology 17:40–51.
- Macdonald, J. S., E. A. MacIsaac, and H. E. Herunter. 2003. The effect of variable-retention riparian buffer zones on water temperatures in small headwater streams in sub-boreal forest ecosystems of British Columbia. Canadian Journal of Forest Research 33:1371–1382.
- Mantua, N., I. Tohver, and A. Hamlet. 2010. Climate change impacts on streamflow extremes and summertime stream temperature and their possible consequences for freshwater salmon habitat in Washington State. Climatic Change 102:187–223.

-
- Marty, G. D., D. B. Morrison, J. Bidulka, T. Joseph, and A. Siah. 2015. Piscine reovirus in wild and farmed salmonids in British Columbia, Canada: 1974-2013. *Journal of Fish Diseases* 38:713–728.
- Massey, W. 2017. Assessing the impact of riprap bank stabilization on fish habitat: A study of Lowland and Appalachian streams in Southern Québec. Concordia University.
- Mastrandrea, M. D., C. B. Field, T. F. Stocker, O. Edenhofer, K. L. Ebi, D. J. Frame, H. Held, E. Kriegler, K. J. Mach, P. R. Matschoss, G.-K. Plattner, G. W. Yohe, and F. W. Zwiars. 2010. Guidance note for lead authors of the IPCC fifth assessment report on consistent treatment of uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- McIntyre, J. K., J. W. Davis, C. Hinman, K. H. Macneale, B. F. Anulacion, N. L. Scholz, and J. D. Stark. 2015. Soil bioretention protects juvenile salmon and their prey from the toxic impacts of urban stormwater runoff. *Chemosphere* 132:213–219.
- McPhail, J. D. 2007. *The freshwater fishes of British Columbia*. The University of Alberta Press, Edmonton, AB.
- McRae, C. J., K. D. Warren, and J. Mark Shrimpton. 2012. Spawning site selection in interior Fraser River coho salmon *Oncorhynchus kisutch*: An imperiled population of anadromous salmon from a snow-dominated watershed. *Endangered Species Research* 16:249–260.
- Meador, J.P. 2014. Do chemically contaminated river estuaries in Puget Sound (Washington, USA) affect the survival rate of hatchery-reared Chinook salmon?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71:162-180.
- Meehan, W. R. 1992. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitat. *American Fisheries Society Special Publication No. 19*.
- MEW. 2008. Fishery Regulation Assessment Model (FRAM) - An Overview for Coho and Chinook - v 3.0. Portland, Oregon.
- Michielsens, C.G.J., and M.K. McAllister. (2004). A Bayesian hierarchical analysis of stock-recruit data: quantifying structural and parameter uncertainties. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 61:1032-1047.
- Miller, K. M., A. Teffer, S. Tucker, S. Li, A. D. Schulze, M. Trudel, F. Juanes, A. Tabata, K. H. Kaukinen, N. G. Ginther, T. J. Ming, S. J. Cooke, J. M. Hipfner, D. A. Patterson, and S. G. Hinch. 2014. Infectious disease, shifting climates, and opportunistic predators: cumulative factors potentially impacting wild salmon declines. *Evolutionary Applications* 7:812–855.
- Miller, R. R., J. D. Williams, and J. E. Williams. 1989. Extinctions of North American Fishes During the Past Century. *Fisheries* 14:37–41.
- Mitchell, D. G., P. M. Chapman, and T. J. Long. 1987. Acute toxicity of Roundup® and Rodeo® herbicides to rainbow trout, chinook, and coho salmon. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 39:1028–1035.
- MOE. 2015. Status of Invasive Species in B.C. State of Environment Reporting. British Columbia, Canada.
- MPO. 2014a. Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des impacts écologiques pour les espèces en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (Erratum : juin 2016)
- MPO, 2014b. Directive sur la réalisation des évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) des espèces aquatiques en péril. 29 p.

-
- MPO. 2015. Politique concernant le saumon sauvage – évaluations de l'état biologique pour les unités de conservation du saumon coho du Fraser intérieur (*Oncorhynchus kisutch*). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/022.
- MPO. 2018. Cadre pour la détermination des points de référence de la Commission du saumon du Pacifique permettant de définir les états et les taux d'exploitation admissibles connexes pour certaines zones de gestion canadiennes du saumon coho du sud. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/016.
- MPO. 2019. [L'examen par les pairs conclut que le risque de transfert de l'orthoréovirus pisciaire des élevages de saumon de l'Atlantique au saumon rouge sauvage du fleuve Fraser est minime.](#)
- Moore, R. D., and S. M. Wondzell. 2005. Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: a review. *Journal of the American Water Resources Association*:763–784.
- Morrison, J., M. C. Quick, and M. G. G. Foreman. 2002. Climate Change in the Fraser River Watershed : Flow and Temperature Climate change in the Fraser River watershed : flow and temperature projections. *Journal of Hydrology* 263:230–244.
- Mote, P. W., E. A. Parson, A. F. Hamlet, W. S. Keeton, D. P. Lettenmaier, N. Mantua, E. L. Miles, D. W. Peterson, D. L. Peterson, R. Slaughter, and A. K. Snover. 2003. Preparing for climate change: the water, salmon, and forests of the Pacific Northwest. *Climatic Change* 61:45–88.
- Murray, C. B., and M. L. Rosenau. 1989. Rearing of juvenile Chinook salmon in non-natal tributaries of the lower Fraser River, British Columbia. *Transactions of the American Fisheries Society* 118:284–289.
- Myers, R. A., G. Mertz, and J. Bridson. 1997. Spatial scales of interannual recruitment variations of marine, anadromous, and freshwater fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:1400–1407.
- Myers, R.A. and Mertz, G., 1998. Reducing uncertainty in the biological basis of fisheries management by meta-analysis of data from many populations: a synthesis. *Fisheries Research*, 37:51-60.
- Myers, R.A. 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. *ICES Journal of Marine Science* 58:937-951.
- Naiman, R. J. R., T. J. T. Beechie, L. E. Benda, D. D. R. Berg, P. Bison, L. H. L. MacDonald, M. O'Connor, P. P. L. Olson, E. A. Steel, P. A. Bisson, L. H. L. MacDonald, M. D. O'Connor, P. P. L. Olson, and E. A. Steel. 1992. Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion. *Watershed management: Balancing Sustainability and Environmental Change*:127–188.
- Nandor, G.F., J.R. Longwill, and D.L. Webb. 2010. Overview of the coded wire tag program in the Greater Pacific Region of North America. In *PNAMP Special Publication: Tagging, Telemetry and Marking Measures for Monitoring Fish Populations—A compendium of new and recent science for use in informing technique and decision modalities*. Edited by K.S. Wolf and J.S. O'Neal. *Pacific Northwest Aquatic Monitoring Partnership Special Publication*. 2010-002, pp. 5–46.

-
- Nehlsen, W. 1997. Pacific salmon status and trends – a coastwide perspective. Pages 41–52 in D. J. Stouder, P. A. Bisson, and R. J. Naiman, editors. *Pacific Salmon & their Ecosystems*. Chapman & Hall, New York.
- Nelson, T., R. Bocking, and M. Gaboury. 2001. Coldwater River Watershed Recovery Plan. LGL Limited.
- Nickelson, T. 2003. The influence of hatchery coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) on the productivity of wild coho salmon populations in Oregon coastal basins. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:1050–1056.
- Nielsen, J. L. 1992. Microhabitat-Specific Foraging Behavior, Diet, and Growth of Juvenile Coho Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 121:617–634.
- Nikl, L., B. Wernick, J. Van Geest, C. Hughes, and K. McMahan. 2016. Mount Polley Mine Embankment Breach: Overview of Aquatic Impacts and Rehabilitation. *Proceedings Tailings and Mine Waste*:845–856.
- Noakes, D. J., R. J. Beamish, R. Sweeting, and J. King. 2000. Changing the balance: interactions between hatchery and wild Pacific Coho Salmon in the presence of regime shifts. *North Pacific Anadromous Fisheries Commission Bulletin* 2:155–163.
- Northcote, T. G., and P. A. Larkin. 1989. The Fraser River: A major salmonine productive system. Pages 174–204 in D. Dodge, editor. *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publications Fisheries Aquatic Science 106.
- Olszynski, M. 2015. From 'badly wrong' to worse: an empirical analysis of Canada's new approach to fish habitat protection laws. *Journal of Environmental Law and Practice* 28:1–51.
- Pacific Fishery Management Council (PFMC). 2008. Fisheries Regulation Assessment Model (FRAM) An Overview for Coho and Chinook v 3.0 . (Document prepared for the Council and its advisory entities.) Pacific Fishery Management Council, 7700 NE Ambassador Place, Suite 101, Portland, Oregon 97220-1384.
- Patterson, D. A., K. A. Robinson, G. D. Raby, A. L. Bass, R. Houtman, S. G. Hinch, and S. J. Cooke. 2017. Guidance to Derive and Update Fishing-Related Incidental Mortality Rates for Pacific Salmon. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2017/011. vii + 56 p.
- Pearcy, W. G. 1992. *Ocean ecology of north Pacific salmonids*. University of Washington Press, Seattle, WA.
- Perry, T. D., and J. A. Jones. 2017. Summer streamflow deficits from regenerating Douglas-fir forest in the Pacific Northwest, USA. *Ecohydrology* 10:1–13.
- Peterman, R. M. 1987. Review of the components of recruitment of Pacific salmon. Pages 417–429 in M. J. Dadswell, R. J. Klauda, C. M. Moffitt, R. L. Saunders, R. A. Rulifson, and J. E. Cooper, editors. *Common Strategies of Anadromous and Catadromous Fishes*. American Fisheries Society, Symposium 1, Bethesda, MD.
- Peterson, N. P. 1982. Immigration of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kitsutch*) into riverine ponds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39:1308–1310.
- Petticrew, E., N. Gantner, S. Albers, and P. Owens. 2015. Initial Impacts of the Mount Polley Tailings Pond Breach on Adjacent Aquatic Ecosystems. *Geophysical Research Abstracts* 17.
- Pollard, W. R., G. F. Hartman, C. Groot, and P. Edgell. 1997. *Field Identification of Coastal Juvenile Salmonids*. Harbour Publishing, Madeira Park, BC.

-
- Porszt, E. J., R. M. Peterman, N. K. Dulvy, A. B. Cooper, and J. R. Irvine. 2012. Reliability of Indicators of Decline in Abundance. *Conservation Biology* 26:894–904.
- Porter, and Nelitz. 2009. A future outlook on the effects of climate change on coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) habitats in the Cariboo-Chilcotin. Vancouver, BC.
- Prakash, A. 1962. Seasonal Changes in Feeding of Coho and Chinook (Spring) Salmon in Southern British Columbia Waters. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 19:851–866.
- Pritchard, A.L., and A.L. Tester. 1943. Notes on the food of coho salmon in British Columbia. *Fish. Res. Board Can. Prog. Rep. Pac. Coast Stn.* 55:10-11
- Pritchard, A.L., and A.L. Tester. 1944. Food of spring and coho salmon in British Columbia. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 65:23.
- PSC. 2013a. Pacific Salmon Commission Joint Coho Technical Committee: 1986-2009 Periodic Report Revised. *Pacific Salmon Comm. Tech. Rep. TCCOHO (13)-1*
- PSC. 2013b. Pacific Salmon Selective Fishery Evaluation Technical Committee: Review of 2011 mass marking and mark-selective fishery proposals. *Pacific Salmon Comm. Tech. Rep. SFEC (13)-1*
- PSC. 2019. Treaty Between the Government of Canada and the Government of the United States of America Concerning Pacific Salmon. Pages 1–142 *Pacific Salmon Commission. Canada, USA.*
- PSCCWTW. 2008. An action plan in response to Coded Wire Tag (CWT) Expert Panel Recommendations. *Pacific Salmon Comm. Tech. Rep. No. 25: 170 p.*
- Quinn, T. P. 1993. A review of homing and straying of wild and hatchery-produced salmon. *Fisheries Research* 18:29–44.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raby, G. D., S. G. Hinch, D. A. Patterson, J. A. Hills, L. A. Thompson, and S. J. Cooke. 2015. Mechanisms to explain purse seine bycatch mortality of coho salmon. *Ecological Applications* 25:1757–1775.
- Rahel, F. J., B. Bierwagen, and Y. Taniguchi. 2008. Managing aquatic species of conservation concern in the face of climate change and invasive species. *Conservation Biology* 22:551–561.
- Ricker, W. E. 1989. History and present state of the odd-year pink salmon runs of the Fraser River Region (British Columbia, Canada).
- Roed, M. A. 1995. Geology of the Kelowna area and the origin of the Okanagan Valley, British Columbia. Kelowna, BC.
- Rood, K. M., and R. E. Hamilton. 1995. Hydrological and water use for salmon streams in the Thompson River watershed, British Columbia. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquatic. Sci* 2297. 164 pp.
- Rosenau, M., and M. Angelo. 2005. Conflicts Between Agriculture and Salmon in the Eastern Fraser Valley. Vancouver, BC.
- Rosenau, M. L., and M. Angelo. 2003. Conflicts between People and Fish for Water: Two British Columbia Salmon and Steelhead Rearing Streams in Need of Flows. Page *Pacific Fisheries Resource Conservation Council.*

-
- Rosenfeld, J., Porter, M. and Parkinson, E., 2000. Habitat factors affecting the abundance and distribution of juvenile cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) and coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57:766-774.
- Ross, P. S., C. J. Kennedy, L. K. Shelley, K. B. Tierney, D. A. Patterson, W. L. Fairchild, and R. W. Macdonald. 2013. The trouble with salmon: relating pollutant exposure to toxic effect in species with transformational life histories and lengthy migrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70:1252–1264.
- Runciman, J. B., and B. R. Leaf. 2009. A Review of Yellow Perch (*Perca flavascens*), Smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*), Largemouth bass (*Micropterus salmoides*), Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), Walleye (*Sander vitreus*) and Northern Pike (*Esox lucius*). *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2882.
- Salafsky, N., D. Salzer, A. J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S. H. Butchart, B. Collen, N. Cox, L. L. Master, S. O'Connor, and D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22:897–911.
- Salmon River Watershed Society. 2004. Salmon River Watershed Salmon Recovery Plan.
- Sandahl, J. F., D. H. Baldwin, J. J. Jenkins, and N. L. Scholz. 2007. A sensory system at the interface between urban stormwater runoff and salmon survival. *Environmental Science and Technology* 41:2998–3004.
- Sandercock, F. K. 1991. Life history of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Pacific Salmon life histories*:395–446.
- Sappal, R., N. MacDonald, M. Fast, D. Stevens, F. Kibenge, A. Siah, and C. Kamunde. 2014. Interactions of copper and thermal stress on mitochondrial bioenergetics in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquatic Toxicology* 157:10–20.
- Schindler, D. E., X. Augerot, E. Fleishman, N. J. Mantua, B. Riddell, M. Ruckelshaus, J. Seeb, and M. Webster. 2008. Climate Change, Ecosystem Impacts, and Management for Pacific Salmon. *Fisheries* 33:502–506.
- Scholz, N. L., M. S. Myers, S. G. McCarthy, J. S. Labenia, J. K. McIntyre, G. M. Ylitalo, L. D. Rhodes, C. A. Laetz, C. M. Stehr, B. L. French, B. McMillan, D. Wilson, L. Reed, K. D. Lynch, S. Damm, J. W. Davis, and T. K. Collier. 2011. Recurrent die-offs of adult coho salmon returning to spawn in Puget Sound lowland urban streams. *PLoS ONE* 6.
- Schtickzelle, N., and T. P. Quinn. 2007. A metapopulation perspective for salmon and other anadromous fish. *Fish and Fisheries* 8:297–314.
- Scott, D. C., M. Arbeider, J. Gordon, and J. W. Moore. 2016. Flood control structures in tidal creeks associated with reduction in nursery potential for native fishes and creation of hotspots for invasive species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73:1138–1148.
- Scott, W. B., and E. J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 184. x + 966 p.
- Sharma, R., and R. Hilborn. 2011. Empirical relationships between watershed characteristics and coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolt abundance in 14 western Washington streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:1453–1463.

-
- Sherwood, C. R., D. A. Jay, R. Bradford Harvey, P. Hamilton, and C. A. Simenstad. 1990. Historical changes in the Columbia River Estuary : Progress in Oceanography, v. 25, p. 299-357.
- Shrimpton, J. M., K. D. Warren, N. L. Todd, C. J. Mcrae, G. J. Glova, K. H. Telmer, and A. D. Clarke. 2014. Freshwater movement patterns by juvenile Pacific salmon *Oncorhynchus* spp. before they migrate to the ocean: Oh the places you'll go! Journal of Fish Biology 85:987–1004.
- Simpson, K., M. Chamberlain, J. Fagan, R. Tanasichuk, and D. Dobson. 2004. Forecast for southern and central British Columbia Coho Salmon in 2004. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/135. viii + 69 p.
- Small, M. P., T. D. Beacham, R. E. Withler, and R. J. Nelson. 1998a. Discriminating coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) populations within the Fraser River, British Columbia, using microsatellite DNA markers. Molecular Ecology 7:141–155.
- Small, M. P., R. E. Withler, and T. D. Beacham. 1998b. Population structure and stock identification of British Columbia coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, based on microsatellite DNA variation. Fishery Bulletin 96:843–858.
- Smith, O. R. 1940. Placer mining silt and its relation to salmon and trout on the Pacific coast. Transactions of the American Fisheries Society 69:225–230.
- Solazzi, M. F., T. E. Nickelson, S. L. Johnson, and J. D. Rodgers. 2000. Effects of increasing winter rearing habitat on abundance of salmonids in two coastal Oregon streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57:906–914.
- Solomon, K. R., J. A. Carr, L. H. Du Preez, J. P. Giesy, R. J. Kendall, E. E. Smith, and G. J. Van Der Kraak. 2008. Effects of atrazine on fish, amphibians, and aquatic reptiles: A critical review. Critical Reviews in Toxicology 38:721–772.
- Springer, J., R. Ludwig, and S. Kienzle. 2015. Impacts of Forest Fires and Climate Variability on the Hydrology of an Alpine Medium Sized Catchment in the Canadian Rocky Mountains. Hydrology 2:23–47.
- Stanford, J. A., and J. V Ward. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. Journal of the North American Benthological Society 12:48–60.
- Steen, R. P., and T. P. Quinn. 1999. Egg burial depth by sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*): implications for survival of embryos and natural selection on female body size. Canadian Journal of Zoology 77:836–841.
- Swales, S., and C. D. Levings. 1989. Role of Off-Channel Ponds in the Life Cycle of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and Other Juvenile Salmonids in the Coldwater River, British Columbia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46:232–242.
- Sweeting, R. M., and R. J. Beamish. 2009. A Comparison of the Diets of Hatchery and Wild Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in the Strait of Georgia from 1997–2007. North Pacific Anadromous Fish Commission Bulletin:255–264.
- Sweeting, R. M., R. J. Beamish, D. J. Noakes, and C. Neville. 2003. Replacement of Wild Coho Salmon by Hatchery-Reared Coho Salmon in the Strait of Georgia over the Past Three Decades. North American Journal of Fisheries Management 23:492–502.
- Taylor, E. B., and J. D. McPhail. 1985a. Variation in Burst and Prolonged Swimming Performance Among British Columbia Populations of Coho Salmon, *Oncorhynchus kisutch*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42:2029–2033.

-
- Taylor, E. B., and J. D. McPhail. 1985b. Variation in body morphology among British Columbia populations of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42:2020–2028.
- Thornton, E. 2015. Competition between non-native brook trout and coho salmon in the Elwha River, WA during dam removal. University of Washington.
- Tovey, C. P., M. J. Bradford, and L. Herborg. 2008. Biological risk assessment for Smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) and Largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2008/075. vii + 39 p.
- Trombulak, S. C., and C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology 14:18–30.
- Tschaplinski, P. J., and R. G. Pike. 2017. Carnation Creek watershed experiment—long-term responses of coho salmon populations to historic forest practices. Ecohydrology 10.
- Van Bruggen, A. H. C., M. M. He, K. Shin, V. Mai, K. C. Jeong, M. R. Finckh, and J. G. Morris. 2018. Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. Science of the Total Environment 616–617:255–268.
- Vélez-Espino, L. A., R. E. Mcnicol, G. Brown, and C. K. Parken. 2010. Correction factors for numbers of released Chinook salmon reported in commercial troll logbooks: expanding the applications of the observer program. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2898. vii + 48 p.
- Walters, C., K. English, J. Korman, and R. Hilborn. 2018. The managed decline of British Columbia's commercial salmon fishery. Marine Policy. 101. 10.1016/j.marpol.2018.12.014.
- Walthers, L. C., and J. C. Never. 2000. Water temperature monitoring in selected Thompson River tributaries, BC, 1996: implication of measured temperatures for anadromous salmonids. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2306. viii + 69 p.
- Wan, M. T., J.-N. Kuo, and J. Pasternak. 2005. Residues of endosulfan and other selected organochlorine pesticides in farm areas of the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. Journal of Environment Quality 34:1186–93.
- Wang, X., D. K. Thompson, G. A. Marshall, C. Tymstra, R. Carr, and M. D. Flannigan. 2015. Increasing frequency of extreme fire weather in Canada with climate change. Climatic Change 130:573–586.
- Waples, R. S. 1991. Genetic interactions Between Hatchery and Wild Salmonids: Lessons from the Pacific Northwest. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48:124–133.
- Waples, R. S. 1999. Dispelling Some Myths about Hatcheries. Fisheries 24:12–21.
- Warren, K. D. 2010. Factors influencing habitat use by juvenile interior Fraser Coho. University of Northern British Columbia.
- Weitkamp, L. 2012. Marine Distributions of Coho and Chinook Salmon Inferred from Coded Wire Tag Recoveries. Advances in Fish Tagging and Marking Technology. American Fisheries Society Symposium 76:191–214.
- Weitkamp, L. A., T. C. Wainwright, G. J. Bryant, G. B. Milner, D. J. Teel, R. G. Kope, and R. S. Waples. 1995. Status Review of Coho Salmon from Washington, Oregon and California. NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-24:viii + 258.
- Weitkamp, L., and K. Neely. 2002. Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) ocean migration patterns: insight from marine coded-wire tag recoveries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59:1100–1115.

-
- Welch, D. W., E. L. Rechisky, M. C. Melnychuk, A. D. Porter, C. J. Walters, S. Clements, B. J. Clemens, R. S. McKinley, and C. Schreck. 2008. Survival of migrating salmon smolts in large rivers with and without dams. *PLoS Biology* 6:2101–2108.
- Winkler, R., D. Spittlehouse, and S. Boon. 2017. Streamflow response to clear-cut logging on British Columbia's Okanagan Plateau. *Ecohydrology* 10:1–15.
- Wise, M. P., G. D. Moore, and D. F. VanDine. 2004. Landslide risk case studies in forest development planning and operations. B.C. Min. For., Res. Br. Victoria, B.C. Land Manage. Handb. No. 56.
- Withler, R. E., M. J. Bradford, D. M. Willis, and C. Holt. 2018. Genetically Based Targets for Enhanced Contributions to Canadian Pacific Chinook Salmon Populations. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2018/019. xii + 88 p.

ANNEXE 1. DOCUMENTS SUR LE SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR

Liste de documents portant sur l'état, le déclin ou le rétablissement du CFI (en ordre chronologique).

- Irvine, J.R., R.E. Bailey, M.J. Bradford, R.K. Kadowaki, and W.S. Shaw. 1999a. 1999 Assessment of Thompson River/Upper Fraser River Coho Salmon. DFO Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/128. 40 p.
- Irvine, J.R., K. Wilson, B. Rosenberger, and R. Cook. 1999b. Stock assessment of Thompson River/Upper Fraser River coho salmon. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/28. 66 p.
- DFO. 1999. Upper Fraser/Thompson coho salmon. DFO Science Stock Status Report D6-08.
- Bradford, M. J., and J. R. Irvine. 2000. Land use, fishing, climate change, and the decline of Thompson River, British Columbia, coho salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 57. 13–16.
- Irvine, J.R., R.E. Withler, M.J. Bradford, R.E. Bailey, S. Lehmann, K. Wilson, J. Candy, and W. Shaw. 2000. Stock status and genetics of interior Fraser coho salmon. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 2000/125. 49 p.
- Irvine, J., C.K. Parken, D.G. Chen, J. Candy, T. Ming, J. Supernault, W. Shaw, and R.E. Bailey. 2001. 2001 stock status assessment of coho salmon from the interior Fraser River. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/083. 68 p.
- Chen, D.G., J.R. Irvine, and A. Cass. 2002. Incorporating allee effects in fish stock-recruitment models and applications for determining reference points. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59:242-249.
- Irvine, J. R. 2002. COSEWIC status report on the coho salmon *Oncorhynchus kisutch* (Interior Fraser population) in Canada, in COSEWIC assessment and status report of the coho salmon *Oncorhynchus kisutch* (Interior Fraser population) in Canada. Page Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- Bradford, M., and C. Wood. 2004. A review of biological principles and methods involved in setting minimum population sizes and recovery objectives for the September 2004 drafts of the Cultus and Sakinaw Lake sockeye salmon and Interior Fraser coho salmon recovery plans. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/128. iv + 48.
- Folkes, M., B. Ionson, and J. R. Irvine. 2005. Scientific advice for input to the Allowable Harm Assessment for Interior Fraser Coho Salmon. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/083. 51 p.
- IFCRT. 2006. Conservation Strategy for Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*), Interior Fraser River Populations. Fisheries and Oceans Canada.
- Decker, A. S., and J. R. Irvine. 2013. Pre-COSEWIC Assessment of Interior Fraser Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 121. x + 57 p.
- Decker, A. S., M. A. Hawkshaw, B. A. Patten, J. Sawada, and A. L. Jantz. 2014. Assessment of the Interior Fraser Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) Management Unit Relative to the 2006 Conservation Strategy Recovery Objectives. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/086. xi + 64 p.

Parken, C., L. Ritchie, B. Macdonald, R. Bailey, P. Nicklin, M. Bradford, H. Ward, P. Welch, I. Boyce, A. Tompkins, M. Maxwell, K. Beach, J. Irvine, S. Grant, P. Van Will, D. Willis, M. Staley, M. Walsh, J. Sawada, J. Scroggie, and E. McGrath. (*Unpublished*). Wild Salmon Policy Biological Status Assessment for Conservation Units of Interior Fraser River Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*).

COSEPAC. 2016. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), population du Fraser intérieur, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 59 p.

Korman, J., Sawada, J., Bradford, M.J. 2019. Cadre d'évaluation de possibles points de référence de la Commission du saumon du Pacifique pour l'état de la population et les taux d'exploitation autorisés correspondants pour les unités de gestion du saumon coho du détroit de Georgie et du fleuve Fraser. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/001. vi + 86 p.

ANNEXE 2. GROUPES ET ORGANISMES ASSOCIÉS AU SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR

Organismes actifs participant à des initiatives d'intendance de l'habitat dans l'aire de répartition du CFI.

Groupes d'intendance – ONG

Baker Creek Enhancement Society
Bonaparte River Roundtable
Cariboo Chilcotin Conservation Society
Canards Illimités
Eagle River Watershed Roundtable
Kingfisher Environmental Interpretive Centre
Nicola River Community Watershed Roundtable
Penny Hatchery/Community of Dome Creek
Regional District of Fraser-Fort George
Rivershed Society of BC
Table ronde sur le bassin de la rivière Salmon
Spruce City Wildlife Association
Upper Fraser Headwaters Alliance
Williams Lake Naturalists

Partenariats

Conseil du bassin Fraser – Région de la rivière Thompson
Ville de Kamloops
BC Cattlemen's Association

Premières Nations (y compris les Premières Nations et les bandes qui participent aux tables rondes avec le MPO ou les communautés sur les initiatives d'intendance de l'habitat du poisson)

Bande indienne du lac Adams
Bande indienne de la rivière Bridge
Conseil tribal de la Suhwap Nord
Conseil tribal de Carrier Sekani
Bande indienne de Cayoose
Bande indienne de Coldwater
Bande indienne de L'heidl Tenneh
Bande indienne de Lillooet
Conseil tribal de Lillooet
Bande indienne du bas Nicola
Première Nation Nazko
Nicola Watershed Fisheries Stewardship Authority
Bande indienne de la Thompson Nord
Secwepemc Fisheries Commission
Bande indienne de Spallumcheen
Gouvernement national Tšilhqot'in
Upper Fraser Fisheries Conservation Alliance
Bande indienne du haut Nicola
Première Nation Xeni Gwet'in

ANNEXE 3. HISTORIQUE DE LA GESTION DU SAUMON COHO DU FRASER INTÉRIEUR

Chronologie des mesures de gestion prises par le MPO pour conserver le CFI.

Pêches commerciales dans le Fraser

- Début des années 1980 Aucune pêche au filet dirigée du saumon coho depuis le début des années 1980, bien que le saumon coho ait été pêché de façon fortuite dans les pêches du saumon rouge, du saumon rose et du saumon kéta.
- Années 1980 Fermeture des pêches commerciales au filet de la première semaine de septembre à la fin du mois d'octobre pour protéger le saumon arc-en-ciel, le saumon quinnat de la rivière Harrison et le saumon coho.
- 1997 Un maillage d'au moins 158 mm (6,25 po) est imposé pour la pêche au filet maillant afin de réduire au minimum les prises accessoires de saumon coho et de saumon arc-en-ciel.
- 1998 Instauration de la non-rétention du saumon coho en 1998. Viviers de réanimation obligatoires. Fermetures mobiles (c.-à-d. dates variables de début et de fin des fermetures dans certains tronçons du cours principal du Fraser pour coïncider avec la présence des saumons cohos en migration) de septembre à octobre mises en œuvre pour éviter le CFI. Pêche au filet maillant de jour seulement.
- 1999-2005 Maintien des mesures mises en œuvre en 1998 avec une certaine modification du moment des fermetures mobiles à mesure que la période de migration du saumon coho était définie plus précisément. En 2005, la fermeture en aval de Mission a été appliquée du 6 septembre au 7 octobre.
- 2006-2018 Mise en œuvre continue de mesures de gestion semblables chaque année.

Pêches récréatives en eau douce

- Début des années 1980 Réduction de la limite de prises, de quatre à deux saumons cohos par jour. En 1997, non-rétention du saumon coho et une fermeture de la pêche à la ligne pendant 10 jours (du 21 au 31 octobre).
- 1998 Interdiction de la pêche du saumon au moment de la migration du CFI dans le fleuve, et interdiction de conserver les saumons cohos toute l'année. Utilisation obligatoire d'hameçons sans ardilhon sur toute la côte.
- 2001 Rétention de deux saumons cohos d'écloserie (c.-à-d. sans nageoire adipeuse) autorisée après la fermeture pendant la migration du CFI (c.-à-d. la période pendant laquelle il n'y avait pas de pêche du saumon). Interdiction de la pêche de nuit du saumon dans le Fraser du 1^{er} septembre au 31 décembre. Rétention du saumon coho sauvage toujours interdite en tout temps.
- 2002-2005 Rétention de deux saumons cohos d'écloserie (sans nageoire adipeuse) par jour autorisée de la mi-octobre au 31 décembre. Interdiction de la pêche du saumon pendant la période de migration du CFI (de septembre à la mi-octobre) maintenue les années paires (c.-à-d. lorsque le saumon rose n'était pas présent). En 2003 et 2005, la pêche du saumon rose a été autorisée pendant la période de migration du CFI; toutefois, toutes les pêches avec appât étaient interdites.
- 2006-2013 Rétention de deux saumons cohos d'écloserie marqués par jour autorisée du début ou de la mi-octobre au 31 décembre. Maintien de la non-rétention du

saumon coho sauvage. Fermeture pendant la migration du saumon coho du début du mois de septembre au début ou à la mi-octobre dans les zones de marée et sans marée du Fraser en aval du pont Alexandra. L'utilisation d'appâts est interdite pendant les périodes de fermeture visant à préserver le saumon coho.

Pêches des Premières Nations dans le Fraser

- 1989-1990 Réduction des périodes de pêche de trois à un jour par semaine entre Mission et North Bend afin de limiter les prises de saumon arc-en-ciel.
- 1992 Mise en place pour la première fois des allocations de saumon coho; 6 500 poissons pour les bandes autochtones en aval du ruisseau Sawmill. Aucune allocation n'a été établie pour les bandes situées en amont du ruisseau Sawmill. En aval du ruisseau Sawmill, la pêche a été fermée de la mi-août à la mi-octobre et a été ouverte pendant des périodes restreintes à partir de la fin octobre, pendant une semaine en aval du pont Port Mann et pendant trois semaines entre le pont Port Mann et le ruisseau Sawmill.
- 1993 Les allocations de saumon coho étaient de 17 000 poissons pour les bandes en aval du ruisseau Sawmill et d'environ 10 000 poissons pour les bandes en amont du ruisseau Sawmill. Comme en 1992, les périodes de pêche ont été limitées en vue d'assurer le respect des allocations.
- 1994 Les allocations de saumon coho étaient de 2 500 poissons pour les bandes en aval du ruisseau Sawmill et de 3 800 poissons pour les bandes en amont du ruisseau Sawmill. La pêche en aval du ruisseau Sawmill a été fermée pendant trois semaines en octobre et a été ouverte pendant des périodes restreintes à la fin du mois d'octobre et au début de novembre.
- 1995 Les allocations de saumon coho étaient de 2 500 poissons pour les bandes en aval du ruisseau Sawmill et de 3 500 poissons pour les bandes en amont du ruisseau Sawmill. La pêche en aval du ruisseau Sawmill a été fermée pendant cinq semaines, de la mi/fin septembre à la mi/fin octobre, mais elle a été ouverte pendant des périodes restreintes pendant trois semaines à partir de la fin octobre, puis fermée.
- 1996 Aucune allocation de saumon coho établie pour les bandes en aval du ruisseau Sawmill. L'allocation combinée pour toutes les bandes en amont du ruisseau Sawmill était de 395 poissons. La pêche en aval du ruisseau Sawmill a été fermée du début du mois de septembre à la fin du mois d'octobre et a été ouverte pendant des périodes restreintes chaque semaine en novembre. En amont du ruisseau Sawmill, la pêche a été fermée du ruisseau Sawmill au ruisseau Deadman après le 28 septembre. De plus, un certain nombre de bandes de Shuswap ont accepté volontairement la non-allocation de saumons cohos.
- 1997-1998 Aucune pêche au saumon pendant la migration du CFI. Demande de non-rétention volontaire de tous les saumons cohos. Incitation à l'utilisation de techniques de pêche sélective. Certaines occasions de pêche au saumon coho ont été permises dans les zones terminales comptant des surplus de poissons d'écloserie.
- 1999-2005 Restriction de la pêche dirigée du saumon coho par les Premières Nations. Autorisation de la pêche au saumon rose et au saumon kéta, seulement par des

moyens sélectifs (senne de plage, etc.), dans le Fraser pendant la période de migration du CFI avec l'obligation de remettre à l'eau le saumon coho sauvage. Les pêcheurs autochtones ont le droit de garder les saumons cohos morts dans la pêche au filet maillant et de pêcher le CFI au filet après sa période de migration. Tous les saumons cohos sauvages vivants doivent être remis à l'eau indemnes.

- 2007 Les Premières Nations sont autorisées à pratiquer la pêche au filet avec maillage de 8 po ciblant le saumon quinnat, le saumon rose, le saumon kéta et le saumon coho d'écloserie marqué pendant six jours durant la fermeture afin de vérifier la sélectivité du maillage de 8 po pour le coho. Cette pêche n'a pas été autorisée les années suivantes.
- 2006-2018 Restriction de la pêche dirigée du saumon coho par les Premières Nations. Pendant les années sans pêche du saumon rose, la fermeture pendant la migration du saumon coho est en place du début septembre au début ou à la mi-octobre, sauf en 2007, qui est décrite ci-dessus. La pêche en estuaire, aux endroits où il y a des passes migratoires et des barrières, est autorisée certaines années et dans certains réseaux hydrographiques, et permet principalement la rétention des saumons cohos d'écloserie marqués.

Pêches au filet sur la côte sud – détroit de Johnstone (zones 12 et 13) et détroit de Juan de Fuca (zone 20)

- 1977 Fermetures permanentes des zones de la baie Parson, du chenal Goletas et des inlets continentaux (à l'exception du surplus de saumon rose) dans le détroit de Johnstone (zones 12 et 13), et restriction du maillage des filets.
- 1978 Fermeture permanente de l'inlet Loughborough et de l'inlet Phillips.
- 1979 Réduction de la saison de pêche (premières ouvertures retardées jusqu'en juillet). Fermeture permanente de l'inlet Bute (sauf pour les pêches des surplus de saumon kéta).
- 1980 Restriction sur toute la côte des engins (sauf dans la zone 20), limitant la profondeur maximale de la senne à 52 m.
- 1981 Fermeture des zones 12 et 13 à toute pêche commerciale du 14 avril au 17 juin. Fermeture permanente de la baie Deepwater. Fermeture de la zone du couloir de démarcation Ribbon, de l'île Hanson (zone 12) au passage Discovery (zone 13). Le maillage minimal a été limité à 100 mm pour la pêche à la seine dans le détroit de Juan de Fuca.
- 1982 Fermetures permanentes dans la partie inférieure de l'inlet Knights et de Growler Cove. La senne est limitée aux filets à poche spéciale utilisés plus tôt dans la saison.
- 1983 Réduction des périodes de pêche (nombre de jours) dans les zones 12 et 13 en vertu de la stratégie « Clockwork » pour le saumon kéta.
- 1985-1986 Établissement de la limite de conformité à 30 brasses dans la pêche à la senne dans la zone 20. Le programme de surveillance des prises accessoires a été exécuté de 1986 à 1990 dans les zones 12 et 13.
- 1987 Le programme de surveillance des prises accessoires a été exécuté de 1987 à 1990 dans la zone 20.

1989	Réduction plus importante des périodes de pêche dans les zones 12 et 13.
1994	Réduction des périodes de pêche dans la zone 20. Plafond des prises de saumons cohos établi selon un programme de surveillance. Restrictions des engins de pêche dans les zones 12 et 13. Non-rétention volontaire des saumons cohos.
1995	Réduction des périodes de pêche dans la zone 20, aucune pêche au filet maillant. Plafond des prises de saumons cohos établi selon un programme de surveillance. Réduction des zones et des engins de pêche dans les zones 12 et 13. Non-rétention volontaire des saumons cohos.
1996	Réduction des périodes de pêche dans la zone 20. Réduction des zones et des engins de pêche dans les zones 12 et 13. Non-rétention volontaire des saumons cohos dans la pêche à la senne.
1997	Surveillance et fermetures saisonnières dans les zones d'habitat sensibles du saumon coho. Non-rétention obligatoire du saumon coho dans toutes les pêches à la senne. Application de plafonds de mortalité du saumon coho pour chaque filet. Application de la stratégie des zones de pêche « ligne jaune/ligne rouge » pour gérer les taux de mortalité des saumons cohos. Triage et remise à l'eau des saumons cohos vivants dans les pêches à la senne dans les détroits de Juan de Fuca et de Johnstone. Non-rétention volontaire des saumons cohos dans les pêches au filet maillant.
1998	Aucune pêche au saumon dans les zones rouges (c.-à-d. zones où les saumons cohos étaient répandus). Non-rétention obligatoire du saumon coho dans toutes les pêches. Viviers de réanimation requis sur tous les navires qui pêchent activement. Réduction de la longueur du filet maillant et de la période de pêche dans quelques pêches pour réduire les interceptions et les mortalités de saumons cohos dans les zones jaunes. Pêche de jour seulement. Les pêcheurs à la senne devaient charger les poissons à l'épuisette et les trier, puis remettre les saumons cohos à l'eau avec le moins de dommages possible.
1999	Conformément au plan de pêche avant saison, annulation de la pêche d'évaluation au saumon kéta pendant la troisième semaine de septembre pour protéger les remontes de saumon coho. La non-rétention et la non-possession de tous les saumons cohos et l'utilisation de viviers de réanimation étaient obligatoires pour l'obtention d'un permis de pêche. Tous les saumons cohos devaient être remis à l'eau avec le moins de dommages possible. Fermeture des zones pendant les périodes particulières où l'on s'attendait à une présence de saumons cohos.
2000-2001	Aucune pêche et aucune possession de saumons cohos dans toutes les zones de gestion spéciale (c.-à-d. les zones où les saumons cohos de la rivière Thompson ou d'autres populations de saumons cohos jugées préoccupantes étaient répandus, de même que les périodes où ils l'étaient). La pêche d'autres espèces de saumons dans les zones de gestion spéciale a été permise dans certaines zones. Les zones de gestion spéciale étaient les suivantes : la côte ouest de l'île de Vancouver (zones 23 à 27 et 123 à 127) du 1 ^{er} mai au 30 septembre; le détroit de Johnstone et les inlets continentaux (zones 11 à 13) du 1 ^{er} mai au 30 septembre; le détroit de Georgia (zones 14 à 18 et zone 28) du 1 ^{er} mai au 20 septembre; le sud de l'île de Vancouver (zones 19 à 21 et 121) du 1 ^{er} mai au 30 septembre; près du Fraser (zone 29) du 1 ^{er} août au 15 octobre.

Tous les saumons cohos devaient être remis à l'eau avec le moins de dommages possible. Les pêcheurs à la senne devaient charger les poissons à l'épuisette et les trier dans certaines zones. Viviers de réanimation obligatoires.

2002-2018 Les mesures de conservation pour la protection de CFI ont été semblables à celles de 2001. En 2014, les prises accessoires de saumon coho étaient élevées dans les pêches ciblant la montaison dominante de saumon rouge. Bien qu'il n'existait aucune pêche dirigée du saumon coho, sa rétention était autorisée certaines années pendant la pêche au saumon kéta (p. ex., dans la zone E, de 2016 à 2018).

Pêches à la traîne sur la côte sud

On a apporté d'importants changements à la pêche à la traîne sur la côte ouest de l'île de Vancouver en vue de traiter des préoccupations entourant la conservation du saumon coho. En résumé, la pêche à la traîne sur la côte ouest de l'île de Vancouver est passée de 1,75 million de saumons en 1985 à 1,3 million en 1993, à un million en 1996, puis à aucune prise en 1997. Voici les mesures de gestion prises depuis 1990.

- 1990-1993 Mise en œuvre de la stratégie de gestion de la « ligne rouge/ligne verte » pour prolonger la saison et pour limiter la mortalité lors des remises à l'eau. Fermeture dans certaines aires de conservation. Début de la surveillance des prises saisonnières par l'intermédiaire du programme d'arraisonnement. Non-rétention des saumons cohos pris après l'atteinte du plafond.
- 1994 Poursuite de la stratégie de gestion « ligne rouge/ligne verte » pour prolonger la saison et pour limiter la mortalité lors des remises à l'eau. Fermeture dans certaines aires de conservation. Surveillance des prises de saumon coho dans le cadre du programme d'arraisonnement. Réduction de la période de pêche. Non-rétention des saumons cohos pris après l'atteinte du plafond.
- 1995 Fermeture dans certaines aires de conservation. Application des fermetures de zones à certaines périodes pour réduire le TE. Surveillance des prises saisonnières de saumon coho dans le cadre du programme d'arraisonnement. Réduction de la période de pêche. Non-rétention des saumons cohos pris après l'atteinte du plafond.
- 1996 Fermeture des zones d'habitat sensibles du saumon quinnat au large de la côte ouest de l'île Vancouver pour traiter les préoccupations de conservation des stocks de saumons quinnats de la côte ouest de l'île de Vancouver. Cette mesure a également limité l'accès à la pêche d'autres espèces de saumons dont le coho. Les fermetures de zones ont réduit le TE du saumon coho. Surveillance des prises saisonnières de saumon coho dans le cadre du programme d'arraisonnement. Les gestionnaires ont utilisé ces données pour apporter des changements à l'ouverture de zones et aux périodes d'ouverture pendant la saison. Non-rétention des saumons cohos pris après l'atteinte du plafond.
- 1997 Aucune pêche commerciale dirigée sur le saumon coho au sud de la Colombie-Britannique. Non-rétention et non-possession du saumon coho dans la pêche à la traîne au saumon coho sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Fermeture des zones vulnérables fréquentée par le saumon coho au large de la côte ouest de l'île de Vancouver pour traiter des préoccupations entourant la conservation du saumon coho au sud de la Colombie-Britannique. Cette mesure a réduit au minimum l'accès de la pêche à d'autres espèces de saumons. Surveillance des

prises saisonnières par l'intermédiaire du programme d'arraisonement pour consigner le nombre de prises. Les gestionnaires ont utilisé ces données pour apporter des changements à l'ouverture de zones et aux périodes d'ouverture pendant la saison pour réduire au minimum les prises accessoires.

- 1998-1999 Aucune pêche des saumons dans les zones rouges. Non-rétention de tous les saumons cohos. Viviers de réanimation requis sur tous les navires qui pêchent activement. Tous les saumons cohos devaient être remis à l'eau avec le moins de dommages possible. Hameçons sans ardillon obligatoires.
- 2000-2001 Aucune pêche au saumon coho et aucune possession de saumon coho dans toutes les zones de gestion spéciale (c.-à-d. les zones où les saumons cohos de la rivière Thompson ou d'autres populations de saumons cohos jugées préoccupantes étaient répandus, de même que les périodes où ils l'étaient). La pêche d'autres espèces de saumons dans les zones de gestion spéciale a été permise dans quelques zones. Les zones de gestion spéciale étaient les suivantes : la côte ouest de l'île de Vancouver (zones 23 à 27 et 123 à 127) du 1^{er} mai au 30 septembre; le détroit de Johnstone et les bras de mer continentaux (zones 11 à 13) du 1^{er} mai au 30 septembre; le détroit de Georgia (zones 14 à 18 et zone 28) du 1^{er} mai au 20 septembre; le sud de l'île de Vancouver (zones 19 à 21 et 121) du 1^{er} mai au 30 septembre; près du Fraser (zone 29) du 1^{er} août au 15 octobre. Tous les saumons cohos devaient être remis à l'eau avec le moins de dommages possible. Les pêcheurs à la senne devaient charger les poissons à l'épuisette et les trier dans certaines zones. Viviers de réanimation obligatoires.
- 2002-2005 Application de mesures de conservation semblables à celles de 2001 pour la protection du CFI.
- 2003 à 2018 Les pêches au saumon coho étaient de plus en plus dominées par la pêche sélective des poissons d'écloserie marqués. Elles ont été élargies pour inclure la plupart des zones de pêche récréative de la côte sud du MPO. En 2005, la rétention des saumons cohos marqués a été autorisée dans certaines pêches commerciales de la côte sud (p. ex., pêche du saumon quinnat sur la côte ouest de l'île de Vancouver après la mi-septembre). Des modifications autorisant la rétention des saumons cohos d'écloserie et sauvages dans les inlets de la côte ouest de l'île de Vancouver à l'intérieur de la ligne de démarcation ont également été mises en œuvre ces dernières années.

Pêches récréatives en mer

- 1995 Réduction de la limite quotidienne de prise et de possession dans le détroit de Juan de Fuca, de quatre et huit saumons cohos à deux et quatre saumons cohos.
- 1997 À partir du 2 juillet, réduction de la limite quotidienne de prise et de possession de quatre et huit saumons cohos à deux et quatre saumons cohos sur la côte ouest de l'île de Vancouver de Port Renfrew au cap Scott. À partir du 2 juillet, la limite quotidienne de prise et de possession dans le détroit de Georgia est demeurée aux niveaux précédemment réduits de deux et de quatre saumons cohos. La non-rétention de saumons cohos a été instituée dans le cours principal du Fraser, y compris dans les eaux de l'embouchure, les eaux de marée et les eaux sans marée. À partir du 2 juillet, les zones de la majeure partie de l'île de Vancouver, de la Sunshine Coast et du sud des cours d'eau continentaux ont été fermées de nouveau. Augmentation des fermetures saisonnières dans un certain

-
- nombre de zones pour augmenter la quantité de zones protégées pour le saumon coho.
- 1998 Aucune pêche au saumon coho dans les zones rouges. Non-rétention obligatoire des saumons cohos dans toutes les zones de pêche de la côte sud. Hameçons sans ardillon obligatoires dans la pêche au saumon. Les seules pêches avec rétention de saumons cohos permises étaient dans les zones d'estuaire où se trouvaient des poissons d'écloserie (sans nageoire adipeuse).
- 2000 Certaine extension des zones ouvertes à la pêche sélective des poissons d'écloserie marqués. Maintien de la non-rétention du saumon coho sauvage.
- 2001 Une certaine rétention autorisée des saumons cohos sauvages dans les zones où les populations locales étaient abondantes et où il n'y avait pas de CFI (c.-à-d. à la pointe nord du détroit de Johnstone et dans certains bras de la côte ouest de l'île de Vancouver).
- 2002 Augmentation des occasions de pêche sélective des saumons cohos d'écloserie marqués par rapport à celles de 2001. Autorisation des pêches sélectives des saumons cohos d'écloserie marqués dans la pêche récréative pratiquée dans les zones marines en ciblant les saumons d'écloserie marqués (c.-à-d. sans nageoire adipeuse). Ces pêches ont également été pratiquées dans quelques zones terminales adjacentes aux installations d'écloserie où il y avait un excédent de saumons cohos. Ces mesures pouvaient être modifiées en cours de saison en cas de préoccupations supplémentaires entourant la conservation. À partir du 1^{er} août, rétention autorisée de deux saumons cohos d'écloserie marqués dans le détroit de la Reine-Charlotte (zones 11 et 12), le détroit de Johnstone et le détroit de Georgia (zones 23 à 19, 28 et 29, sauf les eaux de marée du Fraser, la côte ouest de l'île de Vancouver (zones 23 à 27 et 123 à 127) et le détroit de Juan de Fuca (zone 20). Pêche sélective de jour seulement des saumons cohos d'écloserie marqués dans les eaux de marée et les eaux sans marée du Fraser en aval de Alexandra Bridge (zone 29) permise en octobre.
- 2003 à 2018 Les pêches au saumon coho sont de plus en plus dominées par la pêche sélective des poissons d'écloserie marqués. Elles ont été élargies pour inclure la plupart des zones de pêche récréative de la côte sud du MPO.

ANNEXE 4. DONNÉES

Tableau 19. Série de données historiques tirées des évaluations des stocks du Fraser du MPO pour le CFI. Les valeurs indiquées pour chaque unité de conservation représentent l'échappée totale pour une année de montaison donnée. L'échappée totale comprend les géniteurs d'écloserie et d'origine naturelle après les prélèvements effectués dans le cadre du Programme de mise en valeur des salmonidés (pour le stock de géniteurs d'écloserie) ou de la pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles des Premières Nations. Le taux d'exploitation (TE) est une estimation du taux d'exploitation des poissons avec nageoire adipeuse (non marqués). Le taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (TSSA) correspond aux poissons d'âge 3₂ pour l'année de montaison donnée.

Année de montaison	Année d'éclosion	Canyon du Fraser	Moyen Fraser	Basse Thompson	Thompson Nord	Thompson Sud	TE	TSSA
1984	1981	14 925	4 726	6 808	41 396	16 946	0,681	0,049
1985	1982	10 084	5 189	4 365	17 986	18 294	0,681	0,049
1986	1983	11 403	1876	4 002	30 692	16 884	0,657	0,049
1987	1984	13 187	3 529	5 923	31 262	23 281	0,537	0,036
1988	1985	16 060	7 940	6 059	35 039	27 552	0,712	0,055
1989	1986	11 206	6 673	6 519	24 556	18 610	0,645	0,056
1990	1987	7 110	2 593	8 172	17 551	10 320	0,737	0,061
1991	1988	4 674	2 962	7 017	12 243	4 612	0,677	0,04
1992	1989	7 506	6 193	7 976	15 929	13 565	0,815	0,048
1993	1990	2 406	7 624	15 556	6 552	2 534	0,876	0,038
1994	1991	4 348	1912	10 389	14 898	4 918	0,433	0,035
1995	1992	3 519	2 367	5 345	12 463	4 055	0,562	0,01
1996	1993	1473	1 183	1854	5 923	1 373	0,835	0,024
1997	1994	1 964	1 665	7 521	8 518	1 420	0,405	0,011

Année de montaison	Année d'éclosion	Canyon du Fraser	Moyen Fraser	Basse Thompson	Thompson Nord	Thompson Sud	TE	TSSA
1998	1995	5 460	4 851	2 165	9 786	5 155	0,07	0,012
1999	1996	4 096	1652	3 992	10 696	3 137	0,09	0,02
2000	1997	2 719	3 920	4 739	8 054	3 307	0,036	0,032
2001	1998	5 971	6 162	9 522	27 238	13 063	0,071	0,041
2002	1999	3 817	4 170	16 053	22 083	10 544	0,078	0,034
2003	2000	4 552	3 809	2 933	7 211	3 422	0,129	0,013
2004	2001	5 872	4 760	4 304	10 661	15 850	0,131	0,012
2005	2002	2 269	2 189	2 614	4 518	2 302	0,13	0,008
2006	2003	1605	1 301	1 082	3 670	2003	0,094	0,003
2007	2004	2 739	9 958	10 169	24 500	12 345	0,112	0,012
2008	2005	1 138	1464	3 800	3 849	6 688	0,098	0,006
2009	2006	2 308	2 306	4 768	9 631	3 821	0,115	0,011
2010	2007	2 227	4 689	12 217	12 159	8 946	0,104	0,01
2011	2008	3 189	3 920	7 289	8 803	4 771	0,126	0,014
2012	2009	5 134	7 126	11 559	20 058	13 303	0,112	0,013
2013	2010	5 398	11 625	11 887	16 271	13 132	0,162	0,01
2014	2011	1 048	3 081	7 447	5 244	2 270	0,318	0,021
2015	2012	352	1 354	5 182	3 178	2 392	0,178	0,008
2016	2013	1 160	13 600	13 527	16 914	15 023	0,073	0,014
2017	2014	1657	4 001	4 353	11 908	2 831	0,097	0,011

Tableau 20. Données tirées des évaluations des stocks effectuées par le MPO depuis l'année d'éclosion 1998. La colonne Géniteurs présente l'échappée totale des poissons d'origine naturelle et d'écloserie pour chaque année d'éclosion (c.-à-d. année de montaison). Le total des recrues avant la pêche est la somme des recrues d'âge 3 et d'âge 4. Le taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte (TSSA) et le taux d'exploitation (TE) sont séparés entre les âges 3 et 4 en raison de la différence dans l'année où les poissons se trouvaient dans l'océan. La colonne Poissons d'écloserie (%) présente le pourcentage estimé de géniteurs en montaison qui provenaient d'une écloserie pour l'unité de conservation. Ce tableau a été utilisé dans l'analyse de modélisation.

Unité de conservation	ID de l'UC	Année d'éclosion	Géniteurs	Total des recrues	Recrues d'âge 3	Recrues d'âge 4	TSSA Âge 3	TSSA Âge 4	TE Âge 3	TE Âge 4	Poissons d'écloserie (%)
Moyen Fraser	1	1998	4 851	5 562	5 361	201	0,041	0,034	0,071	0,078	0
Moyen Fraser	1	1999	1652	4 475	4 175	300	0,034	0,013	0,078	0,129	3
Moyen Fraser	1	2000	3 920	4 409	4 074	335	0,013	0,012	0,129	0,131	2
Moyen Fraser	1	2001	6 162	5 385	5 145	240	0,012	0,008	0,131	0,13	6
Moyen Fraser	1	2002	4 170	2 390	2 276	114	0,008	0,003	0,13	0,094	3
Moyen Fraser	1	2003	3 809	2 395	1 322	1 073	0,003	0,012	0,094	0,112	0
Moyen Fraser	1	2004	4 760	10 335	10 141	194	0,012	0,006	0,112	0,098	0
Moyen Fraser	1	2005	2 189	1788	1 429	359	0,006	0,011	0,098	0,115	0
Moyen Fraser	1	2006	1 301	2 481	2 247	234	0,011	0,01	0,115	0,104	0
Moyen Fraser	1	2007	9 958	5 525	5 000	525	0,01	0,014	0,104	0,126	0
Moyen Fraser	1	2008	1464	4 536	3 963	573	0,014	0,013	0,126	0,112	0
Moyen Fraser	1	2009	2 306	8 604	7 452	1 152	0,013	0,01	0,112	0,162	0
Moyen Fraser	1	2010	4 689	13 202	12 710	492	0,01	0,021	0,162	0,318	0
Moyen Fraser	1	2011	3 920	4 349	4 026	323	0,021	0,008	0,318	0,178	0
Moyen Fraser	1	2012	7 126	5 058	1 324	3 734	0,008	0,014	0,178	0,073	0
Moyen Fraser	1	2013	11 625	12 033	11 007	1 026	0,014	0,011	0,073	0,097	0
Canyon du Fraser	2	1998	5 460	5 711	5 521	190	0,041	0,034	0,071	0,078	0
Canyon du Fraser	2	1999	4 096	4 310	3 951	359	0,034	0,013	0,078	0,129	0
Canyon du Fraser	2	2000	2 719	5 281	4 868	413	0,013	0,012	0,129	0,131	0
Canyon du Fraser	2	2001	5 971	6 595	6 347	248	0,012	0,008	0,131	0,13	0
Canyon du Fraser	2	2002	3 817	2 501	2 360	141	0,008	0,003	0,13	0,094	0
Canyon du Fraser	2	2003	4 552	1926	1631	295	0,003	0,012	0,094	0,112	0
Canyon du Fraser	2	2004	5 872	2 940	2 789	151	0,012	0,006	0,112	0,098	0
Canyon du Fraser	2	2005	2 269	1471	1 111	360	0,006	0,011	0,098	0,115	0

Unité de conservation	ID de l'UC	Année d'éclosion	Géniteurs	Total des recrues	Recrues d'âge 3	Recrues d'âge 4	TSSA Âge 3	TSSA Âge 4	TE Âge 3	TE Âge 4	Poissons d'écloserie (%)
Canyon du Fraser	2	2006	1605	2 359	2 248	111	0,011	0,01	0,115	0,104	0
Canyon du Fraser	2	2007	2 739	2 801	2 374	427	0,01	0,014	0,104	0,126	0
Canyon du Fraser	2	2008	1 138	3 659	3 220	439	0,014	0,013	0,126	0,112	0
Canyon du Fraser	2	2009	2 308	5 877	5 342	535	0,013	0,01	0,112	0,162	0
Canyon du Fraser	2	2010	2 227	6 075	5 908	167	0,01	0,021	0,162	0,318	0
Canyon du Fraser	2	2011	3 189	1454	1 370	84	0,021	0,008	0,318	0,178	0
Canyon du Fraser	2	2012	5 134	661	344	317	0,008	0,014	0,178	0,073	0
Canyon du Fraser	2	2013	5 398	1 359	934	425	0,014	0,011	0,073	0,097	0
Basse Thompson	3	1998	2 165	4 814	4 434	380	0,041	0,034	0,071	0,078	78
Basse Thompson	3	1999	3 992	4 648	4 437	211	0,034	0,013	0,078	0,129	67
Basse Thompson	3	2000	4 739	2 402	2 196	206	0,013	0,012	0,129	0,131	48
Basse Thompson	3	2001	9 522	2 650	2 440	210	0,012	0,008	0,131	0,13	49
Basse Thompson	3	2002	16 053	2 105	1 999	106	0,008	0,003	0,13	0,094	73
Basse Thompson	3	2003	2 933	2 139	1 231	908	0,003	0,012	0,094	0,112	36
Basse Thompson	3	2004	4 304	9 229	8 581	648	0,012	0,006	0,112	0,098	49
Basse Thompson	3	2005	2 614	3 369	2 786	583	0,006	0,011	0,098	0,115	33
Basse Thompson	3	2006	1 082	5 059	3 643	1 416	0,011	0,01	0,115	0,104	1
Basse Thompson	3	2007	10 169	11 375	10 951	424	0,01	0,014	0,104	0,126	18
Basse Thompson	3	2008	3 800	7 502	6 950	552	0,014	0,013	0,126	0,112	21
Basse Thompson	3	2009	4 768	11 725	11 313	412	0,013	0,01	0,112	0,162	24
Basse Thompson	3	2010	12 217	14 188	13 199	989	0,01	0,021	0,162	0,318	11
Basse Thompson	3	2011	7 289	9 159	8 096	1 063	0,021	0,008	0,318	0,178	13
Basse Thompson	3	2012	11 559	12 019	4 358	7 661	0,008	0,014	0,178	0,073	10
Basse Thompson	3	2013	11 887	7 646	5 931	1 715	0,014	0,011	0,073	0,097	5
Thompson Nord	4	1998	9 786	22 576	22 576	0	0,041	0,034	0,071	0,078	5
Thompson Nord	4	1999	10 696	21 136	20 933	203	0,034	0,013	0,078	0,129	2
Thompson Nord	4	2000	8 054	7 757	6 987	770	0,013	0,012	0,129	0,131	32
Thompson Nord	4	2001	27 238	11 119	10 871	248	0,012	0,008	0,131	0,13	11
Thompson Nord	4	2002	22 083	4 777	4 471	306	0,008	0,003	0,13	0,094	14

Unité de conservation	ID de l'UC	Année d'éclosion	Géniteurs	Total des recrues	Recrues d'âge 3	Recrues d'âge 4	TSSA Âge 3	TSSA Âge 4	TE Âge 3	TE Âge 4	Poissons d'éclosion (%)
Thompson Nord	4	2003	72 11	6 686	3 546	3 140	0,003	0,012	0,094	0,112	16
Thompson Nord	4	2004	10 661	24 542	24 074	468	0,012	0,006	0,112	0,098	7
Thompson Nord	4	2005	4 518	4 889	3 454	1 435	0,006	0,011	0,098	0,115	13
Thompson Nord	4	2006	3 670	9 042	8 968	74	0,011	0,01	0,115	0,104	8
Thompson Nord	4	2007	24 500	13 806	13 075	731	0,01	0,014	0,104	0,126	2
Thompson Nord	4	2008	3849	9 630	8 886	744	0,014	0,013	0,126	0,112	10
Thompson Nord	4	2009	9631	22 737	21 173	1 564	0,013	0,01	0,112	0,162	6
Thompson Nord	4	2010	12159	18 107	17 267	840	0,01	0,021	0,162	0,318	4
Thompson Nord	4	2011	8803	7 640	6 873	767	0,021	0,008	0,318	0,178	5
Thompson Nord	4	2012	20058	5 754	3 147	2 607	0,008	0,014	0,178	0,073	3
Thompson Nord	4	2013	16271	16 496	15 542	954	0,014	0,011	0,073	0,097	4
Thompson Sud	5	1998	5 155	12 420	11 909	511	0,041	0,034	0,071	0,078	1
Thompson Sud	5	1999	3 137	10 139	9 872	267	0,034	0,013	0,078	0,129	2
Thompson Sud	5	2000	3 307	4 110	3 241	869	0,013	0,012	0,129	0,131	2
Thompson Sud	5	2001	13 063	17 091	16 733	358	0,012	0,008	0,131	0,13	14
Thompson Sud	5	2002	10 544	2 406	2 233	173	0,008	0,003	0,13	0,094	12
Thompson Sud	5	2003	3 422	2 473	2 003	470	0,003	0,012	0,094	0,112	12
Thompson Sud	5	2004	15 850	13 443	12 850	593	0,012	0,006	0,112	0,098	5
Thompson Sud	5	2005	2 302	6 619	6 036	583	0,006	0,011	0,098	0,115	10
Thompson Sud	5	2006	2 003	4 241	3 644	597	0,011	0,01	0,115	0,104	2
Thompson Sud	5	2007	12 345	10 021	9 019	1 002	0,01	0,014	0,104	0,126	5
Thompson Sud	5	2008	6 688	5 366	3 458	1 908	0,014	0,013	0,126	0,112	13
Thompson Sud	5	2009	3 821	14 218	12 730	1 488	0,013	0,01	0,112	0,162	5
Thompson Sud	5	2010	8 946	12 776	12 526	250	0,01	0,021	0,162	0,318	6
Thompson Sud	5	2011	4 771	2 525	2 048	477	0,021	0,008	0,318	0,178	22
Thompson Sud	5	2012	13 303	6 067	1 955	4 112	0,008	0,014	0,178	0,073	4
Thompson Sud	5	2013	13 132	11 933	10 876	1 057	0,014	0,011	0,073	0,097	11

ANNEXE 5. TRAITEMENT DES DONNÉES

Texte modifié du rapport inédit : Parken *et al.*¹ Wild Salmon Policy Biological Status Assessment for Conservation Units of Interior Fraser River Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*).

Sources des renseignements et traitement des données

Les évaluations des CFI géniteurs ont changé au fil des ans en fonction des priorités de gestion et des ressources disponibles, tant en ce qui concerne le nombre de réseaux hydrographiques étudiés que l'étendue de la couverture. Bien qu'il existe des estimations des CFI géniteurs pour quelques réseaux avant 1975, on ne connaît pas l'exactitude et la précision de ces estimations, de sorte que les données de cette période ont été omises de la présente évaluation. Entre 1975 et 1997, davantage d'efforts ont été déployés pour estimer les échappées dans les UC de la Thompson Nord et de la Thompson Sud. La couverture des relevés a été étendue en 1984 pour inclure plusieurs affluents clés utilisés par l'UC de la basse Thompson, ainsi que les affluents Seton et Bridge utilisés par l'UC du moyen Fraser. Les relevés ont été effectués principalement par des agents des pêches et le personnel des écloseries; toutefois, on connaît encore mal la reproductibilité et l'exactitude de ces estimations.

À compter de 1998, la couverture a augmenté dans toutes les UC, tant pour le nombre de réseaux hydrographiques évalués que pour l'étendue de la couverture dans les réseaux évalués précédemment. Elle a été élargie pour inclure la rivière Nahatlatch (UC du canyon du Fraser) et le bassin hydrographique de la rivière Quesnel utilisée par l'UC du moyen Fraser; en 1999, le bassin hydrographique de la rivière Chilko a été ajouté (UC du moyen Fraser). De plus, on a utilisé des méthodes plus rigoureuses qui donnent des estimations d'échappées de précision élevée ou moyenne (figure 25). Les méthodes de haute précision qui donnent des estimations de l'abondance absolue sont les projets de marquage-recapture et les barrières de dénombrement. Les estimations de précision moyenne qui produisent une abondance relative proviennent des méthodologies de la surface sous la courbe ou des prolongements du dénombrement maximal fondés sur des évaluations croisées utilisant des méthodes de haute précision et des relevés visuels.

Les estimations des échappées de 1975 à 1997 ont été révisées récemment (ERCFI, 2006). Les révisions ont été fondées sur des études d'étalonnage dans lesquelles des évaluations croisées ont été effectuées entre 1998 et 2000. La méthode d'étalonnage a été décrite en détail dans la Stratégie de conservation des populations de CFI (ERCFI, 2006).

En 2014, Parken *et al.*¹ ont examiné les estimations des géniteurs des années de montaison 1998 à 2013 pour s'assurer que les données étaient générées de façon appropriée à partir des données des relevés sur le terrain et que toutes les estimations étaient classées correctement selon les normes de qualité des données du NuSEDS. Pour évaluer l'exhaustivité des données et remplir les valeurs de données manquantes afin de fournir des séries chronologiques cohérentes, on a exclu des analyses ultérieures toutes les estimations de l'échappée de type 5 ou d'une qualité inférieure. Les données de type 5 et de moindre qualité sont jugées inadéquates pour l'analyse quantitative. Elles peuvent être tirées d'un relevé d'un seul site ou d'un relevé qui n'a pas couvert une partie des frayères connues.

Il manquait fréquemment des données sur les géniteurs dans l'ensemble de données sur le CFI, et un algorithme de remplissage a été utilisé afin de générer des estimations pour les données manquantes. Avant le remplissage des valeurs manquantes, on a examiné l'exhaustivité des données propre au site; les sites ont été retenus pour l'analyse si leurs données étaient de type 4 ou de meilleure qualité pendant au moins 50 % des années entre le

début de la série de données sur l'UC et 2013. Il s'agit de la même approche que celle utilisée pour les évaluations fondée sur la PSS du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique (Brown *et al.*, 2014⁷) et du saumon rouge du fleuve Fraser (Grant et Pestal, 2012; DFO, 2013b), bien qu'un algorithme différent ait été utilisé pour les UC cycliques du saumon rouge. Le remplissage des valeurs manquantes sur les échappées par année a été effectué par UC à l'aide des méthodes décrites dans English *et al.* (2007).

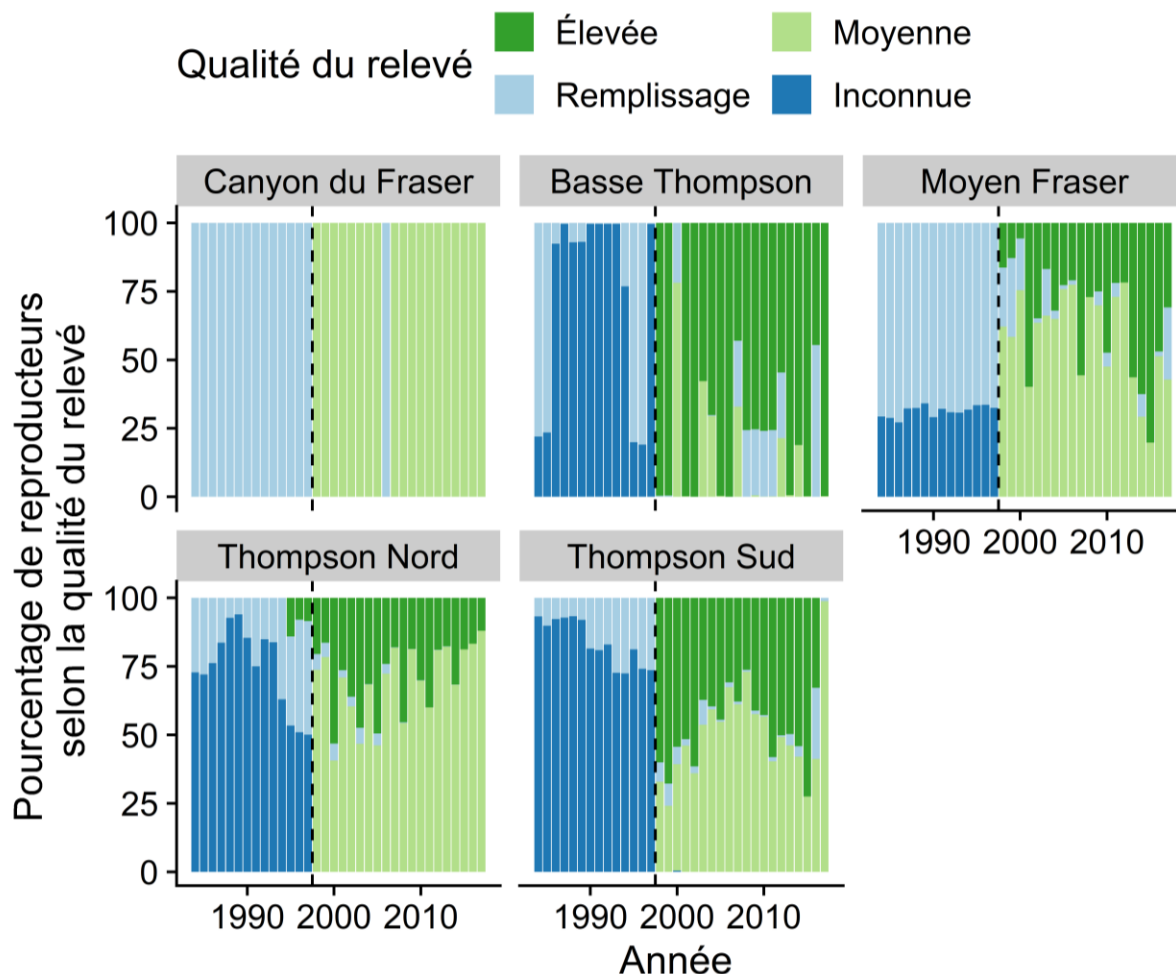


Figure 25. Pourcentage de géniteurs selon la qualité des relevés pour chacune des UC. Qualité élevée des relevés = abondance absolue. Qualité moyenne des relevés = abondance relative. Remplissage = la valeur de l'abondance a été remplie pendant les étapes de la préparation des données. Les relevés de qualité inconnue sont ceux menés avant 1998 (indiquée par la ligne tiretée noire).

Données sur l'âge

Depuis 1998, des écailles prélevées de 6 259 adultes trouvés dans des frayères ont été analysées par le laboratoire de détermination de l'âge de la Station biologique du Pacifique. Des échantillons d'écailles ont été prélevés de poissons dans toutes les UC; cependant, très

⁷ Brown, G., M.E. Theiss, G. Pestal, C.A. Holt et B. Patten. 2014. Integrated biological status Assessments under the Wild Salmon Policy using standardized metrics and expert judgement: Southern British Columbia Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) conservation units. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. (document en préparation)

peu d'échantillons provenaient de poissons des UC du canyon du Fraser et du moyen Fraser. Dans presque toutes les évaluations antérieures des stocks de CFI, on a supposé que tous les adultes étaient d'âge 3, mais l'analyse des écailles a révélé qu'environ 10 % (au moment de l'évaluation fondée sur la PSS, le pourcentage mis à jour est maintenant de 12 %) des échantillons provenaient de poissons d'âge 4. Les bandes sur les écailles indiquent que ces individus ont passé deux étés à croître en eau douce; les bandes correspondant à la période passée en eau douce est semblable à celles observées pour les autres stocks où les saumons cohos d'âge 4 sont plus courants (p. ex. côte nord, D. Gillespie, Laboratoire de détermination de l'âge du MPO, comm. pers.). Étant donné que très peu (n = 3) d'échantillons étaient accessibles pour l'UC du canyon du Fraser, la composition selon l'âge a été fondée sur des échantillons prélevés dans toutes les UC.

Données sur le TE

Les TE (TE) du CFI ont été estimés selon quatre approches différentes depuis 1975 (Decker *et al.*, 2014). Pour les années de montaison 1975 à 1985, on a estimé le TE à l'aide de sa moyenne arithmétique pour les années de montaison 1986 à 1996, car on manquait d'information pour reconstituer directement les estimations annuelles du TE (Irvine *et al.*, 2001). De 1986 à 1997, des programmes d'échantillonnage des prises et des échappées ont permis de recueillir des données des micromarques codées pour estimer les TE et les profils de répartition océanique (Simpson *et al.*, 2004). Bien que certains programmes de micromarques codées se soient poursuivis, les problèmes découlant de la pêche sélective des poissons marqués, des faibles taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et des faibles taux d'échantillonnage dans les pêches ont contribué aux changements apportés aux méthodes par la suite.

De 1998 à 2000, des échantillons génétiques ont été prélevés chaque année dans la plupart des pêches avec rétention, sans rétention et sélectives où l'on a présumé que des CFI étaient présents. On a recouru à l'identification génétique des stocks pour déterminer la proportion de la mortalité par pêche du CFI dans les pêches en mer et sur le fleuve Fraser aux États-Unis et au Canada (Irvine *et al.*, 2001; Simpson *et al.*, 2004). Depuis 2001, les répercussions des pêches sur le CFI ont été estimées à l'aide de trois modèles : le modèle d'évaluation des pêches selon la réglementation (*Fisheries Regulation Assessment Model* ou FRAM); le modèle du tableur canadien (*Canadian Spreadsheet Model* ou CSM); le modèle du tableur de décroissance dans le fleuve Fraser (*Fraser River Decay*). Ces modèles ont été utilisés pour estimer l'exploitation dans les pêches maritimes américaines, les pêches maritimes canadiennes et les pêches dans le Fraser, respectivement.

Les répercussions de la pêche au saumon coho en vertu du Traité sur le saumon du Pacifique et de la pêche aux États-Unis (y compris en Alaska) sont estimées annuellement selon le FRAM pour le saumon coho. Le FRAM pour le saumon coho est un modèle déterministe utilisé à la fois pour la planification des pêches avant la saison et pour l'estimation après la saison des échappées et du TE. C'est essentiellement un outil comptable qui évalue 246 stocks (marqués et non marqués) sur l'ensemble de la côte dans 198 pêches, sur cinq périodes. Le FRAM est fondé sur une période de référence établie à partir des répartitions océaniques propres aux stocks par pêche et période (de janvier à juin, juillet, août, septembre et octobre à décembre), d'après les micromarques codées récupérées dans les pêches sur l'ensemble de la côte entre 1986 et 1992. Les TE annuels sont déterminés à l'aide des rencontres antérieures de saumons cohos, en fonction de la période de référence mise à l'échelle à l'abondance actuelle des stocks et aux prises. Le FRAM est le seul modèle qui suppose la mortalité après la remise à l'eau et le décrochage et la mortalité naturelle. Ni le CSM, ni le modèle Fraser River Decay ne

représentent la mortalité naturelle ou due au décrochage. Une description complète du FRAM pour le saumon coho se trouve dans les documents MEW (2008) et CPMP (2008).

Les TE en mer au Canada ont été estimés à l'aide du CSM. Ce dernier met à l'échelle le TE moyen à partir d'une période de référence (1987-1997) en fonction de l'effort de pêche consacré durant l'année en cours (Simpson *et al.*, 2004). Au cours de la période de référence, les pêches récréatives et commerciales du saumon coho étaient importantes pour représenter la plupart des strates spatiales et temporelles. Les données des micromarques codées provenaient principalement de poissons présents dans les rivières Eagle et Salmon.

Le FRAM et le CSM utilisent plusieurs hypothèses importantes. L'incertitude la plus importante dans les estimations du TE produites par le FRAM et le CSM est due à l'hypothèse selon laquelle les taux d'effort et d'exploitation de la période en cours et de la période de référence (16 à 28 ans pour le FRAM et 17 à 27 ans pour le CSM) sont linéairement liés. Cette hypothèse peut être contredite par les changements observés dans la répartition annuelle du saumon coho entre le détroit de Georgia et la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV). Les années de la période de référence du FRAM représentent généralement une répartition intérieure (mer des Salish) du saumon coho. Le modèle suppose que les engins de pêche, les espèces ciblées, l'effort et les profils de répartition sont relativement stables entre la période de référence et la période en cours. Les pêches qui interceptent le saumon coho ont beaucoup changé depuis la période de référence; par le passé, il s'agissait de pêches dirigées du saumon coho, mais ces dernières années, le saumon coho a été principalement intercepté en tant que prise accessoire dans des pêches ciblant d'autres espèces. On a également noté plusieurs changements dans la répartition spatiale et temporelle de l'effort dans les pêches récréatives et à la traîne sur la COIV en raison des restrictions visant à protéger le saumon quinnat de la COIV. Depuis 1996, la rétention du saumon quinnat a été limitée ou entièrement interdite dans bon nombre d'inlets et de zones côtières de la COIV (« corridor de conservation »), et l'effort de pêche récréative s'est du coup déplacé vers les zones terminales de la COIV où les éclosiers de quinnat sont nombreuses ou vers les zones extracôtières. Ces changements à petite échelle dans la répartition de l'effort récréatif ne sont pas représentés dans le CSM. Un autre changement dans l'effort de pêche récréative réside dans la popularité croissante de la pêche au flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*) depuis la période de référence, qui a également contribué à un changement de la répartition de l'effort de pêche dans les zones extracôtières de la COIV et a compliqué la représentation de la variation de l'effort de pêche au saumon coho.

Le TE canadien dans le Fraser (en aval de Hells Gate) a été estimé à l'aide du modèle Fraser River Decay, qui fait la somme des estimations du total des cas de mortalité quotidiens de saumon coho, y compris la mortalité après la remise à l'eau (à l'aide des taux de mortalité après la remise à l'eau propres aux engins), pour chaque pêche, multipliée par la proportion modélisée de CFI présente dans les prises quotidiennes (Simpson *et al.*, 2004). La diminution modélisée dans le temps de la proportion de CFI présente dans les prises quotidiennes (modèle Fraser River Decay) et les paramètres de cette dégradation sont dérivés d'un ajustement empirique d'un modèle bayésien à des échantillons fondés sur l'identification génétique des stocks prélevés dans une folle exploitée dans le Fraser, près de New Westminster, de 1997 à 1999 (Irvine *et al.*, 2000; Simpson *et al.*, 2004). On a utilisé l'erreur-type de cet ajustement pour exprimer l'incertitude des estimations. Le modèle ne tient pas compte de la mortalité causée par le décrochage dans les cours d'eau, ni des prises non autorisées. Il suppose que le ratio de la composition des stocks est stationnaire d'une année à l'autre et parmi les pêches de l'embouchure du Fraser jusqu'à Hells Gate malgré les importantes populations reproductrices qui quittent le fleuve Fraser aux rivières Pitt, Chilliwack et Harrison, qui sont situées en amont de New Westminster. Les autres sources d'incertitude qui n'étaient pas représentées dans le

modèle sont l'erreur dans les estimations des prises, les estimations de la mortalité après la remise à l'eau et la sélectivité des engins de pêche (Simpson *et al.*, 2004; CSP, 2013a).

La fiabilité des estimations du TE du CFI à partir de 1998 est incertaine pour plusieurs raisons. Récemment, l'absence d'importantes pêches dirigées du saumon coho a également signifié que la surveillance de l'effort de pêche a diminué, ce qui accroît l'incertitude dans les estimations récentes de l'effort de pêche (tous les modèles) et la dépendance à l'égard des données scalaires fournies par les gestionnaires des pêches. Avec la mise en œuvre des pêches sélectives de poissons marqués, il n'est plus possible d'estimer directement les mortalités par pêche dans les stocks non marqués (sauvages et naturels), ce qui pourrait introduire un nouveau biais : la sous-estimation des prises de stocks sauvages et les sources inconnues de mortalité associées à la non-rétention de poissons non marqués. Enfin, les taux de mortalité après la remise à l'eau du coho dans les pêches commerciales et récréatives sont fondés sur des données provenant de quelques études seulement et sont également très incertains (CSP 2013a).

Decker et ses collaborateurs (2014) ont récemment présenté la série de TE du CFI jusqu'à l'année de montaison 2012. Les estimations du TE pour 1975-2003 sont résumées dans Simpson *et al.* (2004). Le Comité technique mixte du saumon coho de la CSP (PSC-JCohoTC 2013) résume les TE fondés sur le FRAM de 1986 à 2009. Les TE canadiens pour 2010-2013 ont été fournis par les secteurs de la côte sud et du Fraser du MPO. Bien que le FRAM ait été examiné par des experts en saumon coho du Comité technique du saumon coho de la CSP, aucun modèle de TE du CFI n'a fait l'objet d'un processus officiel d'examen par les pairs comme le SCCS. Toutefois, il s'agit des meilleures estimations actuellement disponibles, et elles ont servi à tirer des inférences sur les impacts de la pêche sur le CFI dans des évaluations récentes du SCCS (Decker *et al.* 2014; Decker et Irvine 2013; Irvine *et al.* 2001; Simpson *et al.* 2004; Folkes *et al.* 2005).

Données sur la contribution des poissons d'écloserie

Il faut estimer le nombre de géniteurs de première génération provenant des écloseries pour chaque UC afin d'estimer le nombre de géniteurs d'origine naturelle. Les estimations des géniteurs d'origine naturelle sont nécessaires à deux fins. Premièrement, elles servent à estimer le recrutement d'adultes d'origine naturelle à l'aide du TE pour le CFI non marqué, et ensuite pour estimer les points de repère fondés sur l'abondance grâce à une analyse stock-recrutement. Deuxièmement, elles permettent de générer plusieurs statistiques qui sont comparées aux points de repère de la PSS pour les paramètres de l'abondance, des tendances et de la répartition.

Pour déterminer les remontes et les échappées totales de poissons d'origine naturelle, il a fallu estimer la contribution des poissons d'écloserie aux remontes totales en appliquant un cadre uniforme pour toutes les UC sur toute la série chronologique. Les lâchers de juvéniles d'écloserie sont prévus dans diverses stratégies de mise en valeur et ont été effectués par plusieurs installations, y compris les lâchers d'alevins vésiculés et non vésiculés, ainsi que de saumoneaux d'un an depuis 1982 et 1984, respectivement. Dans de nombreux cas, mais pas tous, les poissons relâchés des installations de mise en valeur ont été marqués afin d'indiquer leur provenance d'une écloserie et de faciliter l'évaluation. Les données sur la production des installations de mise en valeur ont été téléchargées du centre régional de traitement des marques en août 2014.

On a estimé l'échappée de géniteurs d'écloserie en multipliant la contribution des poissons d'écloserie (CPE) estimée par le nombre total de géniteurs. La CPE est la fraction de la remonte totale (y compris les prélèvements de poissons d'écloserie) issue des activités de mise

en valeur ($Ret_{H,i}$). La remonte de poissons d'écloserie a été estimée à partir des taux de survie ($Surv$), pour les stades du cycle de vie compris entre le lâcher et l'âge adulte, et des taux d'exploitation (ER) pour les poissons avec ou sans nageoire adipeuse, selon le régime de pêche. Les taux de survie ont été estimés à l'aide des données de récupération des micromarques codées pour les stades du lâcher et des données de la base de données du Programme de marquage-recapture. Dans le cadre de ce dernier, on insère une micromarque codée dans un nombre connu de poissons d'écloserie dont la nageoire adipeuse a été coupée avant leur lâcher afin de fournir des marques propres aux éclosiers (Nandor *et al.*, 2010). Depuis 1984, des études des stocks indicateurs porteurs de micromarques codées ont été menées dans les rivières Coldwater, Salmon et Eagle. Des données sont également disponibles pour les ruisseaux Lemieux, Louis et Dunn pour de nombreuses années, mais pas toutes. Des études moins intensives des micromarques codées ont été réalisées dans la rivière Deadman et les ruisseaux Fennel et Spius. Des lâchers de juvéniles marqués et non marqués sans évaluation correspondante des adultes ont également eu lieu à plusieurs emplacements utilisés par le CFI.

La méthodologie utilisée pour estimer les taux de survie du stade de saumoneau ou d'alevin au stade d'adulte dans une rivière ou un ruisseau (dème) est uniforme tout au long de la série chronologique. Lorsque des données sont accessibles, on calcule les taux de survie des saumoneaux ou des alevins propres au dème en divisant les nombres estimés de micromarques codées dans les prises et les échappées par le total des saumoneaux ou alevins relâchés porteurs d'une micromarque codée. Plus précisément, on a fait la somme des poissons pour tous les codes d'étiquettes et calculé le taux de survie pour une combinaison dème-année d'éclosion. Pendant le régime des pêches sélectives de poissons marqués, on a estimé les remontes de poissons d'écloserie non marqués à partir du taux de survie des poissons marqués ($Surv_{L,M,i}$), du TE pour les poissons non marqués ($ER_{M,i}$) et du nombre de poissons d'écloserie relâchés ($Rel_{L,M,i}$) pour le stade du lâcher L , l'état de la marque M et l'année d'éclosion i .

$$(1) \quad Ret_{H,L,i} = Rel_{L,M,i} * Surv_{L,M,i} * (1-ER_{M,i})$$

Étant donné que la qualité et la quantité des données pour les taux de survie du stade de saumoneau ou d'alevin à celui d'adulte variaient considérablement dans la série chronologique, on a élaboré un ensemble de règles décisionnelles afin de créer une approche transparente et reproductible pour l'analyse.

On a utilisé le taux de survie de l'unité de gestion, c'est-à-dire la moyenne arithmétique des taux de survie de l'année d'éclosion pour l'UC.

Il existe des données sur les micromarques codées pour plusieurs autres réseaux hydrographiques, mais elles n'ont pas été utilisées en raison d'un échantillonnage insuffisant ou incomplet des poissons porteurs d'une micromarque codée aux endroits où les poissons marqués allaient probablement revenir. De plus, certaines données sur la survie ont été exclues en raison de problèmes de santé des poissons ou lorsque les lâchers avaient eu lieu à des sites non représentatifs. Les données sur la survie ont été exclues lorsqu'il y avait des preuves d'une mauvaise tenue des dossiers et d'estimations inexactes du nombre de poissons porteurs d'une micromarque codée relâchés. Enfin, on a omis les saumons cohos de deux ans (unibermarins), car l'objectif était de représenter l'abondance des géniteurs adultes (il n'est pas possible d'estimer l'abondance des unibermarins de façon fiable, ces poissons étant essentiellement indétectables et extrêmement rares chez le CFI).

Des lâchers non associés d'alevins et de saumoneaux d'écloserie ont eu lieu à quelques endroits avant le début du programme de marquage par micromarque codée du CFI, lorsque les premières micromarques codées ont été posées sur des alevins en 1982 et des

saumoneaux en 1984. On a calculé le taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte pour cette période (1979-1983) en faisant la moyenne des taux de survie de l'unité de gestion des trois premières années d'application de micromarques codées sur les saumoneaux. Le taux de survie de l'état d'alevin à l'état d'adulte utilisé pendant la même période (1979-1981) avant la première application de micromarques codées a été calculé en multipliant le taux de survie des saumoneaux de l'unité de gestion par le facteur de conversion du taux de survie de l'état d'alevin à l'état de saumoneau dans l'UC.

On a estimé l'effectif des géniteurs d'origine naturelle en multipliant le nombre total de géniteurs par la contribution des poissons d'origine naturelle (1-CPE), la CPE étant la fraction de la remonte totale issue d'une éclosérie.

Indice du taux de survie en mer du stade de saumoneau au stade d'adulte chez les poissons d'éclosérie

Un indice de la production de saumoneaux sauvages a été calculé rétrospectivement par année d'éclosion à l'aide des estimations du recrutement d'adultes selon l'âge et de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte, mesurée à partir des CFI d'éclosérie, l'année où ils sont entrés dans l'océan (t-1). Il s'agit d'un indice parce que le taux de survie des saumoneaux sauvages est plus élevé que celui des saumoneaux d'éclosérie en moyenne, de sorte que l'indice surestime probablement l'effectif réel des saumoneaux sauvages. Les évaluations antérieures du CFI (Folkes *et al.*, 2005; Decker et Irvine, 2013) ont utilisé la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte mesurée dans les stocks indicateurs sauvages dans le détroit de Georgia, mais on a constaté que l'indice de l'unité de gestion du CFI expliquait une plus grande proportion de la variation du recrutement d'adultes que les données sur les stocks indicateurs sauvages tirées de l'unité de gestion du détroit de Georgia (rivière Salmon, bas Fraser). On a donc utilisé la série de l'unité de gestion du CFI parce qu'elle semble mieux représenter la variation du recrutement causée par les tendances de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte.

ANNEXE 6. HABITAT FLUVIAL ACCESSIBLE ET UTILISABLE

Tableau 21. Longueurs totales, accessibles et utilisables des cours d'eau dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, ventilées par unité de conservation (UC), cours principal et ses affluents. Il convient de noter que ces données sont probablement une sous-estimation de l'habitat utilisable total. Les données de chaque UC sont regroupées sous la forme de blocs gris ou blancs. Les méthodes de calcul de ces données sont également inconnues (INC), mais aucune meilleure solution n'est disponible.

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)
Canyon du Fraser	Rivière Nahatlatch		85,9	85,9	85,9
	Ruisseau Kwoiek		31,4	7,0	7,0
Moyen Fraser	Rivière Bridge		154,5	40,7	40,7
		Rivière Yalakom	59,6	59,6	59,6
		Rivière Seton	2,1	2,1	2,1
		Ruisseau Cayoosh	64,7	1,3	1,3
		Ruisseau Portage	2,9	2,9	2,9
		Spider	10,8	2,1	2,1
		Whitecap	16,3	1,0	1,0
		Ruisseau Gates	16,1	16,1	16,1
		Ruisseau Haylemore	19,9	5,0	5,0
		Rivière Stein	63,3	42,0	42,0
		Ruisseau Baker	113,6	47,0	47,0
		Rivière Blackwater (chemin West)	218,0	218,0	INC
		Rivière Baezaeko	138,0	50,0	
		Rivière Clisbako	100,1	7,0	
		Rivière Coglistiko	69,4	14,0	
		Rivière Euchiniko	44,5	44,5	44,5
		Rivière Nataniko	39,8	39,8	39,8
	Rivière Nazko	125,4	45,7	45,7	
	Rivière Chilcotin	319,3	279,0	INC	

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)
		Ruisseau Brittany	48,4		
		Rivière Chilcotin (haute)	INC		
		Rivière Chilko	89,0	89,0	35
		Ruisseau Clusko	59,9		
		Ruisseau Minton	34,8	34,8	34,8
		Rivière Taseko	131,7	116,0	
	Rivière Cottonwood (rapide)		160,6	160,6	160,6
		Ruisseau Ahbau	73,9	37,0	0,1
		Ruisseau John-Boyd	18,8	16,0	13,2
		Rivière Little Swift	28,7	28,7	28,7
		Ruisseau Sovereign	24,9	24,9	24,9
		Ruisseau Victoria	53,7	53,7	53,7
	Ruisseau Hawks		54,9	54,9	54,9
	Ruisseau Hixon		24,3	2,4	2,4
		Ruisseau Government	25,3	7,6	7,6
	Ruisseau Mackin		69,4	8,4	8,4
	Ruisseau Meldrum		42,6	12,7	12,7
	Ruisseau Narcosli		100,7	45,0	45,0
		Ruisseau Twan	53,7	7,3	7,3
	Rivière Nechako		284,8		INC
		Rivière Chilako	219,4		
	Rivière Quesnel		109,6	109,6	INC
		Ruisseau Beaver	55,8	20,0	20,0
		Bill Miner	14,0		

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)
		Ruisseau Bluelead	16,6	3,0	3,0
		Ruisseau Edney	13,2	9,0	9,0
		Rivière Horsefly	131,1	54,7	54,7
		Rivière Little Horsefly	4,8	4,8	4,8
		Ruisseau McKinley	32,5	32,5	32,5
		Haute Mckinly	INC		
		Ruisseau Off-set	INC		
		Rivière Mitchell	31,2	16,0	16,0
		Ruisseau Moffat	INC		
		Ruisseau Penfold	31,6	12,0	12,0
		Ruisseau Polly	7,2	7,2	7,2
		Ruisseau Summit	4,7	4,7	
		Ruisseau Wasko	7,3	7,3	7,3
		Ruisseau Woodjam	20,8	20,8	20,8
		Ruisseau Tisdale	6,3	6,3	6,3
	Ruisseau Watson Bar		29,4	7,6	7,6
	Ruisseau French Bar		28,8	28,8	28,8
	Ruisseau Williams		18,1	18,1	18,1
Thompson Nord	Rivière Albreda		30,2	30,2	27,91
		Ruisseau Allan	21,8	2,5	0,97
		Ruisseau Clemina	17,4	1,6	0,53
		Ruisseau Dominion	16,7	1,1	0,62
		Ruisseau Dora	7,5	0,7	0,44
	Rivière Blue		30,1	17,1	

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)
	Ruisseau Canvas		16,1	3,9	0,75
	Ruisseau Cedar		6,0	3,3	1,73
	Ruisseau Chappell		11,7	2,2	0,52
	Ruisseau Cook		7,3	1,2	1,23
	Ruisseau Goose		4,7	4,7	2,97
	Ruisseau Lempriere		34,3	20,7	8,81
	Ruisseau Manteau		18,2	11,2	7,36
	Ruisseau Miledge		20,2	1,8	1,03
	Ruisseau Mud		35,2	9,1	9,05
	Haute Thompson Nord*		132,3	132,3	
	Ruisseau Peddie		8,5	0,4	0,44
	Ruisseau Pyramid		9,6	0,5	0,46
	Ruisseau Serpentine		14,1	0,9	0,49
	Ruisseau Thunder		28,0	4,8	2,58
	Ruisseau Avola		4,2	1,0	1,0
	Ruisseau Brookfield		19,2	1,1	1,1
	Rivière Clearwater		119,6	48,4	48,4
		Rivière Mahood	5,6	2,8	2,8
	Ruisseau Crossing		3,3	0,5	0,5
	Ruisseau Finn		25,8	4,2	4,2
	Ruisseau Lion		16,6	2,5	2,5
	Moyenne Thompson Nord		94,5	94,5	40
		Chenal Pig	1,3	1,3	1,3
		Île Birch	1,0	1,0	1

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)
		Chenal Slate	INC		
	Rivière Raft		78,0	4,7	4,7
	Ruisseau Shannon		10,2	1,2	1,2
	Ruisseau Tumtum		7,0	0,8	0,8
	Ruisseau Reg Christie		20,9	0,4	0,4
	Ruisseau Wire Cache		8,3	1,4	1,4
	Rivière Barriere		64,3	64,3	50
		Rivière Barriere Est	29,2	18,8	18,8
		Ruisseau Haggard	17,7	17,7	14,588
		Ruisseau Fennell	21,5	21,5	21,5
		Ruisseau Harper	26,2	26,2	26,2
		Ruisseau Vermelin	13,5	0,9	0,495
		Ruisseau Birk	15,1	1,7	0,912
		Ruisseau Saskum	INC		
	Ruisseau Darlington		12,0	2,0	2,0
	Ruisseau Dunn		14,4	14,4	14,4
		Ruisseau McTaggart	4,5	2,4	2,4
	Ruisseau Fishtrap		22,2	5,6	1,088
	Ruisseau Heffley		17,3	0,0	0
	Ruisseau Jamieson		34,1	4,7	1,799
	Ruisseau Lemieux		30,8	13,4	13,4
	Ruisseau Lindquist		18,7	3,3	3,3
	Ruisseau Louis		57,9	57,9	57,9

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)	
	Basse Thompson Nord		138,7	138,7	138,7	
	Ruisseau Mann		50,4	6,4	6,4	
	Ruisseau Paul		35,9	1,0	1,767	
	Ruisseau Peterson		27,2	1,0	1,0	
Basse Thompson	Rivière Bonaparte		145,1	145,1	145,1	
	Rivière Deadman		113,6	48,9	48,9	
	Ruisseau Tranquille		57,2	5,0	5,0	
	Rivière Coldwater		91,7	91,7	91,7	
		Ruisseau Brook		17,4	5,0	5,0
		Ruisseau Juliet		15,6	15,6	15,6
	Rivière Nicola (cours inférieur)		80,0	80,0	40,0	
		Ruisseau Clapperton		29,5	2,0	2,0
		Ruisseau Guichon		80,6	50,0	50,0
		Ruisseau Skuhun		32,7	12,8	12,8
		Ruisseau Nooaitch		14,5	1,1	12,3
	Rivière Nicola (cours supérieur)		52,0	22,0	22,0	
		Ruisseau Spahomin		26,5	26,5	26,5
	Ruisseau Spius		48,6	48,6	48,6	
	Ruisseau Maka		34,9	18,5	18,5	
Thompson Sud	Rivière Shuswap (cours inférieur)		88,6	88,6	88,6	
		Ruisseau Ashton		14,5	0,2	0,2
		Ruisseau Brash		12,7	0,5	0,5
		Ruisseau Blurton		12,3	1,5	1,5

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)
		Ruisseau Cooke	17,1	0,5	0,5
		Ruisseau Danforth	13,6	13,6	13,6
		Ruisseau Fortune	21,5	21,5	21,5
		Ruisseau Johnson	11,0	11,0	11,0
		Ruisseau Kingfisher	28,3	28,3	28,3
		Ruisseau Trinity	28,6	0,2	0,2
	Rivière Shuswap (cours moyen)		76,1	21,0	21,0
		Ruisseau Bessette	38,0	38,0	38,0
		Ruisseau Creighton	30,7	4,1	4,1
		Ruisseau Duteau	49,6	10,8	10,8
		Ruisseau Harris	31,8	18,1	18,1
		Ruisseau Ireland	25,3	3,2	3,2
	Ruisseau Tsuius		30,6	0,5	0,5
	Ruisseau Noisey		15,4	1,1	1,1
	Ruisseau Wap		47,7	29,3	29,3
	Rivière Anstey		30,1	7,0	7,0
	Ruisseau Canoe		10,6	4,5	4,5
	Ruisseau Celistia		29,2	1,8	1,8
	Rivière Eagle		75,9	75,9	75,9
		Ruisseau Crazy	20,3	0,5	0,5
		Ruisseau Loftus	INC		
		Ruisseau Owlhead	5,8	0,8	0,8
		Rivière Perry	41,5	28,0	28,0
		Ruisseau Senn	10,1	1,0	1,0

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)
		Ruisseau South Pass	9,8	1,2	1,2
		Ruisseau Teto	INC		
		Ruisseau Yard	21,2	0,4	0,4
	Ruisseau Hunakwa		7,5	7,5	7,5
	Ruisseau Onyx		16,7	2,0	2,0
	Ruisseau Ross		22,9	0,5	0,5
	Rivière Salmon		148,7	80,0	80,0
		Ruisseau Bolean	23,3	23,3	23,3
		Ruisseau Palmer	9,8	0,5	0,5
	Ruisseau Scotch		56,5	16,0	16,0
	Rivière Seymour		71,0	14,6	14,6
		Ruisseau McNomee	20,3	8,7	8,7
	Ruisseau Tappen		6,8	1,5	1,5
	Ruisseau Wright		2,7	2,6	2,6
	Rivière Adams (cours inférieur)		11,3	11,3	11,3
		Ruisseau Hiuihill	15,0	0,9	0,9
		Ruisseau Nikwikwaia (Gold)	21,4	1,2	1,2
	Rivière Momich		9,9	9,9	9,9
		Ruisseau Cayenne	42,9	2,2	2,2
	Ruisseau Sinmax		19,5	9,4	9,4
	Ruisseau Tsikwustum		13,2	0,3	0,3
	Rivière Adams (cours supérieur)		130,0	130,0	65,0
		Ruisseau Burton	13,6	2,0	2,0

UC	Cours principal	Affluents	Longueur totale (km)	Longueur accessible (km)	Longueur utilisable (km)
		Ruisseau Gollen	18,2	1,0	1,0
		Ruisseau Harbour	12,6	2,7	2,7
		Ruisseau Dudgeon	14,4	0,5	0,5
		Ruisseau Sunset	15,6	1,3	1,3
		Ruisseau Gold	11,0	11,0	11,0
		Ruisseau Oliver	26,7	23,3	23,3
		Ruisseau Hemlock	11,1	0,7	0,7

ANNEXE 7. RENSEIGNEMENTS SUPPLÉMENTAIRES SUR L'ÉVALUATION DES MENACES

On résume ici les approches normalisées du COSEPAC et du MPO à partir de leurs documents d'orientation respectifs (COSEWIC, 2012; MPO 2014a).

Évaluation du COSEPAC

L'évaluation du COSEPAC est fondée sur le système unifié de classification des menaces proposé par l'Union internationale pour la conservation de la nature et le Partenariat pour les mesures de conservation (IUCN-CMP). Ce système utilise des catégories de menaces strictement définies; toutefois, elles ont été élaborées dans un contexte général et ne sont donc pas propres aux salmonidés ou aux espèces aquatiques. Pour l'évaluation effectuée ici, un président ayant l'habitude d'utiliser le système de classification a guidé le groupe de travail pour chaque menace et ses liens possibles avec les salmonidés. Il est recommandé de faire appel au même président ou à un président très expérimenté pour les itérations ultérieures de l'évaluation du CFI au moyen du processus d'évaluation du COSEPAC.

L'évaluation du COSEPAC tient compte des impacts possibles des menaces actuelles et futures. Le niveau d'impact est calculé une fois la portée et la gravité de la menace établies (tableau 22). La portée est définie comme la proportion de l'espèce ou de l'écosystème qui pourrait raisonnablement être touchée par la menace d'ici dix ans (tableau 23). La gravité est le niveau de dommages causés à l'espèce ou à l'écosystème par la menace dans le contexte de la période de dix ans ou de trois générations, selon la période la plus longue (tableau 24). L'immédiateté est également déterminée, mais elle ne fait pas partie du calcul du niveau d'impact. L'immédiateté détermine l'étendue ou la probabilité temporelle de la menace dans le présent ou le futur (ou si elle ne s'est produite que dans le passé) (tableau 25).

L'évaluation du COSEPAC se fait en plusieurs étapes. Une réunion est organisée et des experts de la région et de l'espèce sont invités. Dans le cas du CFI, on a invité un groupe de travail préexistant et des experts figurant sur une liste. Quelques autres membres du MPO-LEP ont également été invités. Les participants qui ont pu y assister étaient principalement des auteurs (probablement parce que ces personnes étaient celles qui s'étaient identifiées à l'origine comme étant disponibles pour participer au processus d'évaluation du potentiel de rétablissement pour le CFI). Le président a fourni au groupe de travail un exemple d'évaluation à partir de laquelle travailler; dans ce cas, il s'agissait de l'évaluation effectuée pour le rapport de 2016 du COSEPAC (COSEPAC, 2016). Le président présente ensuite une introduction aux définitions de la portée, de la gravité et de l'immédiateté, puis il guide le groupe de travail pour les définitions de chaque catégorie de menace. Le groupe de travail parvient à un large consensus sur le niveau d'impact de chaque menace de niveau 2. Les menaces de niveau 2 sont des sous-rubriques plus précises sous les menaces de niveau 1. Les niveaux d'impact des menaces de niveau 1 sont fondés sur les niveaux les plus conservateurs (menace la plus élevée) dans ses sous-catégories de niveau 2. Les notes prises au cours de la réunion servent à remplir la section des commentaires, dont le président vérifie ensuite l'exhaustivité et l'exactitude. Enfin, on attribue un niveau d'impact total des menaces en fonction des effets cumulatifs des menaces de niveau 1. Tous les renseignements qui précèdent sont résumés dans le tableau 26.

Tableau 22. Utilisation des valeurs de la portée et de la gravité pour déterminer l'impact d'une menace. Copié du document COSEPAC, 2012.

		Portée					
		Généralisée	Grande	Restreinte	Petite	Négligeable	Inconnu
Gravité	Extrême	Très élevé	Élevé	Moyen	Faible	Négligeable	Inconnu
	Élevée	Élevé	Élevé	Moyen	Faible	Négligeable	Inconnu
	Modérée	Moyen	Moyen	Faible	Faible	Négligeable	Inconnu
	Légère	Faible	Faible	Faible	Faible	Négligeable	Inconnu
	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Inconnu
	Inconnue	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu
	Neutre ou avantage possible	N'est pas une menace	N'est pas une menace	N'est pas une menace	N'est pas une menace	N'est pas une menace	Inconnu

Rouge = Très élevée Jaune = Élevée Gris = Moyenne Vert = Faible

Tableau 23. Valeurs de la portée des menaces identifiées. Classement des niveaux pour la portée, copié du document COSEPAC, 2012.

Valeurs de la portée des menaces	
Généralisée	La menace touche la totalité ou la majeure partie (de 71 à 100 %) de la population totale ou des occurrences.
Grande	La menace touche une grande partie (de 31 à 70 %) de la population totale ou des occurrences.
Restreinte	La menace touche une partie (de 11 à 30 %) de la population totale ou des occurrences.
Petite	La menace touche une petite partie (de 1 à 10 %) de la population totale ou des occurrences.
Négligeable	La menace touche une partie négligeable (< 1 %) de la population totale ou des occurrences.

Tableau 24. Valeur de la gravité d'une menace. Classement des niveaux de gravité, copié du document COSEPAC, 2012. * Bien que les menaces puissent avoir certains effets néfastes localisés, on croit que, de façon générale, elles ne touchent pas l'espèce ou sont même avantageuses pour l'espèce. Par exemple, un incendie de forêt pourrait toucher directement certains individus d'un ongulé brouteur et produire une perte d'habitat à court terme; cependant, pour la période de trois générations, la population dans son ensemble en retire un avantage en raison de la régénération des essences brotables après l'incendie.

Valeur de la gravité d'une menace	
Extrême	Au sein de la portée, la menace détruira ou éliminera probablement les occurrences d'une communauté écologique, d'un écosystème ou d'une espèce, ou réduira la population de l'espèce de 71 à 100 %.
Élevée	Au sein de la portée, la menace dégradera ou réduira probablement de manière considérable les occurrences touchées ou l'habitat touché ou, dans le cas d'une espèce, réduira la population de 31 à 70 %.
Modérée	Au sein de la portée, la menace dégradera ou réduira probablement de manière modérée les occurrences touchées ou l'habitat touché ou, dans le cas d'une espèce, réduira la population de 11 à 30 %.
Légère	Au sein de la portée, la menace dégradera ou réduira probablement de manière légère les occurrences touchées ou l'habitat touché ou, dans le cas d'une espèce, réduira la population de 1 à 10 %.

Valeur de la gravité d'une menace	
Négligeable	Au sein de la portée, la menace dégradera ou de réduira de manière négligeable les occurrences touchées ou l'habitat touché ou, dans le cas d'une espèce, réduira la population de < 1 %.
Neutre ou avantage possible*	Au sein de la portée, la menace améliorera probablement ou n'affectera probablement pas les occurrences ou l'habitat ou, dans le cas d'une espèce, elle aura probablement un effet neutre ou améliorera (avantage net) la population de > 0 %.

Tableau 25. Valeur de l'immédiateté d'une menace. Copié du document COSEWIC, 2012.

Valeur de l'immédiateté des menaces	
Élevée	Menace constante/continue
Modérée	Menace pouvant se manifester uniquement dans le futur (à court terme [< 10 ans ou 3 générations]) ou pour l'instant absente (mais susceptible de se manifester de nouveau à court terme)
Faible	Menace pouvant se manifester uniquement dans le futur (à long terme) ou pour l'instant absente (mais susceptible de se manifester de nouveau à long terme)
Insignifiante ou négligeable	Menace qui s'est manifestée dans le passé et qui est peu susceptible de se manifester de nouveau, ou menace qui n'aurait aucun effet direct mais qui pourrait être limitative

Tableau 26. Évaluation des menaces par le COSEPAC.

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Voir les instructions sous l'onglet Instructions. Utiliser la fonction défilement vers le bas pour voir le contenu de tout le tableau.

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Saumon coho (<i>Oncorhynchus kisutch</i>), UD du Fraser intérieur		
Identification de l'élément		Code de l'élément	
Date (Ctrl + « ; » pour la date d'aujourd'hui) :	2/20/2019		
Évaluateur(s) :	Participants à la téléconférence : Richard Bailey (MPO), Lynda Ritchie (MPO), Michael Arbeider (MPO), Kaitlyn Dionne (MPO), Doug Braun (MPO), Brittany Jenewein (MPO), Karen Rickards (MPO), Paul Grant (MPO), Peter Hall (MPO), Robyn Kenyon (MPO), Patricia Woodruff (MPO), Marc Labelle (ONA). Animateur : Dwayne Lepitzki (COSEPAC).		
Références :	Consulter le texte de l'EPR pour obtenir des descriptions plus précises des menaces et des éléments justificatifs.		

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :

Impact des menaces		Compte des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	1	1
C	Moyen	4	1
D	Faible	0	3
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Élevé

Valeur de l'impact global attribué : **AB = Très élevé - Élevé**

Ajustement de la valeur de l'impact – justification :

Impact global des menaces – commentaires :

Il n'y a pas d'ajustement parce que la gravité de nombreuses menaces est incertaine et que la diminution de la population entre 10 et 100 % dans les dix prochaines années est possible, surtout compte tenu des effets cumulatifs.

Durée d'une génération = 3,16 ans; par conséquent, le délai pour la gravité et l'immédiateté est de dix ans. Cinq UC dans la seule UD (fig. 1 de l'EPR). On a tenu compte des différences d'abondance entre les UC au moment de la notation de la portée.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial						
1.1	Zones résidentielles et urbaines						Voir 7.3 et 9.1.
1.2	Zones commerciales et industrielles						Voir 7.3 et 9.2.
1.3	Zones touristiques et récréatives						Potentiellement de nouvelles marinas et de nouveaux quais sur les rives du lac Shuswap qui se trouvent près des frayères et de l'habitat du littoral utilisé par les juvéniles. Autres impacts, voir 6.1.
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois						Le développement agricole de la zone riveraine entraîne la modification de l'habitat, y compris la sédimentation (menace 9.3), l'augmentation de la température (menace 7.3) et les changements hydrologiques (menace 7.2), et n'est pas noté ici.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Aucune plantation n'est prévue dans l'habitat du saumon coho.
2.3	Élevage de bétail		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le bétail et d'autres animaux d'élevage peuvent écraser des nids. Particulièrement dans la Thompson Sud (p. ex. cours inférieur de la rivière Shuswap, Bessette), Thompson Nord (Louis, Dunn, Lemieux), cours inférieur de la rivière Thompson (Nicola), moyen Fraser (Quesnel, Horsefly, Chilcotin). Sédimentation et pollution par le fumier (9.3).
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						Voir 8.2 Aucun impact lié au développement de l'aquaculture physique n'est prévu dans les dix prochaines années.
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier						Il y a actuellement un moratoire sur le forage pétrolier et gazier sur la côte et aucun projet de gaz naturel n'est proposé à proximité de l'habitat du CFI.
3.2	Exploitation de mines et carrières		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	L'exploitation de placers se fait dans les bassins des rivières Cottonwood et Quesnel (environ 10 % de l'UC du moyen Fraser). Extraction de gravier au sud de Mission

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
							dans un milieu de croissance utilisé brièvement par des cohos juvéniles dans le bas Fraser. Il y a des mesures d'atténuation.
3.3	Énergie renouvelable						Voir 7.2.
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Restreinte - Petite (1-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	L'entretien, l'élargissement et la construction ou la modification de ponts, de culées, de ponceaux, d'autoroutes, de chemins d'exploitation forestière et minière sont tous en cours, mais leur étendue est incertaine sur les cours d'eau utilisés par le CFI. La gravité de la menace est négligeable compte tenu des mesures d'atténuation efficaces.
4.2	Lignes de services publics		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Entretien/remplacement/construction de pipelines, y compris le pipeline TransMountain, qui longe la rivière Thompson Nord et une partie du cours de la rivière Thompson (p. ex. Coldwater). Les pipelines existantes peuvent aussi déplacer des sédiments qui bloquent ou modifient des cours d'eau. La gravité de la menace peut être négligeable compte tenu des mesures d'atténuation efficaces.
4.3	Voies de transport par eau		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Dragage dans le bas Fraser, qui est une voie migratoire pour tous les adultes et les saumoneaux; des mesures d'atténuation appropriées (p. ex. le dragage en dehors des périodes de migration) peuvent réduire la gravité, bien qu'il y ait des CFI juvéniles qui grandissent dans le bas Fraser pendant 9 à 12 mois.
4.4	Corridors aériens						S.O.
5	Utilisation des ressources biologiques	CD	Moyen - Faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - Légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						S.O.
5.2	Cueillette de plantes terrestres						S.O.
5,3	Exploitation forestière et récolte du bois						Voir 7.3 et 9.3.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.4	Pêche et récolte des ressources aquatiques	CD	Moyen - Faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - Légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Le TE moyen estimé de la pêche commerciale (depuis 1998) est de 12 % avec un ET de 6 %; cependant, l'exactitude des estimations est variable et il y a un risque de sous-estimation. En outre, la trajectoire actuelle de la population est incertaine, de sorte qu'il est possible que les pêches aient un impact plus important que 12 % de l'effectif du CFI. La fourchette de 1 à 30 % a été choisie en raison de l'incertitude des estimations des TE. La pêche récréative est limitée à la pêche des poissons d'écloserie sans nageoire adipeuse, impact inconnu du braconnage ou d'une mauvaise identification sur les poissons d'origine naturelle. La plupart des prises ASR sont minimales.
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Le sillage des bateaux peut entraîner l'échouage de juvéniles en eau douce. Il y a peu de chances que les VTT écrasent des nids en raison de la période de fraie hivernale, mais les juvéniles peuvent tout de même être touchés.
6.2	Guerres, troubles civils et exercices militaires						Imprévisibles
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La recherche et l'évaluation des stocks ainsi que la capture et la manipulation de poissons peuvent augmenter la mortalité liée au stress ou les effets sublétaux. La recherche indique que les activités d'évaluation des stocks n'ont pas d'incidence sur le succès de la reproduction. La portée se situe probablement à l'extrémité inférieure plutôt que supérieure de la fourchette.
7	Modifications des systèmes naturels	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	L'eau chauffée par les incendies peut avoir des effets aigus. L'eau prélevée pour combattre les incendies peut contenir des poissons. La fréquence des incendies à l'intérieur des terres augmente. Voir 7.3 et 9.3.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	CD	Moyen - Faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - Légère (1-30 %)	Élevée (continue)	1) Extraction d'eau pour l'irrigation dans le cours inférieur de la rivière Thompson, la Thompson Sud et la Thompson Nord et dans certains tronçons du moyen Fraser. Problèmes connexes : eau plus chaude, faible productivité dans les rapides, aspiration en l'absence de dispositifs d'exclusion, pression accrue des tuyaux de braconnage. 2) Présence de centrales (hydroélectriques) au fil de l'eau (constituant des obstacles) et d'autres devraient être construites, mais jusqu'à maintenant, en amont de l'habitat du saumon coho. 3) Changements de température et du régime d'écoulement causés par les centrales au fil de l'eau et les barrages sur les rivières Bridge et Seton. Passage du barrage et entraînement des poissons - Le barrage de Seton est particulièrement problématique pour ce dème (dans le moyen Fraser). La gestion du débit à partir du barrage de la rivière Bridge pose également un problème - il empêche le poisson d'accéder à l'habitat. 4) Les digues qui réduisent la connectivité et les autres barrages de gestion de l'eau sont également inclus dans cette menace. La gravité se situe probablement à l'extrémité supérieure de la plage d'incertitude.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	1) Modification des régimes de température et de débit en raison du défrichage de la végétation ou augmentation des surfaces imperméables par i) la foresterie et les activités de foresterie provoquées par le dendroctone du pin, ii) l'agriculture, iii) le développement urbain et commercial, iv) les incendies de forêt (aussi associés aux effets du dendroctone du pin). 2) Perte d'habitat dans les cours d'eau résultant de l'augmentation de la canalisation associée à la protection de l'agriculture et du développement urbain (p. ex. enrochements, digues, vannes d'inondation). 3) Augmentation du nombre de concurrents en raison de l'introduction de cohos et d'autres salmonidés d'écloserie dans le détroit de Georgia et le sud-est de l'Alaska (~1 % des prises en mer sont des CFI). 4) La végétation introduite et envahissante (p. ex. alpiste roseau, myriophylle en épi) peut modifier l'hydrologie et les communautés de poissons. 5) Changements dans l'environnement marin (p. ex. régime à faible productivité, « le Blob ») qui influent sur la productivité, la concurrence et l'abondance des prédateurs. 6) Changement de la répartition des prédateurs associé aux allingues dans le lac Shuswap et le

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
							bas Fraser, par exemple. De nombreux changements sont associés à l'augmentation de la population humaine et à la diminution de la réglementation.
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Eau douce : espèces d'achigans, la perchaude peut consommer des alevins et des tacons, les populations du lac Beaver sont susceptibles de se propager à toute la vallée de la Nicola (cours inférieur de la rivière Thompson), les éradications ont réduit le risque d'expansion de l'aire de répartition à la Thompson Sud, la plus grande menace concerne la croissance des saumoneaux (une partie de la population) et leur migration dans le bas Fraser (toute la population).
8.2	Espèces indigènes problématiques		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	On traite uniquement du pou du poisson ici parce que l'activité humaine (élevage du saumon dans des parcs en filet) en exacerbe la propagation. Dans les quatre prochaines années, de nombreux parcs en filet pourraient être déplacés de l'archipel de Broughton, de sorte qu'il y aura moins de rencontres à l'avenir et en général, la majorité de la population ne longe pas beaucoup de fermes salmonicoles pendant la migration. Les effets d'Allee des prédateurs ne sont pas pris en compte ici, mais ils le seront dans l'EPR.
8.3	Matériel génétique introduit						Étant donné l'espace limité des éclosiers dans le bassin hydrographique du Fraser intérieur, il est peu probable que les poissons d'écloserie exercent une grande influence dans le contexte du CFI. On s'efforce aussi d'avoir des géniteurs d'origine naturelle dans les éclosiers afin de réduire les effets néfastes possibles de l'élevage par la suite.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.4	Espèces ou maladies problématiques d'origine inconnue						Aucune observation
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les virus potentiels du pou du poisson sont le RVP et l'ICMS, dont on sait qu'ils ont des effets létaux et sublétaux sur les saumons; cependant, la population touchée estimée est petite et les effets au niveau de la population sont inconnus pour le CFI.
8.6	Maladies dont la cause est inconnue						Aucune observation
9	Pollution	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Comprend les métaux lourds (p. ex. Cu), les hormones, les microplastiques et les nutriments (p. ex. engrais, ammoniac). Selon certaines études, le coho est particulièrement vulnérable aux eaux de ruissellement des routes. Les effets propres à l'UC et à l'intérieur du cours d'eau varient, mais tous les CFI traversent le bas Fraser pendant la migration, ce qui aura une certaine gravité (estimée légère).
9.2	Effluents industriels et militaires	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Comprend les effluents d'exploitation et les déversements, p. ex. des mines comme celle de Mount Polley en 2014, du carburant diesel provenant de déversements de camion et de fuites de pipeline. Le pipeline TransMountain longe les rivières Thompson Nord et Coldwater (cours inférieur de la rivière Thompson) sur presque toute leur longueur. Un déversement de pétrole pourrait avoir un effet catastrophique à long terme s'il parvenait dans les eaux souterraines. Les effluents des fabriques de pâtes et papiers sont compris dans cette section (p. ex. usine de Kamloops).
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Comprend les pesticides, les herbicides et les engrais provenant du ruissellement agricole et sylvicole. L'écorce des allingues est incluse dans cette catégorie, tout comme l'envasement et l'érosion du sol par les bovins. Toutes les UC peuvent être touchées par ces effluents à divers degrés, mais tous les saumoneaux passent par le bas Fraser, ce qui explique pourquoi toute la population peut être exposée aux effets.
9.4	Déchets solides et ordures						S.O.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.5	Polluants atmosphériques						S.O.
9.6	Apport excessif d'énergie						S.O.
10	Phénomènes géologiques	CD	Moyen - Faible	Restreinte (11-30 %)	Modérée - Légère (1-30 %)	Élevée - Modérée	
10.1	Volcans						Activité sous le cône Nazko en 2007, mais il est peu probable qu'il entre en éruption et il ne pourrait toucher qu'un dème. Les autres volcans du bassin hydrographique du Fraser n'ont pas été en activité récemment.
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						S.O.
10.3	Avalanches et glissements de terrain	CD	Moyen - Faible	Restreinte (11-30 %)	Modérée - Légère (1-30 %)	Élevée - Modérée	Plusieurs réseaux hydrographiques ont des berges très instables en raison des incendies de forêt, de la foresterie, du dendroctone du pin et des changements climatiques, p. ex. la rivière Bonaparte, et on estime qu'au moins quelques populations pourraient être touchées dans les dix prochaines années.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	CD	Moyen - Faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - Légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	CD	Moyen - Faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - Légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Le changement des hydrogrammes en raison de la fonte des neiges, etc., est inclus dans cette catégorie. Le climat peut aussi être associé à des changements de la productivité, de la concurrence et de l'abondance des prédateurs, mais ces menaces ont été incluses sous 7.3.
11.2	Sécheresses						Difficile de distinguer les sécheresses et les températures extrêmes. Elles sont donc classées ensemble dans la catégorie ci-dessous.
11.3	Températures extrêmes	CD	Moyen - Faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - Légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Comprend à la fois les températures du milieu marin et de l'eau douce. La fréquence et l'intensité de ces épisodes changent au fil du temps.
11.4	Tempêtes et inondations		Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les précipitations catastrophiques de pluie ou de neige sont les plus probables autour de Williams Lake et de South. Elles présentent des avantages potentiels (renouvellement des galets), mais aussi des effets négatifs potentiels (destruction des nids/mortalité des

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
							œufs, mortalité des alevins); c'est pourquoi les impacts sont inconnus.
11.5	Autres impacts						

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).

Évaluation du MPO

L'évaluation du MPO ne comporte aucune classification normalisée des menaces, ce qui a été l'une des principales raisons pour lesquelles on a utilisé l'évaluation du COSEPAC en premier. Les catégories de menaces unifiées du COSEPAC ont été reprises, car elles sont reproductibles; toutefois, en raison de la spécificité des catégories, il a été jugé avantageux de demander à un président chevronné de nous guider pour une évaluation complète des menaces du COSEPAC. Une fois l'exercice terminé, la catégorie « Autres modifications de l'écosystème » du COSEPAC a été divisée en menaces plus propres aux salmonidés. Les changements climatiques ont également été éliminés en tant que menace classée parce qu'ils ne sont pas en eux-mêmes une activité humaine, mais qu'ils sont exacerbés par elle. Les changements climatiques exacerbent également les catégories des facteurs limitatifs naturels qui ont été élaborées par la suite pour l'évaluation, ou interagissent avec elles. Les autres catégories qui n'ont pas reçu de niveau du COSEPAC parce qu'elles ne s'appliquaient pas au CFI n'ont pas été abordées dans le contexte de l'évaluation du MPO.

Pour évaluer le risque d'une menace, le MPO applique une approche semblable à celle employée par le COSEPAC pour évaluer le niveau des répercussions d'une menace. L'évaluation du MPO tient compte du risque des menaces actuelles et futures, ainsi que des répercussions qui se sont déjà produites. On calcule le risque de la menace après avoir déterminé la probabilité de réalisation de la menace, le niveau des répercussions et la certitude causale (tableau 27). La probabilité de réalisation est définie comme la probabilité qu'une menace survienne pour une population donnée sur dix ans ou trois générations, selon la plus courte des deux périodes (tableau 28). Le niveau des répercussions s'entend de l'ampleur des répercussions d'une menace donnée et de la mesure dans laquelle elle influence la survie ou le rétablissement de la population (tableau 29). La certitude causale reflète la solidité des données probantes établissant un lien entre la menace et la survie et le rétablissement de la population (tableau 30). En plus de ces aspects, l'évaluation du MPO définit également la réalisation de la menace, la fréquence de la menace et l'étendue de la menace. La réalisation de la menace désigne le moment où la menace est survenue, qu'elle soit passée, actuelle ou anticipée (tableau 31). La fréquence de la menace renvoie à l'étendue temporelle de la menace (tableau 32). L'étendue de la menace désigne la proportion de la population touchée par la menace (tableau 33).

Plusieurs des aspects utilisés dans les évaluations du MPO et du COSEPAC sont analogues ou peuvent être considérés comme des composantes partielles l'un de l'autre. Le risque de la menace et le niveau des répercussions dans l'évaluation du MPO sont semblables à l'impact et à la gravité dans l'évaluation du COSEPAC, respectivement. La réalisation de la menace dans l'évaluation du MPO reflète certains des aspects de l'immédiateté de l'évaluation du COSEPAC; cependant, d'autres aspects de l'immédiateté sont pris en compte dans la probabilité de réalisation. L'étendue de la menace est l'aspect du MPO qui ressemble le plus à l'aspect de la portée du COSEPAC; cependant, la fréquence de la menace peut également être considérée comme faisant partie de la portée. La certitude causale est le seul aspect du MPO qui est complètement nouveau et qui n'a aucun lien avec le calculateur du COSEPAC.

En raison de la nature analogue de nombreux aspects entre les évaluations du MPO et du COSEPAC, la transcription des niveaux attribués dans l'évaluation du COSEPAC a été faite par les auteurs et non par l'ensemble du groupe qui a participé à l'évaluation initiale. Un changement mineur a été apporté à l'évaluation des répercussions possibles des pratiques des écloséries et de la génétique, en incorporant surtout l'incertitude au sujet des répercussions historiques qui pourraient être généralisées à l'avenir. Outre ce changement ci-dessus, on s'est efforcé de conserver le classement initial de l'évaluation du COSEPAC.

Tableau 27. Matrice des risques de menace. Copié du document MPO, 2014a.

		Niveau des répercussions				
		Faible	Moyen	Élevé	Extrême	Inconnu
Probabilité de réalisation	Attestée	Faible	Moyen	Élevé	Extrême	Inconnu
	Probable	Faible	Moyen	Élevé	Élevé	Inconnu
	Peu probable	Faible	Moyen	Moyen	Moyen	Inconnu
	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Inconnu
	Inconnue	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu

Tableau 28. Niveaux de probabilité de réalisation. Copié du document MPO, 2014a.

Probabilité de réalisation	Définition
Attestée	Cette menace a été observée dans 91 % à 100 % des cas.
Probable	Il y a de 51 % à 90 % de chance que cette menace se réalise.
Peu probable	Il y a de 11 % à 50 % de chance que cette menace se réalise.
Faible	Il y a de 1 % à 10 % de chance ou moins que cette menace se réalise.
Inconnue	Il n'y a pas de données ni de connaissances préalables sur la réalisation de cette menace maintenant ou à l'avenir.

Tableau 29. Niveaux des répercussions. Copié du document MPO, 2014a.

Niveau des répercussions	Définition
Extrême	Déclin important de la population (p. ex., 71 % à 100 %) et possibilité de disparition du Canada.
Élevé	Perte de population importante (de 31 % à 70 %) ou menace compromettant la survie ou le rétablissement de la population.
Moyen	Perte modérée de population (de 11 % à 30 %) ou Menace susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement de la population.
Faible	Peu de changements dans la population (de 1 % à 10 %) ou menace peu susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement de la population.
Inconnu	Aucune connaissance, documentation ou donnée antérieure pour orienter l'évaluation de la gravité de la menace sur la population.

Tableau 30. Niveaux de certitude causale liée à une menace. Copié du document MPO, 2014a.

Certitude causale	Définition	Rang
Très élevée	Des preuves très solides indiquent que la menace se réalise et que l'ampleur des répercussions sur la population peut être quantifiée.	1
Élevée	Des preuves concluantes établissent un lien de cause à effet entre la menace et les déclin de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.	2
Moyenne	Certaines preuves établissent un lien de cause à effet entre la menace et les déclin de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.	3
Faible	Il y a des preuves limitées soutenant un lien théorique entre la menace et les déclin de la population ou le danger pour sa survie ou son rétablissement.	4

Certitude causale	Définition	Rang
Très faible	Il y a un lien plausible sans aucune preuve indiquant que la menace entraîne un déclin de la population ou met en danger sa survie ou son rétablissement.	5

Tableau 31. Niveaux de réalisation de la menace. Toutes les combinaisons de niveaux sont possibles. Copié du document MPO, 2014a.

Réalisation de la menace	Définition
Passée	On sait qu'une menace s'est concrétisée par le passé et a eu un impact négatif sur la population.
Actuelle	Une menace qui existe actuellement et qui a un impact négatif sur la population.
Anticipée	Une menace dont on anticipe la concrétisation à l'avenir et qui aura un impact négatif sur la population.

Tableau 32. Niveaux de fréquence de la menace. Copié du document MPO, 2014a.

Fréquence de la menace	Définition
Unique	La menace se réalise une fois.
Récurrente	La menace se réalise périodiquement ou à répétition.
Continue	La menace se réalise sans interruption.

Tableau 33. Niveaux d'étendue de la menace. Copié du document MPO, 2014a.

Étendue de la menace	Définition
Considérable	De 71 à 100 % de la population est touchée par la menace.
Vaste	De 31 à 70 % de la population est touchée par la menace.
Étroite	De 11 à 30 % de la population est touchée par la menace.
Limitée	De 1 à 10 % de la population est touchée par la menace.

ANNEXE 8. ANALYSE D'AUTRES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

On examine ici plusieurs autres objectifs de rétablissement au niveau de la sous-UD (tableau 34) et la façon dont leurs objectifs au niveau de l'UD ont été calculés. Plusieurs de ces objectifs se rapportent aux points de repère de 80 % de B_{RMS} (80 % de la biomasse des géniteurs au rendement maximal soutenu) au niveau des UC d'après les évaluations antérieures du CFI (tableau 35). Korman et ses collaborateurs (2019) ainsi que Parken et ses collaborateurs¹ ont tous recommandé des points de repère possibles au niveau de l'UC. Korman et ses collaborateurs (2019) ont proposé des points de repère tirés de la sortie de trois modèles différents élaborés pour la Commission du saumon du Pacifique (CSP), appelés ici PSC Ricker, PSC PriorCap et PSC Dep. Les objectifs du modèle PSC Ricker sont obtenus à partir d'un modèle de Ricker bayésien hiérarchique avec des a priori informatifs; les objectifs du modèle PSC PriorCap sont tirés du modèle ci-dessus avec un a priori très informatif sur la capacité de charge pour réduire au minimum la dynamique surcompensatoire qui semblait causée par les années où la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte était faible; les objectifs du modèle PSC Dep sont dérivés du modèle PSC Prior Cap auquel on a ajouté un paramètre supplémentaire qui décrit un effet d'Allee en dessous de 1 000 géniteurs. Les points de repère suggérés par Parken et ses collaborateurs¹ proviennent d'une analyse associée à la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) et seront appelés le point de repère supérieur de la PSS. De plus, on a refait l'analyse de Korman et ses collaborateurs (2019) en utilisant uniquement les données des stocks indicateurs et on a créé des objectifs correspondant à 80 % de B_{RMS} au niveau des UC pour les réseaux hydrographiques abritant des stocks indicateurs, à savoir les rivières Bonaparte, Coldwater et Deadman pour l'UC de la basse Thompson, le ruisseau Dunn pour l'UC de la Thompson Nord et la rivière Eagle pour l'UC de la Thompson Sud. Enfin, les objectifs au niveau des UC ont également été fondés sur l'objectif à long terme de l'ERCFI de 1 000 géniteurs par sous-population en utilisant la même méthode de régression logistique à la marque de 95 % décrite ci-dessous (mais avec l'étape supplémentaire qui consiste à déterminer les objectifs au niveau de l'UC avant de définir l'objectif au niveau de l'UD).

Les points de repère au niveau de l'UD associés à chaque autre objectif au niveau de la sous-UD ont été évalués selon les mêmes méthodes que celles décrites à l'Élément 12. L'objectif d'abondance au niveau de l'UD repose sur la probabilité que l'objectif de chaque sous-UD ait été atteint pour une abondance donnée de l'UD. On a appliqué une régression de type logistique pour déterminer une marque de 95 % indiquant qu'un objectif de la sous-UD a été atteint dans les abondances connues de l'UD. Un modèle linéaire généralisé a été utilisé avec une distribution binomiale de l'erreur de famille et une fonction de liens logit. Cette analyse a été effectuée en R (R Core Team, 2018) à l'aide du progiciel lme4 (Bates *et al.*, 2015). L'ensemble de données incluait les échappées de poissons d'origine naturelle de 1998 à 2016.

Tableau 34. Autres objectifs de rétablissement au niveau de la sous-UD.

Nom de l'objectif	Description
Objectif à long terme de l'ERCFI (pour référence)	La moyenne géométrique sur trois ans des échappées de poissons d'origine naturelle dans toutes les sous-populations de chacune des cinq populations doit dépasser 1 000 saumons cohos géniteurs, à l'exclusion des poissons d'écloserie qui frayent dans la nature.
CSP (Ricker, PriorCap, Dep)	La moyenne géométrique sur trois ans des échappées de poissons d'origine naturelle dans toutes les populations dépasse

Nom de l'objectif	Description
	la moyenne de l'estimation de l'a posteriori de 80 % de B_{RMS} pour chacun des modèles de la CSP.
Point de repère supérieur de la PSS	La moyenne géométrique sur trois ans des échappées de poissons d'origine naturelle dans toutes les populations dépasse la moyenne de l'estimation de l'a posteriori du point de repère supérieur de la PSS, soit 80 % de B_{RMS} .
Stocks indicateurs	La moyenne géométrique sur trois ans des échappées de poissons d'origine naturelle dans les stocks indicateurs regroupés de l'UC atteint 80 % de B_{RMS} .
Niveau UC-LT ERCFI	Les objectifs au niveau de l'UC sont déterminés à partir de l'objectif à long terme pour les sous-populations de l'ERCFI. La moyenne géométrique sur trois ans des échappées de poissons d'origine naturelle dans l'UC atteint ces objectifs.

Tableau 35. Objectifs au niveau de l'unité de conservation (UC) pour chacune des approches des autres objectifs de rétablissement. * Les prévisions moyennes de l'abondance des UC lorsque la probabilité de réussite est établie à 95 % d'après les données historiques, la réussite étant déterminée en fonction de l'objectif à long terme (LT) de l'ERCFI au niveau de la sous-population. ^a Le modèle de l'UC du canyon du Fraser n'a pas convergé parce qu'il y avait une séparation complète entre la réussite et les échecs.

Population (UC)	CSP Ricker 80 % B_{RMS}	CSP PriorCap 80 % B_{RMS}	CSP Dep 80 % B_{RMS}	PSS 80 % B_{RMS}	Niveau UC- LT ERCFI*
Moyen Fraser	1 722	2 686	3 180	2 940	3 498
Canyon du Fraser	1 066	1 781	2 088	1 582	1 043 ^a
Basse Thompson	2 376	3 599	4 312	3 133	4 004
Thompson Nord	4 300	6 850	8 220	5 301	9 851
Thompson Sud	2 908	4 453	5 316	4 735	8 128

La plupart des objectifs au niveau de l'UD des modèles de recharge se situaient à 2 000 près de l'objectif recommandé à l'Élément 12 (tableau 36). Le modèle CSP Ricker avait un objectif beaucoup plus bas; cependant, Korman et ses collaborateurs (2019) ont mentionné que les autres modèles ont été élaborés parce qu'ils peuvent être plus exacts sur le plan biologique. L'objectif du modèle Niveau UC-LT ERCFI était le plus élevé et pourrait représenter une approche prudente pour atteindre un objectif au niveau de l'UD basé sur l'objectif de rétablissement à long terme de l'ERCFI. Il est important de noter que plusieurs modèles n'ont pas convergé parce qu'il y avait une séparation complète entre la réussite de l'objectif de la sous-UD et les échecs, de sorte que ces estimations ne représentent peut-être pas un tampon aussi important que le plus grand échec observé.

Une importante source d'incertitude dans toute l'analyse stock-recrutement était qu'il y a peu d'observations sur les géniteurs-recrues lorsque l'effectif des géniteurs est élevé. Si l'on révisé la capacité de la sortie de chaque modèle (c.-à-d. les effets combinés de l'alpha et du bêta) à la hausse après l'observation d'un effectif élevé de géniteurs, l'effet net peut être une augmentation d'un point de repère. Il faut donc toujours actualiser les points de repère lorsqu'il

y a plus de données. Il faut également les mettre à jour si l'on révisé les TE (donc les recrues), car l'analyse fondée sur l'abondance peut être sensible au calcul rétrospectif du TE des recrues.

*Tableau 36. Objectifs au niveau de l'unité désignable (UD) pour chacune des approches des autres objectifs de rétablissement. * Les modèles TSP Dep, Niveau UC-LT-ERCFI et Stocks indicateurs n'ont pas convergé parce qu'il y avait une séparation complète entre la réussite et les échecs.*

Nom de l'objectif de la sous-UD	Objectif au niveau de l'UD
Recommandé à l'Élément 12	35 935
TSP Ricker	26 573
TSP PriorCap	34 162
TSP Dep	35 405*
Objectif supérieur de la PSS	33 881
Stocks indicateurs	36 292*
Niveau UC-LT-ERCFI	39 595*

ANNEXE 9. COMPARAISON DE LA RECONSTITUTION DU RECRUTEMENT

Pour guider la décision de choisir comment attribuer une répartition selon l'âge et reconstituer le recrutement pour chaque année d'éclosion, on a effectué plusieurs analyses préliminaires. Premièrement, des tests du rapport de vraisemblance ont comparé des modèles nuls à des modèles i) de la proportion de poissons d'âge 3₂ dans les remontes, prédite d'après l'effectif des remontes de toutes origines, et ii) de la proportion de poissons d'âge 3₂ parmi les recrues, prédite d'après le nombre de recrues. S'il est justifié d'inclure des prédicteurs, des remontes ou des recrues dans les modèles i), alors l'hypothèse que la proportion de poissons d'âge 3₂ est constante dans les remontes n'est pas favorable, alors que si on le fait dans le modèle ii), alors l'hypothèse selon laquelle la proportion de poissons d'âge 3₂ est constante par lignée n'est pas favorable. Seules les données des UC de la basse Thompson (n = 7) et de la Thompson Sud (n = 13) sont utilisées pour ces tests parce qu'une fois que l'on a retiré les échantillons de 50 individus ou moins, il ne restait que cinq années de données pour l'UC de la Thompson Nord. En plus des tests de rapport de vraisemblance, on a reconstitué chaque recrutement puis appliqué un modèle stock-recrutement de Ricker bayésien hiérarchique (renseignements détaillés à l'Élément 13) pour observer les différences dans le comportement et les paramètres. Le modèle comprenait une covariable commune (hiérarchique) pour décrire l'effet de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte en plus des paramètres alpha et bêta.

L'inférence tirée de trois des quatre tests du rapport de vraisemblance était que l'ajout d'une covariable prédictive n'était pas justifié comparativement à un modèle nul. La proportion de poissons d'âge 3₂ dans les remontes ne semblait pas varier selon l'effectif des remontes de toutes origines, ce qui permet de penser qu'il peut être raisonnable de traiter les données avec une proportion constante de poissons d'âge 3₂ dans les remontes (figure 26). Le seul test du rapport de vraisemblance qui a montré une signification statistique était celui de l'hypothèse ii avec l'ensemble de données de l'UC de la Thompson Sud (figure 27). Le rejet pour la raison que le modèle était le même que le modèle nul donne à penser qu'il pourrait y avoir une différence dans la proportion de recrues d'âge 3₂ entre les années d'éclosion en fonction du nombre de poissons qui remontent en tant que recrues. Étant donné que la variation observée (figure 27) est attribuable à l'application de valeurs mesurées, elle peut être interprétée comme une preuve qui justifie l'utilisation de la méthode du remplissage de données pour reconstituer le recrutement. Cependant, étant donné que les régimes climatiques régionaux sont complexes et difficiles à distiller en une seule covariable, l'hypothèse selon laquelle la proportion de poissons d'âge 3₂ dans les remontes varie en fonction d'un certain type de facteurs environnementaux communs n'a pas été mise à l'essai directement.

Les trois ensembles de données ont bien fonctionné avec le modèle de Ricker de base (\hat{R} maximum < 1,05). La reconstitution fondée sur des lignées constantes semblait s'écarter le plus des deux autres modèles pour ce qui est des estimations des paramètres, du nombre de paramètres efficaces et de la valeur du critère d'information sur la déviance (tableau 37 et tableau 38). Le comportement de la courbe de reconstitution fondée sur des lignées constantes était également celui qui différait le plus des deux autres reconstitutions, qui étaient presque identiques dans trois des UC (figure 28).

Pour les Éléments 2, 3, 13, 15 et 22, on a appliqué la méthode du remplissage de données pour reconstituer le recrutement fondé sur l'année d'éclosion à partir des remontes annuelles. On a choisi cette méthode pour plusieurs raisons : a) il existait des preuves que la proportion de poissons d'âge 3₂ dans les remontes covariait entre les UC; b) la proportion de poissons d'âge 3₂ par année d'éclosion n'était pas constante dans l'UC sur laquelle on disposait du plus grand nombre de données (ce qui suggère une variation); c) le comportement des modèles ne différait pas beaucoup de la méthode des remontes constantes, mais la méthode du remplissage de

données n'est pas limitée par l'hypothèse déraisonnable sur le plan biologique d'une proportion constante de poissons d'âge 3₂ entre toutes les années de montaison.

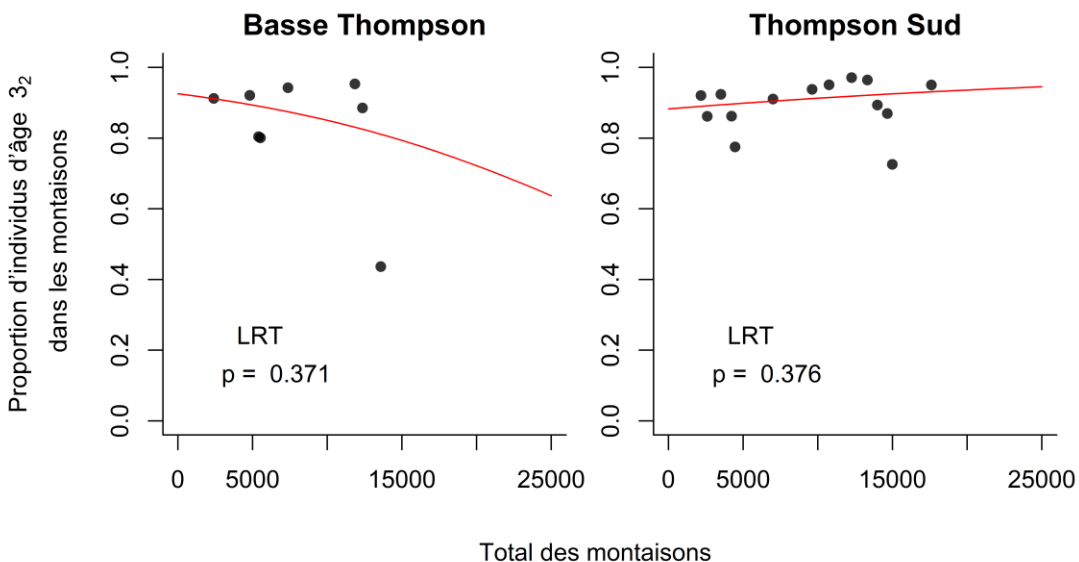


Figure 26. Proportion de poissons d'âge 3₂ par année de montaison, prévue d'après l'effectif des remontes de toutes origines de cette année-là. Les résultats du test du rapport de vraisemblance (TRV) par rapport à un modèle nul sont également présentés. Il convient de noter que le point le plus bas dans le graphique de la basse Thompson (à gauche) est une valeur aberrante et que même si on le retire, le résultat du TRV n'est toujours pas très différent.

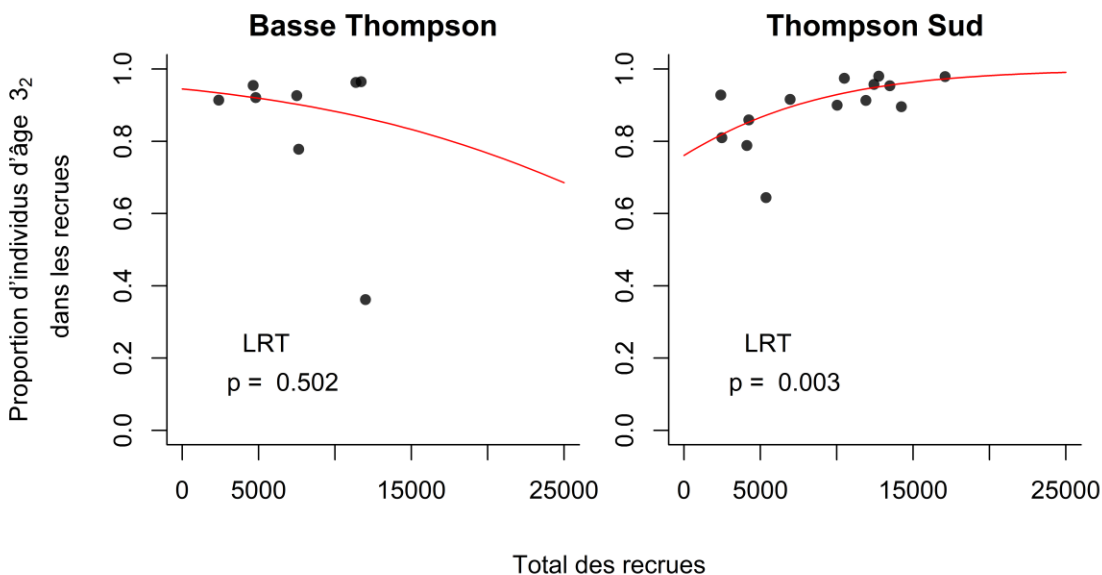


Figure 27. Proportion de poissons d'âge 3₂ par année d'éclosion, prévue d'après le nombre total de recrues de cette année-là. Les résultats du test du rapport de vraisemblance (TRV) par rapport à un modèle nul sont également présentés. Il convient de noter que le point le plus bas dans le graphique de l'UC de la basse Thompson (à gauche) est une valeur aberrante et que même si on le retire, le résultat du TRV n'est toujours pas très différent.

Tableau 37. Estimations des médianes des paramètres à partir des modèles stock-recrutement de Ricker d'après la reconstitution du recrutement selon une méthode de remplissage de données ou l'hypothèse d'une proportion constante de poissons d'âge 3_2 dans les remontes ou par année d'éclosion (c.-à-d. dans le nombre total de recrues).

Reconstitution du recrutement	Données	Remontesc	Éclosion _c	Données	Remontesc	Éclosion _c	Données	Remontesc	Éclosion _c
UCnm	Alpha			bêta			gamma		
Moyen Fraser	2,44	2,48	3,26	0,00012	0,00013	0,00011	-	-	-
Canyon du Fraser	2,65	2,68	3,53	0,00033	0,00034	0,00031	-	-	-
Basse Thompson	2,53	2,56	3,38	0,00012	0,00013	0,00011	0,373	0,37	0,606
Thompson Nord	2,63	2,66	3,49	0,00008	0,00008	0,00007	-	-	-
Thompson Sud	2,47	2,52	3,32	0,00009	0,0001	0,00009	-	-	-

Tableau 38. Estimations de la performance médiane des modèles à partir des modèles stock-recrutement de Ricker d'après la reconstitution du recrutement selon une méthode de remplissage de données ou l'hypothèse d'une proportion constante de poissons d'âge 3_2 dans les remontes ou par année d'éclosion (c.-à-d. dans le nombre total de recrues). \hat{R} est le facteur de réduction d'échelle potentiel, utilisé ici comme diagnostic de convergence. pD est le nombre de paramètres efficaces.

Reconstitution du recrutement	\hat{R} max	pD
Remplissage de données	1,04	14,6
Proportion constante (remonte)	1,01	14,6
Proportion constante (année d'éclosion)	1,05	14,0

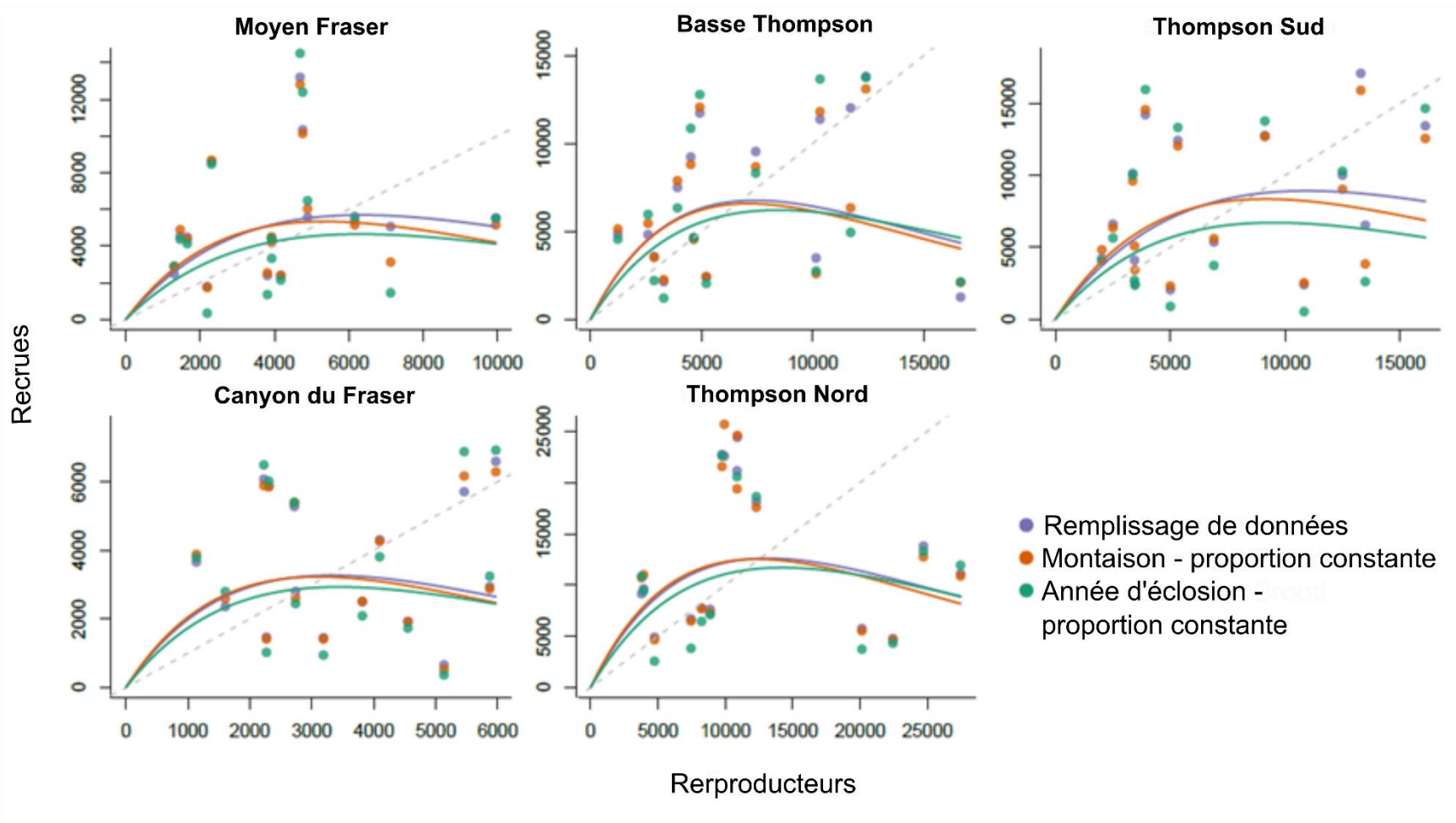


Figure 28. Comportement des modèles stock-recrutement de Ricker à partir des estimations des médianes des paramètres d'après la reconstitution du recrutement selon une méthode de remplissage de données (en violet) ou l'hypothèse d'une proportion constante de poissons d'âge 3_2 dans les remontes (en orange) ou par année d'éclosion (c.-à-d. dans le nombre total de recrues, en vert). La ligne tirée grise représente le remplacement 1:1.

ANNEXE 10. MISES À JOUR DE LA PRÉCISION DE LA DISTRIBUTION A PRIORI DANS LES MODÈLES RICKER-PRIORCAP ET RICKER-DEP

Comme il est indiqué à la section 5.2.2 (Préparation des données et du modèle : Estimations des paramètres de stock-recrutement), la précision de la distribution a priori qui a influencé l'estimation de la capacité de charge et le paramètre β ont été assouplis par rapport à l'itération précédente du modèle. Les figures qui suivent montrent pourquoi le changement a été apporté et expliquent pourquoi les résultats du rapport précédent peuvent différer de ceux du présent rapport. Plus particulièrement, même si la moyenne ou la médiane des paramètres estimés semblait se comporter de la façon souhaitée dans l'itération précédente, ce n'était pas le cas pour le reste de la distribution a posteriori. Les deux figures suivantes qui illustrent toute la distribution a posteriori à la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte utilisent la même précision pour le paramètre *cap_prior* que dans l'évaluation précédente (précision = un million). Toutes les trajectoires de la distribution a posteriori ont été forcées par le point qui a été estimé comme la capacité de charge.

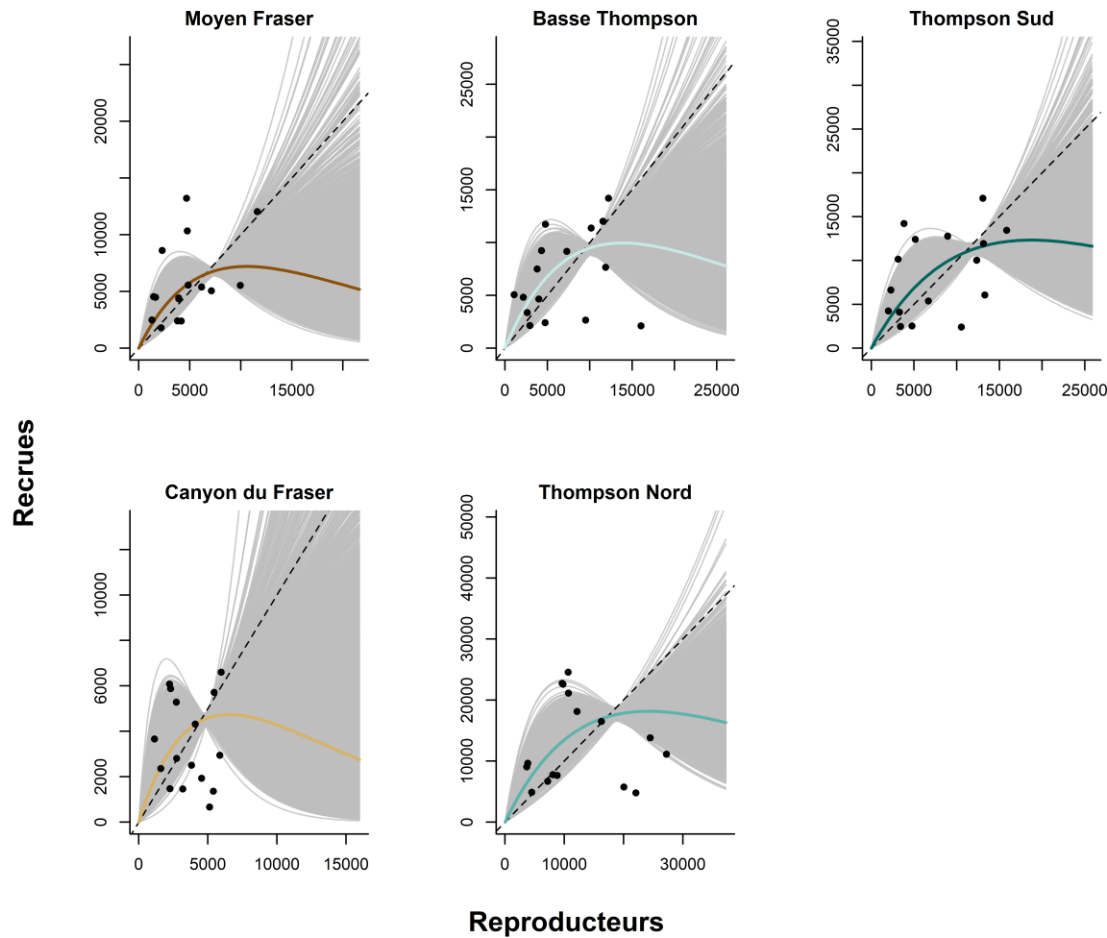


Figure 29. Comportement du modèle Ricker-PriorCap avec un a priori informatif sur la capacité de charge qui utilisait la même précision que dans le rapport précédent (un million), tracé selon la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte (0,010). Les lignes épaisses en couleur sont le résultat d'une combinaison des valeurs des médianes des paramètres. Les lignes minces grises sont chaque ensemble de paramètres a posteriori et représentent l'incertitude dans les estimations des paramètres et le comportement du modèle. Les points noirs sont les données observées, qui ne sont pas nécessairement le résultat des valeurs moyennes de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte. La ligne tiretée noire est la ligne de remplacement 1:1 S:R.

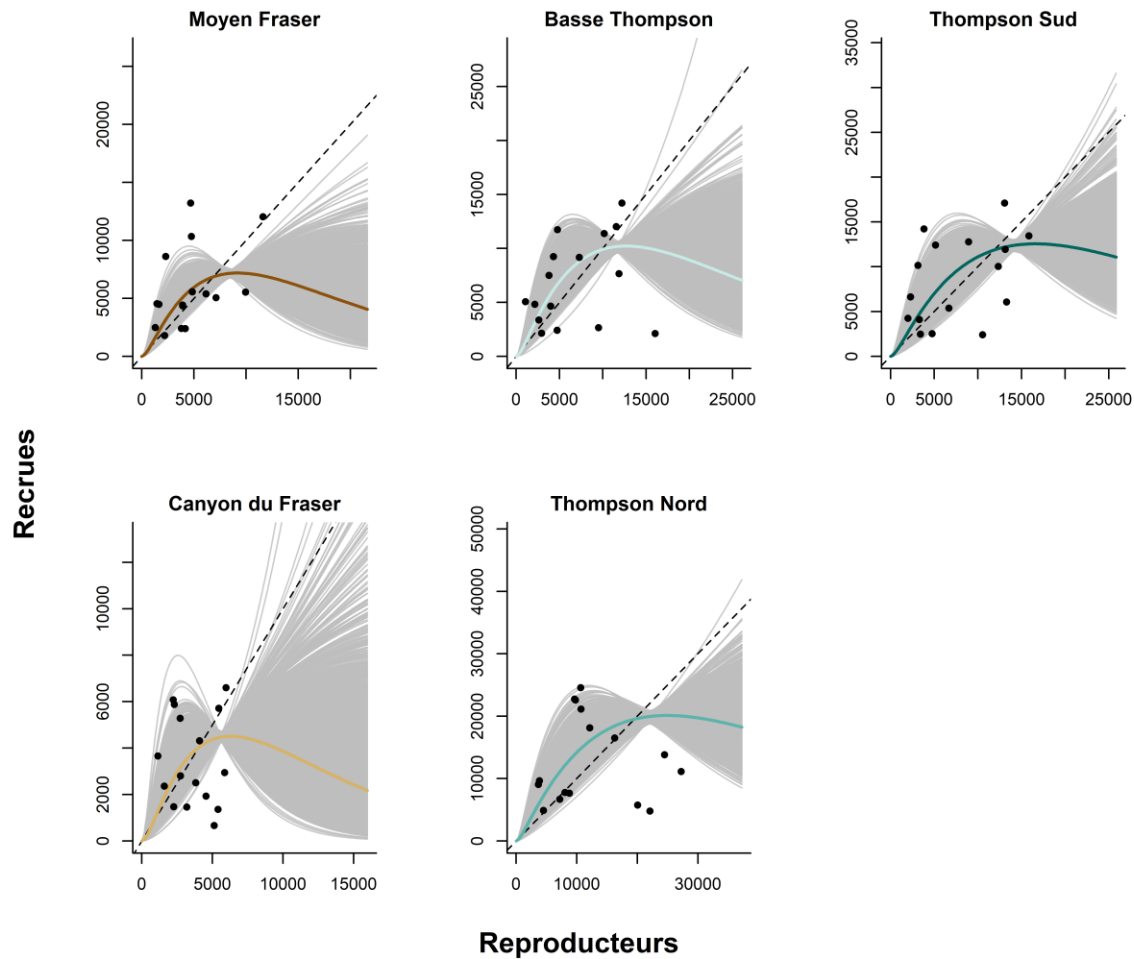


Figure 30. Comportement du modèle Ricker-PriorCap avec un a priori informatif sur la capacité de charge qui utilisait la même précision que dans le rapport précédent (un million), tracé selon la survie moyenne du stade de saumoneau au stade d'adulte (0,010). Les lignes épaisses en couleur sont le résultat d'une combinaison des valeurs des médianes des paramètres. Les lignes minces grises sont chaque ensemble de paramètres a posteriori et représentent l'incertitude dans les estimations des paramètres et le comportement du modèle. Les points noirs sont les données observées, qui ne sont pas nécessairement le résultat des valeurs moyennes de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte. La ligne tiretée noire est la ligne de remplacement 1:1 S:R.

ANNEXE 11. MODÈLES ET CODES DE SIMULATION

Code WinBUGS pour le modèle de Ricker (WinBUGS, version 1.4.3)

```
model{

  mu_alpha~dnorm(1,0.5)
  tau_alpha~dgamma(0.1,0.1)
  gamma~dnorm(0,0.01)

  for(i in 1:Ncu){
    beta[i]~dlnorm(1,1.0E-01)
    tau[i]~dgamma(0.01,0.01)
    alpha[i]~dnorm(mu_alpha,tau_alpha)I(0,)
  }

  for(i in 1:Nrecs){

    Pred_RecAge3[i]<-pAge3[i]*Sp[i]*exp(alpha[CUid[i]]
+gamma*LSurvAge3[i] -beta[CUid[i]]*Sp[i])
    Pred_RecAge4[i]<-(1-pAge3[i])*Sp[i]*exp(alpha[CUid[i]]
+gamma*LSurvAge4[i] -beta[CUid[i]]*Sp[i])
    Pred_Rec[i]<-Pred_RecAge3[i]+Pred_RecAge4[i]

    Pred_LRS[i]<-log(Pred_Rec[i]/Sp[i])

    LRS[i]~dnorm(Pred_LRS[i],tau[CUid[i]])
    Resid[i]<-LRS[i]-Pred_LRS[i]

    #For historical simulations
    Resid3[i]<-Rec_Age3[i]-Pred_RecAge3[i]
    Resid4[i]<-Rec_Age4[i]-Pred_RecAge4[i]

  }

  #Some outputs
  for(i in 1:Ncu){
    Smax[i]<-1/beta[i]
    prod[i]<-exp(alpha[i] + gamma*muLSurv)
    #prod[i]<-exp(alpha[i])
  }
}
```

Code WinBUGS pour le modèle Ricker-PriorCap

```
model{

  mu_alpha~dnorm(1,0.5)
  tau_alpha~dgamma(0.1,0.1)
  gamma~dnorm(0,0.01)
```

```

for(i in 1:Ncu){
  alpha[i]~dnorm(mu_alpha,tau_alpha)I(0,)

  cap[i]~dnorm(cap_prior[i],0.5)I(1,)
  beta[i]<-(alpha[i]+gamma*muLSurv)/(cap[i]*1000)

  tau[i]~dgamma(0.01,0.01)
}

for(i in 1:Nrecs){

  Pred_RecAge3[i]<-pAge3[i]*Sp[i]*exp(alpha[CUid[i]]
+gamma*LSurvAge3[i] -beta[CUid[i]]*Sp[i])
  Pred_RecAge4[i]<-(1-pAge3[i])*Sp[i]*exp(alpha[CUid[i]]
+gamma*LSurvAge4[i] -beta[CUid[i]]*Sp[i])
  Pred_Rec[i]<-Pred_RecAge3[i]+Pred_RecAge4[i]

  Pred_LRS[i]<-log(Pred_Rec[i]/Sp[i])

  LRS[i]~dnorm(Pred_LRS[i],tau[CUid[i]])
  Resid[i]<-LRS[i]-Pred_LRS[i]

  #For historical simulations
  Resid3[i]<-Rec_Age3[i]-Pred_RecAge3[i]
  Resid4[i]<-Rec_Age4[i]-Pred_RecAge4[i]
}

#Some outputs
for(i in 1:Ncu){
  Smax[i]<-1/beta[i]
  prod[i]<-exp(alpha[i] + gamma*muLSurv)
  #prod[i]<-exp(alpha[i])
}
}

```

Code WinBUGS pour le modèle Ricker-Dep

```

model{

  mu_alpha~dnorm(1,0.5)
  tau_alpha~dgamma(0.1,0.1)
  gamma~dnorm(0,0.01)

  for(i in 1:Ncu){
    alpha[i]~dnorm(mu_alpha,tau_alpha)I(0,)

    cap[i]~dnorm(cap_prior[i],0.5)I(1,)
    beta[i]<-(alpha[i]+gamma*muLSurv)/(cap[i]*1000)

    tau[i]~dgamma(0.01,0.01)
  }
}

```

```

    }

    for(i in 1:Nrecs){

        Pred_RecAge3[i]<-pAge3[i]*Sp[i]*exp(alpha[CUid[i]]
+gamma*LSurvAge3[i] -beta[CUid[i]]*Sp[i])
        Pred_RecAge4[i]<-(1-pAge3[i])*Sp[i]*exp(alpha[CUid[i]]
+gamma*LSurvAge4[i] -beta[CUid[i]]*Sp[i])
        Pred_Rec[i]<-
Sp[i]/(Sp[i]+Soff)*(Pred_RecAge3[i]+Pred_RecAge4[i])

        Pred_LRS[i]<-log(Pred_Rec[i]/Sp[i])

        LRS[i]~dnorm(Pred_LRS[i],tau[CUid[i]])
        Resid[i]<-LRS[i]-Pred_LRS[i]

        #For historical simulations
        Resid3[i]<-Rec_Age3[i]-Pred_RecAge3[i]
        Resid4[i]<-Rec_Age4[i]-Pred_RecAge4[i]
    }

    #Some outputs
    for(i in 1:Ncu){
        Smax[i]<-1/beta[i]
        prod[i]<-exp(alpha[i] + gamma*muLSurv)
        #prod[i]<-exp(alpha[i])
    }
}

```

Code R pour la simulation prospective (R, version 3.5.2)

```

### Forward simulation to look at performance of alternate harvest
rates given productivity and assumed future smolt-to-adult survival
rm(list=ls(all=TRUE))
start_time <- Sys.time()

library(nlme)
library(scales)

Ncu=5 # number of CUs

Ntrials=500 # of trials to simulate

CUname=c("Middle_Fraser","Fraser_Canyon","Lower_Thompson","North_Thomp
son","South_Thompson","IFC MU")
MUbench=35935 #IFC DU Target

fyr=2014;lyr=fyr+14;Yr=seq(fyr,lyr);Nyrs=length(Yr)
fyrToUse=2018;lyrToUse=2027;NyrsToUse=lyrToUse-fyrToUse+1
imin=which(Yr==fyrToUse);imax=which(Yr==lyrToUse)#range of years to
include in status assessment

```

```

d0=read.table(file="SR.dat",header=T)
pAge3=vector(length=Ncu)
for(icu in 1:Ncu){
  d1=subset(d0,CUId==icu)
  pAge3[icu]=mean(d1$Rec_Age3/d1$Rec_total)
}

lnSDms = sd( c(log(d0$MS_Age3[which(d0$CUId == 1 & d0$Byr > 1999)] ),
log(d0$MS_Age4[nrow(d0)])) ) # Standard Deviation of MS to calculate
lognormal error of MS later

sigma <- sd( c(d0$ER_Age3[d0$CUId == 1], d0$ER_Age4[nrow(d0)] ) ) #
Standard Deviation of ER to calculate lognormal error of MS later

d0=read.table(file="SpRecByCalYr.dat",header=T)

ERset= c(0.068, # 1 SD below current (also 50% of current)
0.125, # current average
0.183, # 1 SD above current
seq(0, 0.3, by = 0.01))

MSset= c(0.003, # minimum observed, worst case scenario
#0.010, # current mean
0.041, # max in the current regime, best case scenario
seq(0.004, 0.04, by = 0.001))

today <- format(Sys.Date(), format = "%b %d")
#today <- "Mar 26 No Dev"
modeldate <- "Apr 05"

fnout3 <- "./Fsim_Full_Output/Fsim_All_Models_Full_Output.out"
write(file = fnout3, "Model baseER baseMS trial end.suc freq.suc
traj_slope traj_percent", ncolumns = 1, append = F)

for(itype in 1:3){

  ModName=switch(itype,"Ricker","Ricker_PriorCap","Ricker_Dep")
  BaseFN=paste("Fsim_", today, "_", ModName,sep="")

  fnout=paste("./Fsim_Full_Output/", BaseFN, ".out", sep="")

  write(file=fnout,"ConObj MS ER Mean.end Mean Ci0.1 Ci0.25 Ci0.50
Ci0.75 Ci0.90 traj_b traj_m traj_hi traj_lo", ncolumns=1, append=F)

  fnout2 = paste("./Fsim_Full_Output/", BaseFN, "_Esc.out", sep="")
  write(file = fnout2, "Model baseER baseMS Ncu trial ry esc",
ncolumns = 1, append = F)
}

```

```

#Posterior distribution from Ricker, Ricker-PriorCap, and Ricker-
Dep of parameter sets to drive production dynamics
  p=read.table(file=paste(ModName, "_", modeldate,
"_post.out", sep=""), header=T)
  Nmcmc=dim(p)[1]
  postrecs=round(runif(n=Ntrials,min=1,max=Nmcmc),digits=0)
  #random pick of parameter sets for Ntrial simulations from
posterior
  write.table(matrix(postrecs, ncol = 1), file =
paste("./Fsim_Full_Output/", BaseFN, "_postrecs.out", sep = ""),
row.names = F, col.names = "set")

#####Simulate deviates for each selected trial for each CU and
year based on an aggregate residual patterns and CU-correlations to
that pattern#####
  NByrs=2013-1998+1
  Resid=matrix(data=0,nrow=NByrs,ncol=Ncu)
  dev=array(dim=c(Ntrials,Nyrs,Ncu))

#Variables required to test whether deviate simulation is working
correctly
  TestSimRho=rep(0,Ncu);TestRho=rep(0,Ncu);TestSimCUsd=rep(0,Ncu);T
estCUsd=rep(0,Ncu);TestMUsd=0
  TestCUmu=rep(0,Ncu); TestSimCUmu=rep(0,Ncu)
  TestMUmu=0;TestSimMUmu=0

TestResid=matrix(data=0,nrow=NByrs,ncol=Ncu)

for (isim in 1:Ntrials){
  irow=postrecs[isim]
  k=0
  for(icu in 1:Ncu){
    j=0
    for(iyr in 1:NByrs){
      j=j+1
      k=k+1
      icol=which(names(p)==paste("Resid.",k,sep=""))
      Resid[j,icu]=p[irow,icol]
      TestResid[j,icu]=TestResid[j,icu]+Resid[j,icu]
    }
  }
}

  MU_mu=mean(rowMeans(Resid)) #Mean of yr-specific mean
residuals across CUs (MU mean for aggregate)
  MU_sd=sd(rowMeans(Resid)) #SD of yr-specific mean
residuals across CUs (variance over time for aggregate)
  MUdev=rnorm(n=Nyrs,mean=MU_mu,sd=MU_sd) #aggretate
residual series across simulation years for this trial

  CU_sd=vector(length=Ncu);rho=CU_sd;CU_mu=CU_sd

```

```

    for(icu in 1:Ncu){ # for every CU
      CU_mu[icu]=mean(Resid[,icu]) # calculate the mean of the
residuals
      CU_sd[icu]=sd(Resid[,icu]) # calculate the SD of the
residuals
      CUdev=rnorm(n=Nyrs,mean=CU_mu[icu],sd=CU_sd[icu]) #CU-
specific residual series

      rho[icu]=cor(rowMeans(Resid),Resid[,icu]) # correlation
between aggregate residuals and residuals for given CU

      for (iyr in 1:Nyrs){
        # dev[ , , icu] will have the same SD as CU_sd and
cor(MUdev, dev[ , , icu]) will have the same value as rho

        #See SimDevTest in Results.xls where Test stuff is dumped.
It shows that these calculations reproduce error patterns in data.

        #use this version of including means in MUdev and CUdev
rnorm statements
        dev[isim,iyr,icu]=MUdev[iyr]*rho[icu] + CUdev[iyr]*sqrt(1-
rho[icu]^2)

        #use this version of if means in MUdev and CUdev rnorm
statements =0
        #dev[isim,iyr,icu]=(CU_sd[icu]/MU_sd)*MUdev[iyr]*rho[icu] +
CUdev[iyr]*sqrt(1-rho[icu]^2)
      }
      TestCUsd[icu]=TestCUsd[icu]+CU_sd[icu]
      TestSimCUsd[icu]=TestSimCUsd[icu]+sd(dev[isim,,icu])

      TestCUmu[icu]=TestCUmu[icu]+CU_mu[icu]
      TestSimCUmu[icu]=TestSimCUmu[icu]+mean(dev[isim,,icu])

      TestRho[icu]=TestRho[icu]+rho[icu]

TestSimRho[icu]=TestSimRho[icu]+cor(MUdev[1:Nyrs],dev[isim,1:Nyrs,icu]
) #to determine average correlation of each CU to aggregate trend
    }
    TestMUsd=TestMUsd+MU_sd

    TestMUmu=TestMUmu+MU_mu
    TestSimMUmu=TestSimMUmu+mean(MUdev)
  }
  #finish test calculations
  TestCUsd=TestCUsd/Ntrials;TestSimCUsd=TestSimCUsd/Ntrials
  TestRho=TestRho/Ntrials;TestSimRho=TestSimRho/Ntrials

  TestMUsd=TestMUsd/Ntrials;TestSimCUsd=TestSimCUsd/Ntrials
  TestCUmu=TestCUmu/Ntrials;TestMUmu=TestMUmu/Ntrials
  TestSimCUmu=TestSimCUmu/Ntrials;TestSimMUmu=TestSimMUmu/Ntrials

```

```

TestResid=TestResid/Ntrials

fnt="Resid.out"

write(file=fnt,"MF FC LT NT ST IFC",ncolumns=1,append=F)
write.table(file=fnt,cbind(TestResid,rowMeans(TestResid)),col.names=F,row.names=F,append=T)

write(file=fnt,"",ncolumns=1,append=T)
write(file=fnt,c(TestCUmu,TestMUmu),ncolumns=Ncu+1,append=T)
write(file=fnt,c(TestSimCUmu,TestSimMUmu),ncolumns=Ncu+1,append=T)
)

write(file=fnt,"",ncolumns=1,append=T)
write(file=fnt,c(CU_sd,MU_sd),ncolumns=Ncu+1,append=T)
write(file=fnt,c(TestCUSd,TestMUSd),ncolumns=Ncu+1,append=T)

write(file=fnt,"",ncolumns=1,append=T)
write(file=fnt,rho,ncolumns=Ncu,append=T)
write(file=fnt,TestRho,ncolumns=Ncu,append=T)

##### End deviate computation
#####
#####

Soff=0;if(ModName=="Ricker_Dep") Soff=1000 # Soff is for
Depensatory model
for(ims in MSset){ # for every value in the smolt-to-adult
survival set

    BaseMS=ims

    for(ih in ERset){ # for every value in the exploitation
rate set

        BaseER=ih

        if(BaseER != 0) ERshape1 <- BaseER^2 * ((1-
BaseER)/sigma^2) - (1/BaseER)
        if(BaseER != 0) ERshape2 <- ERshape1 * (1/BaseER - 1)

        TotEsc=matrix(nrow=Ntrials,ncol=Nyrs,data=0) # empty
matrix to be filled with DU escapement values
        Status=0 # To be filled by Mean Frequency of Success

        Esc=array(data=0,dim=c(Ntrials,Nyrs,Ncu)) # empty
array to be filled with CU escapement values

        for (icu in 1:Ncu){

```

```

2012-2015      IniEsc=vector(length=4) #Get initial escapements

                d1=subset(d0,CUId==icu & Year>=fyr & Year<=fyr+3)
                IniEsc=d1$Sp

                # For selecting parameters later, combining
paramater name with icu number

                icol1=which(names(p)==paste("alpha.",icu,sep=""));icol2=which(names(p)==paste("beta.",icu,sep=""));icol3=which(names(p)==paste("gamma.",icu,sep=""))

                for(isim in 1:Ntrials){
                    irow=postrescs[isim] # assign initial
posterior distribution starting row

                    for(iyr in 1:Nyrs){

                        # assign parameter values from set for CU
                        alpha=p[irow,icol1]
                        b=p[irow,icol2]
                        g=p[irow,icol3]

                        if(Yr[iyr]<=2017){
                            Sp=IniEsc[iyr]
                            Esc[isim,iyr,icu]=IniEsc[iyr]
#Use observed escapements for '14-'17

                        } else {
                            Sp=Esc[isim,iyr,icu]

                        }

                        if(iyr<=Nyrs-4){

                            if(iyr==1)LSurv4=log(rlnorm(1,
meanlog = log(BaseMS), sdlog = lnSDms))
                            if(iyr== 1 &
LSurv4>log(0.0671))LSurv4=log(0.0671);if(iyr== 1 &
LSurv4<log(0.0027))LSurv4=log(0.0027)

                            LSurv3 = LSurv4 # Smolt-to-adult of
this years Age 3s is the same as prior years Age 4s

                            LSurv=log(rlnorm(1, meanlog =
log(BaseMS), sdlog = lnSDms)) #account for variation in smolt-to-
adult survival among years, adding lognormal variability

                            if(LSurv>log(0.0671))LSurv=log(0.0671);if(LSurv<log(0.0027))LSurv
=log(0.0027) # bind LSurv by % above and below historic max and min

                            LSurv4 = LSurv # Age 4s get new
MS

```

```

# Alpha, b, and g, are shared
between Age 3 and 4 but LSurv is different
Rec3 = pAge3[icu] *
(Sp/(Sp+Soff)) * Sp*exp(alpha - b*Sp + g*LSurv3)# + dev[isim,iyr,icu]
#deviates account for correlation among CUs
Rec4 = (1-pAge3[icu]) *
(Sp/(Sp+Soff)) * Sp*exp(alpha - b*Sp + g*LSurv4)# + dev[isim,iyr,icu]
#deviates account for correlation among CUs

#Rec is NaN or Inf because Sp is
too large so X>700 in exp(X).
if(is.na(Rec3)==T | Rec3>1e6/2)
Rec3=1e6/2
if(is.na(Rec4)==T | Rec4>1e6/2)
Rec4=1e6/2 # I have however added an additional line for Rec4

if(iyr==1 & BaseER != 0){
ER4=rbeta(1, ERshapel,
ERshape2)
} else if(iyr== 1 & BaseER == 0)
{
ER4 = BaseER # assuming
perfect 0 fishing rate, rbeta does not sample well at mu = 0
}

ER3 = ER4 # Exploitation Rate of
this years Age 3s is the same as prior years Age 4s

if(BaseER != 0) {
ER4=rbeta(1, ERshapel,
ERshape2) #account for variation in ER among years, adding beta
distributed variability
} else if(BaseER == 0) {
ER4 = BaseER # assuming
perfect 0 fishing rate
}

#Predict escapement in 3 and 4
years given recruitment and age structure
if(Yr[iyr+3]>=fyr)
Esc[isim,iyr+3,icu]=Esc[isim,iyr+3,icu]+Rec3*(1-ER3)

Esc[isim,iyr+4,icu]=Esc[isim,iyr+4,icu]+Rec4*(1-ER4)

# Quasi-extirpation Threshold of
100 (from literature, i.e. an assumption).
if(Esc[isim,iyr+1,icu] <= 100 &
Esc[isim,iyr+2,icu] <= 100 &

```

```

Esc[isim,iyr+3,icu] <= 100)
Esc[isim,c(iyr+1, iyr+2,iyr+3, iyr+4),icu] = 0
    }
}
}#isim
icuEsc <- data.frame(Model = rep(ModName,
Ntrials*length(Yr)),
baseER = rep(BaseER,
Ntrials*length(Yr)),
baseMS = rep(BaseMS,
Ntrials*length(Yr)),
Ncu = rep(icu,
Ntrials*length(Yr)),
trial = rep(c(1:Ntrials),
each = length(Yr)),
ry = rep(Yr, Ntrials),
esc = as.vector(t(Esc[ , ,
icu])))

write.table(file=fnout2, icuEsc, append=T,
row.names = F, col.names = F) # Save Simulation Data

CP=matrix(data=0,nrow=Ntrials,ncol=5) #Compute
confidence intervals on conservation performance

}#icu

#Calculate DU geomean and proportion of simulation-
years where geometric mean escapent for all CUs exceed the 1000
spawner requirements (for all subpops) for all CUs in same year
for(isim in 1:Ntrials){
  for(iyr in 1:Nyrs){
    TotEsc[isim,iyr]=sum(Esc[isim,iyr,1:Ncu])
  }
}

Pass2=matrix(data=0,nrow=Ntrials,ncol=NyrsToUse)
GeoMean=matrix(data=0,nrow=Ntrials,ncol=NyrsToUse)
for(isim in 1:Ntrials){
  jj=0
  for(ii in imin:imax){
    jj=jj+1
    GeoMean[isim,jj]=prod(TotEsc[isim,ii-
2],TotEsc[isim,ii-1], TotEsc[isim,ii])^(1/3)
  }
}

```

```

      CP[isim,5]=length(which(GeoMean[isim,1:NyrsToUse]>=MUBench))/Nyrs
ToUse #proportion of years where target exceeded for each trial
      CP[isim,1]=
ifelse(GeoMean[isim,NyrsToUse]>=MUBench, 1, 0) #was target exceeded
for each trial's last year
    }

      Status=length(which(GeoMean>=MUBench))/(Ntrials*NyrsToUse)
      Status2 = mean(CP[ , 1])

      CI_MUhi=as.numeric(quantile(CP[,5],prob=c(0.1, 0.25,
0.50, 0.75, 0.9)))

      ##### Population Trajectory Estimate #####

      AriMean=matrix(data=0,nrow=Ntrials,ncol=NyrsToUse)
      for(isim in 1:Ntrials){
        jj=0
        for(ii in imin:imax){
          jj=jj+1
          AriMean[isim,jj]=mean(TotEsc[isim,ii-2],
TotEsc[isim,ii-1], TotEsc[isim,ii])
        }
      }

      traj <- data.frame(trial = rep(c(1:Ntrials), each =
NyrsToUse),
                        ry = rep(Yr[imin:imax], Ntrials),
                        esc = as.vector(t(AriMean)))

      traj$lnesc <- log(traj$esc+1) # can't have ln(0), i.e.
when fish were extirpated

      traj_out <- matrix(data=0,nrow=Ntrials,ncol=2)

      for(sim in 1:Ntrials){
        traj.mod <- gls(lnesc~ry, data = traj[traj$trial ==
sim, ], corr = corAR1(), method = "ML", control = lmeControl(opt =
"optim"))
        traj_out[sim,1] <- round(coef(traj.mod)[2],3)
        traj_out[sim,2] <- round((exp(coef(traj.mod)[2]*10)-
1)*100, 1)
      }

      traj_b <- mean(traj_out[ , 1])
      traj_m <- mean(traj_out[ , 2])
      traj_quantile <- quantile(traj_out[,2],prob=c(0.1,
0.25, 0.5, 0.75, 0.9))

```

```

        write(file=fnout,c("MU_Target", BaseMS, BaseER,
Status2, Status, CI_MUhi,
                                traj_b, traj_m, traj_out),
ncolumns=14,append=T)

        full_out <- data.frame(Model = rep(ModName, Ntrials),
                                baseER = rep(BaseER, Ntrials),
                                baseMS = rep(BaseMS, Ntrials),
                                trial = c(1:Ntrials),
                                suc.end = CP[ , 1],
                                suc.freq = CP[ ,5],
                                traj_slope = traj_out[ ,1],
                                traj_percent = traj_out[ ,2]
                                )

        write.table(file=fnout3, full_out, append=T, row.names
= F, col.names = F) # Save FULL Simulation Data

        }#end harvest
    }#end smolt-to-adult survival
}#end model types

end_time <- Sys.time()

end_time - start_time

```

ANNEXE 12. AUTRES DIAGNOSTICS ET RÉSULTATS DES MODÈLES ET DES SIMULATIONS

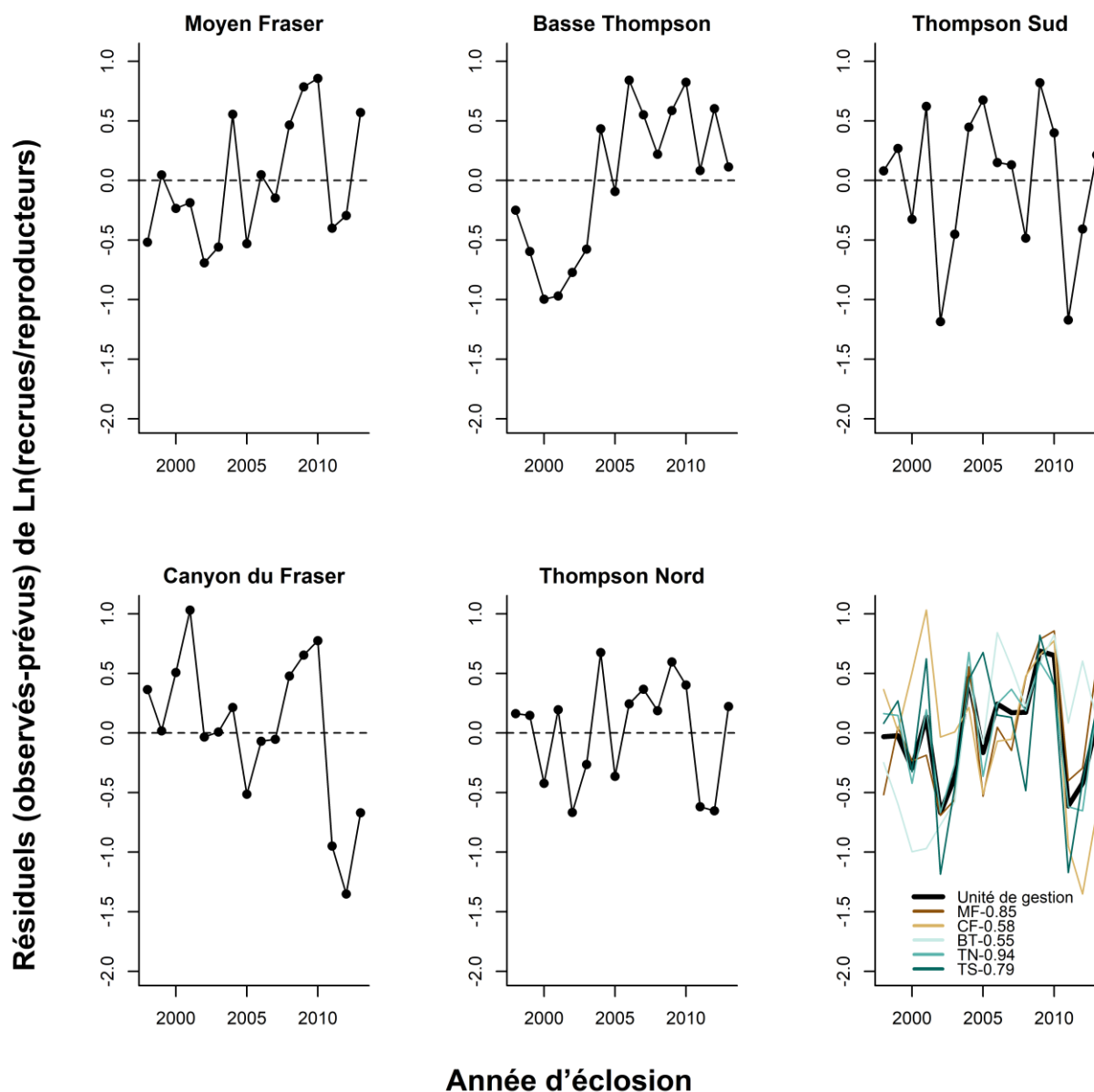


Figure 31. Résidus médians dans le temps pour le modèle de **Ricker** avec des *a priori* vagues et avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte. Le graphique inférieur droit montre les écarts annuels moyens entre les UC (ligne épaisse noire) et les écarts propres aux UC (lignes en couleur). Les valeurs dans la légende du graphique inférieur droit sont les corrélations (valeurs de Pearson « *r* ») des résidus entre chaque UC et la tendance agrégée.

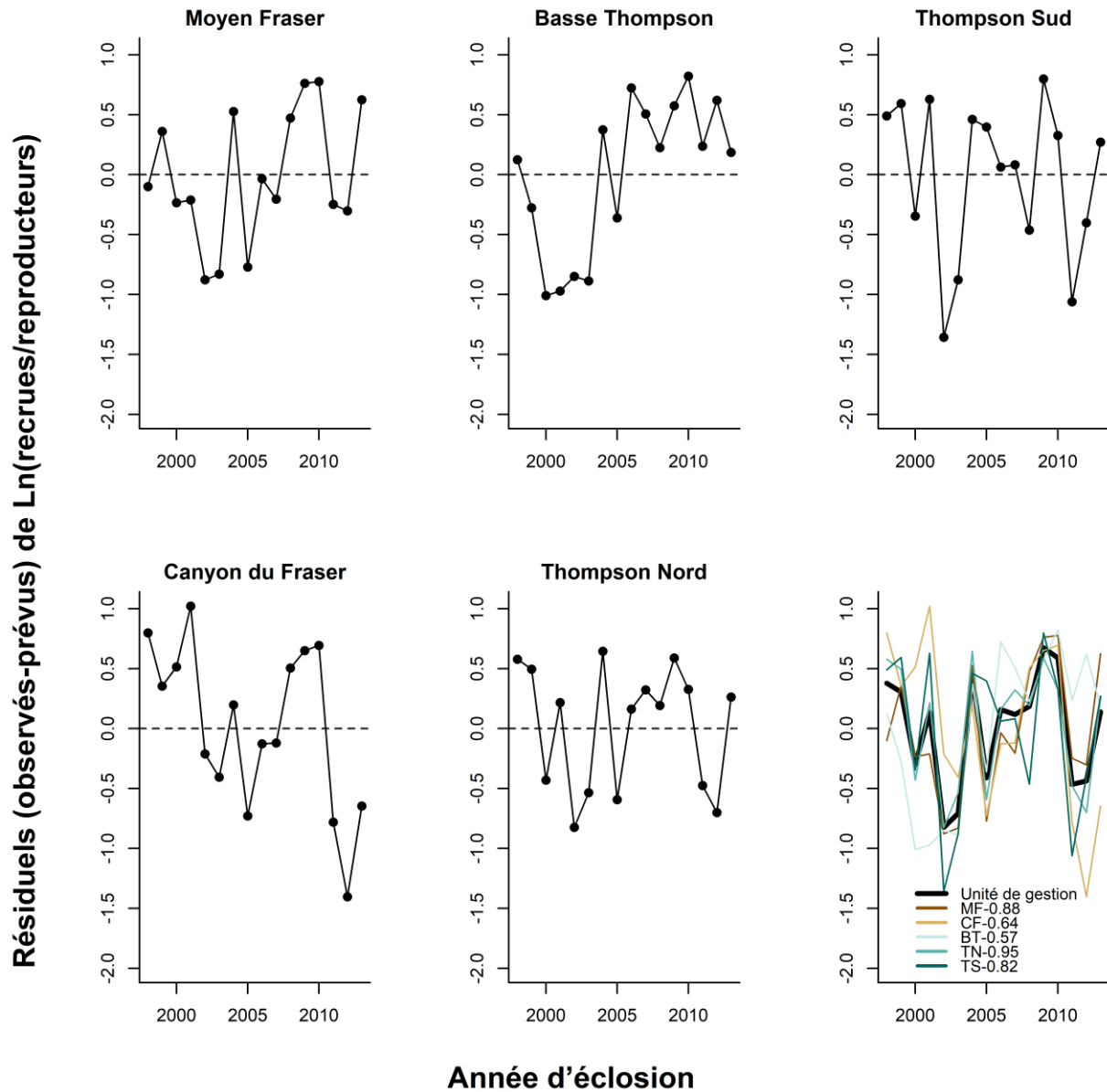


Figure 32. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle de **Ricker** avec des a priori vagues et **aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**. Voir la légende détaillée de la figure 31.

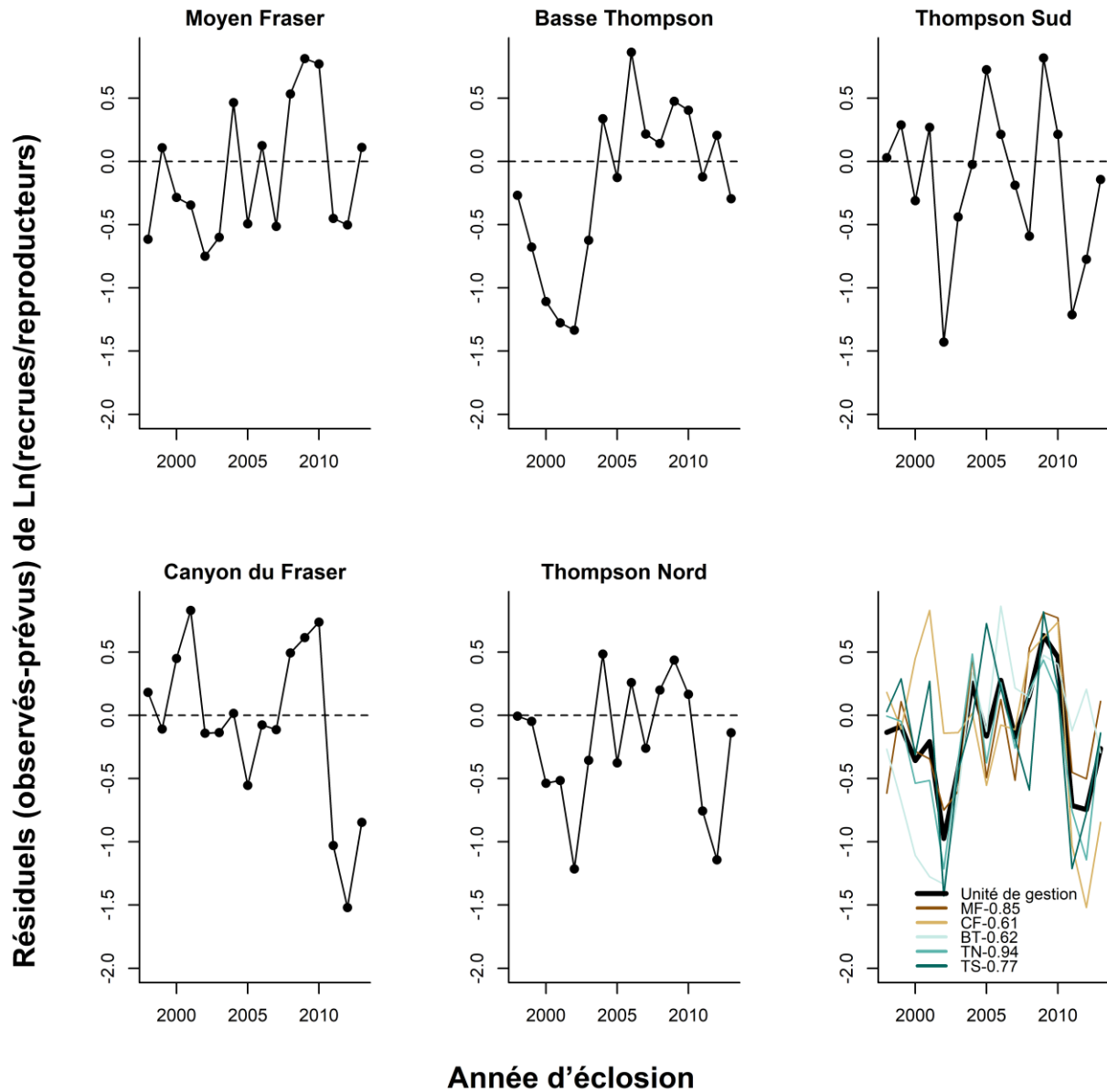


Figure 33. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle **Ricker-PriorCap** avec a priori informatif sur la capacité de charge et **avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**. Voir la légende détaillée de la figure 31.

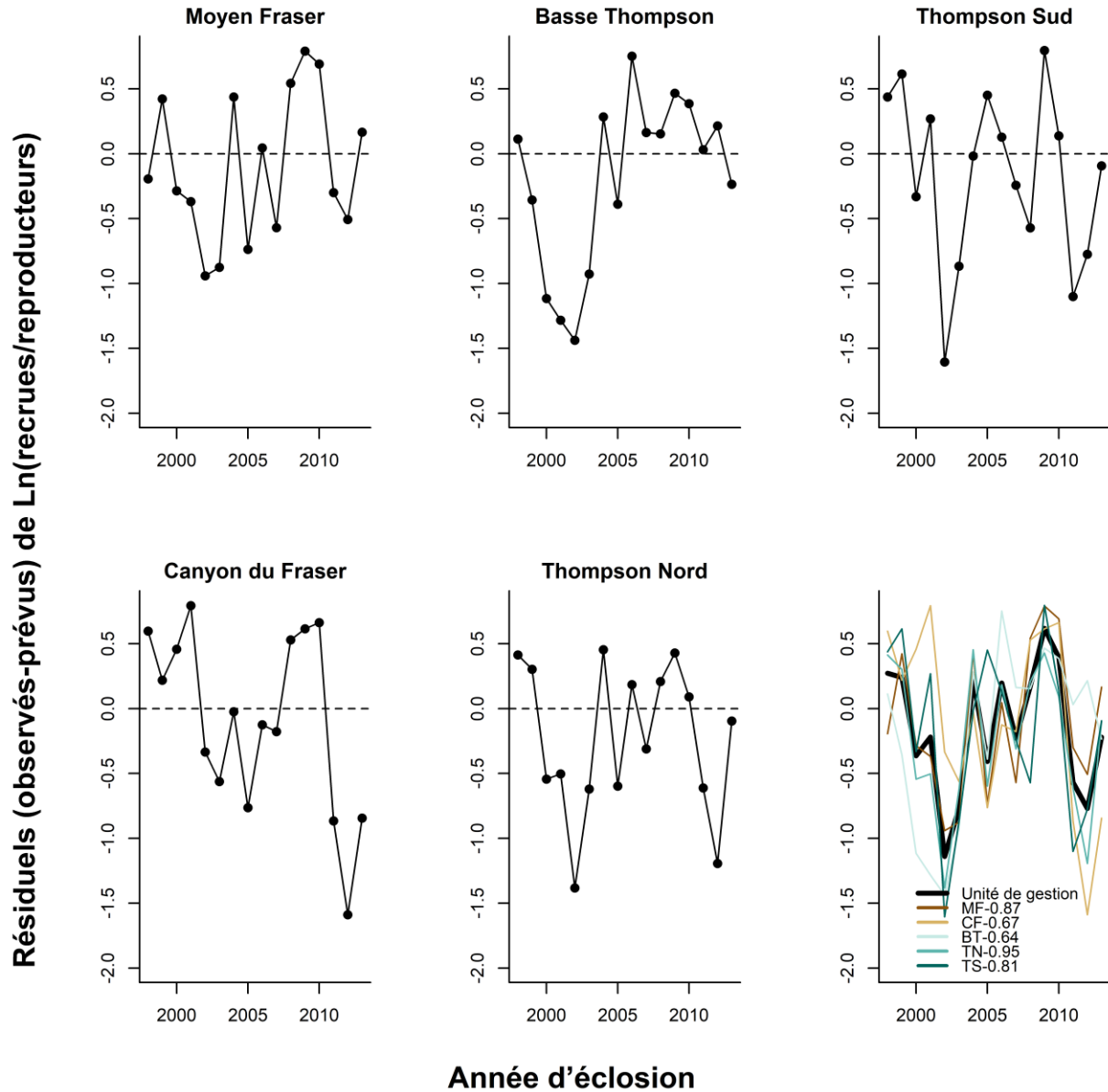


Figure 34. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle **Ricker-PriorCap** avec a priori informatif sur la capacité de charge et **aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**. Voir la légende détaillée de la figure 31.

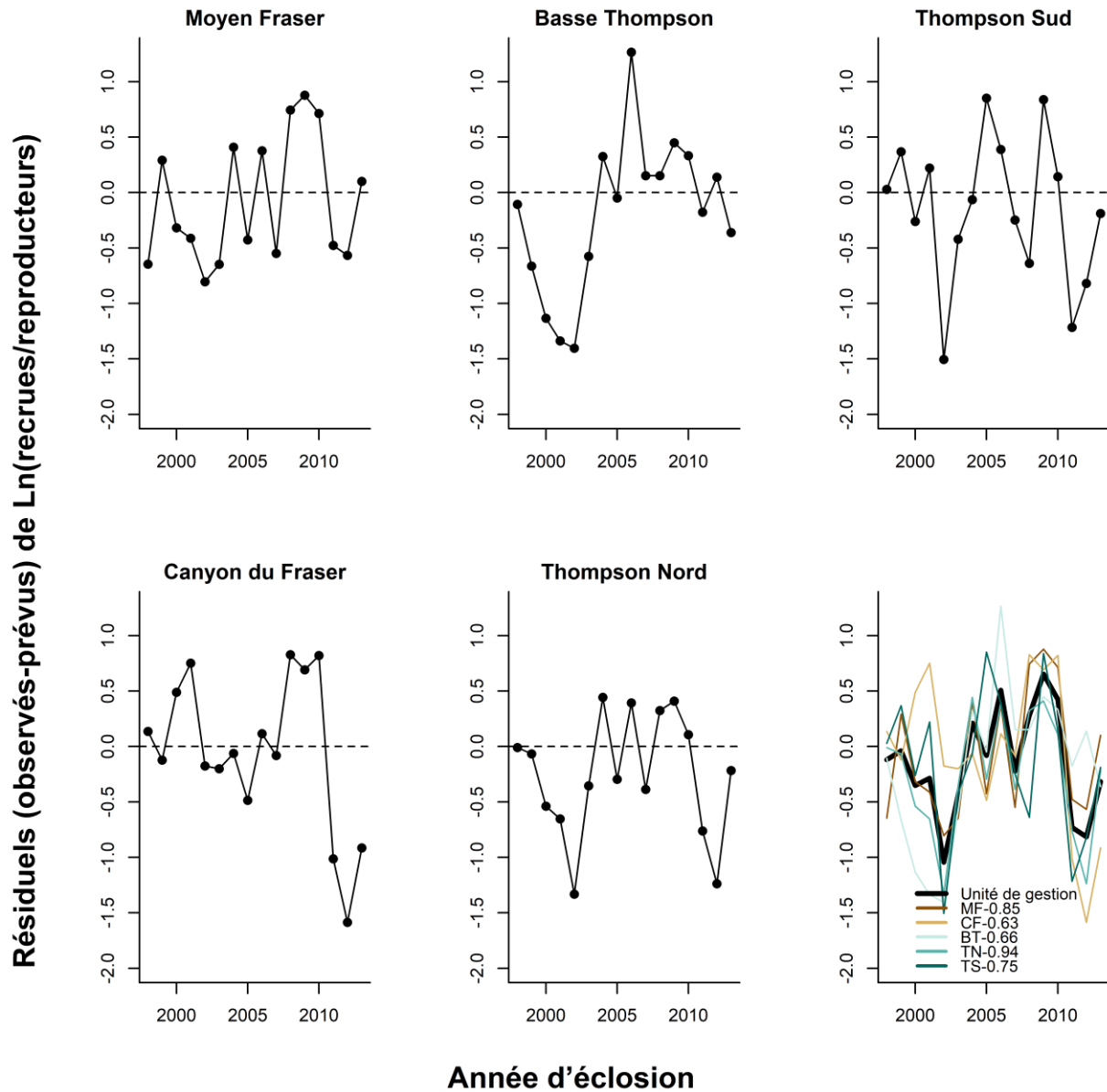


Figure 35. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle **Ricker-Dep** avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique dépensatoire présumée et **avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**. Voir la légende détaillée de la figure 31.

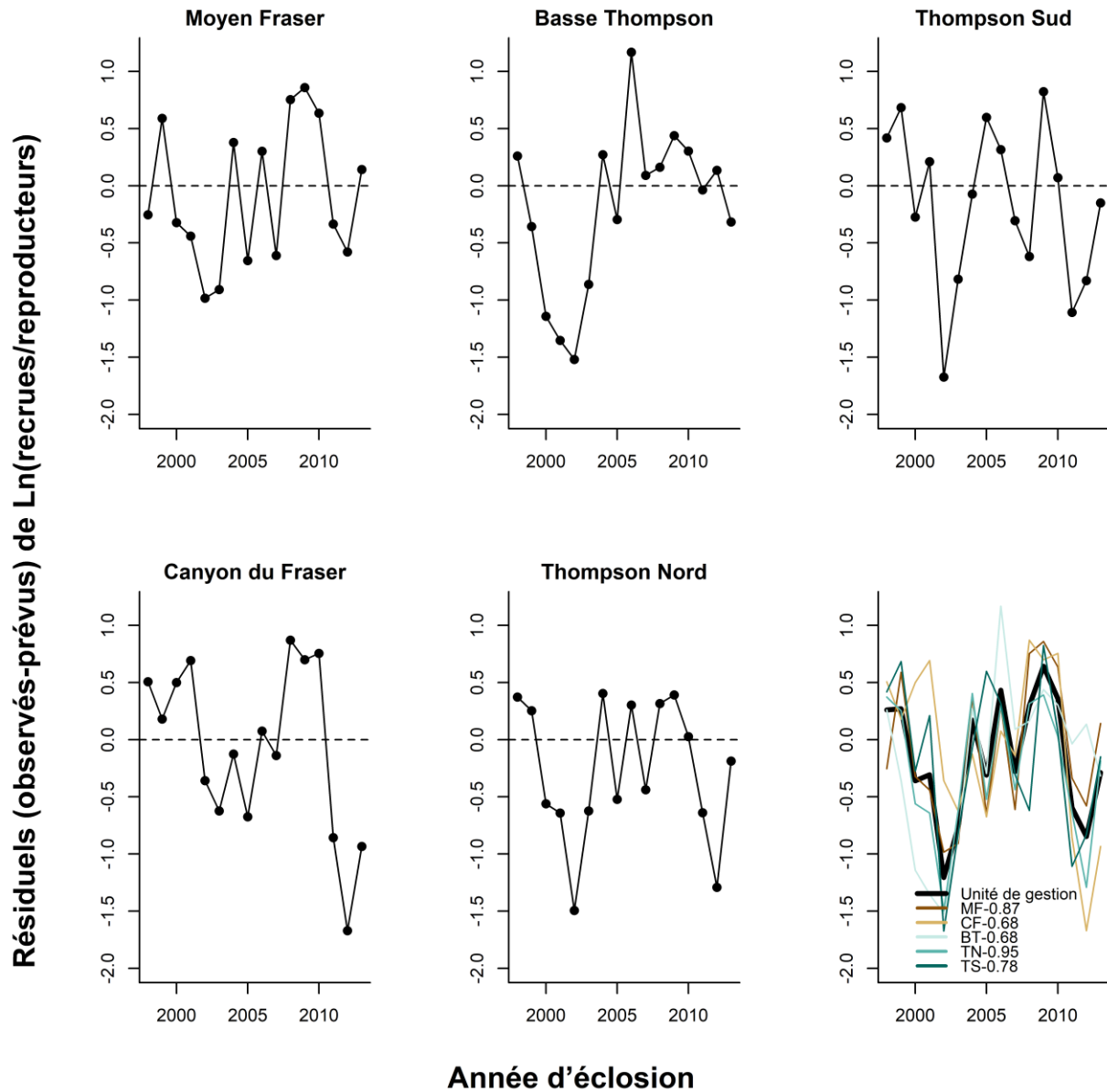


Figure 36. Résidus médians sur la série chronologique pour le modèle **Ricker-Dep** avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique dépensatoire présumée et **aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**. Voir la légende détaillée de la figure 31.

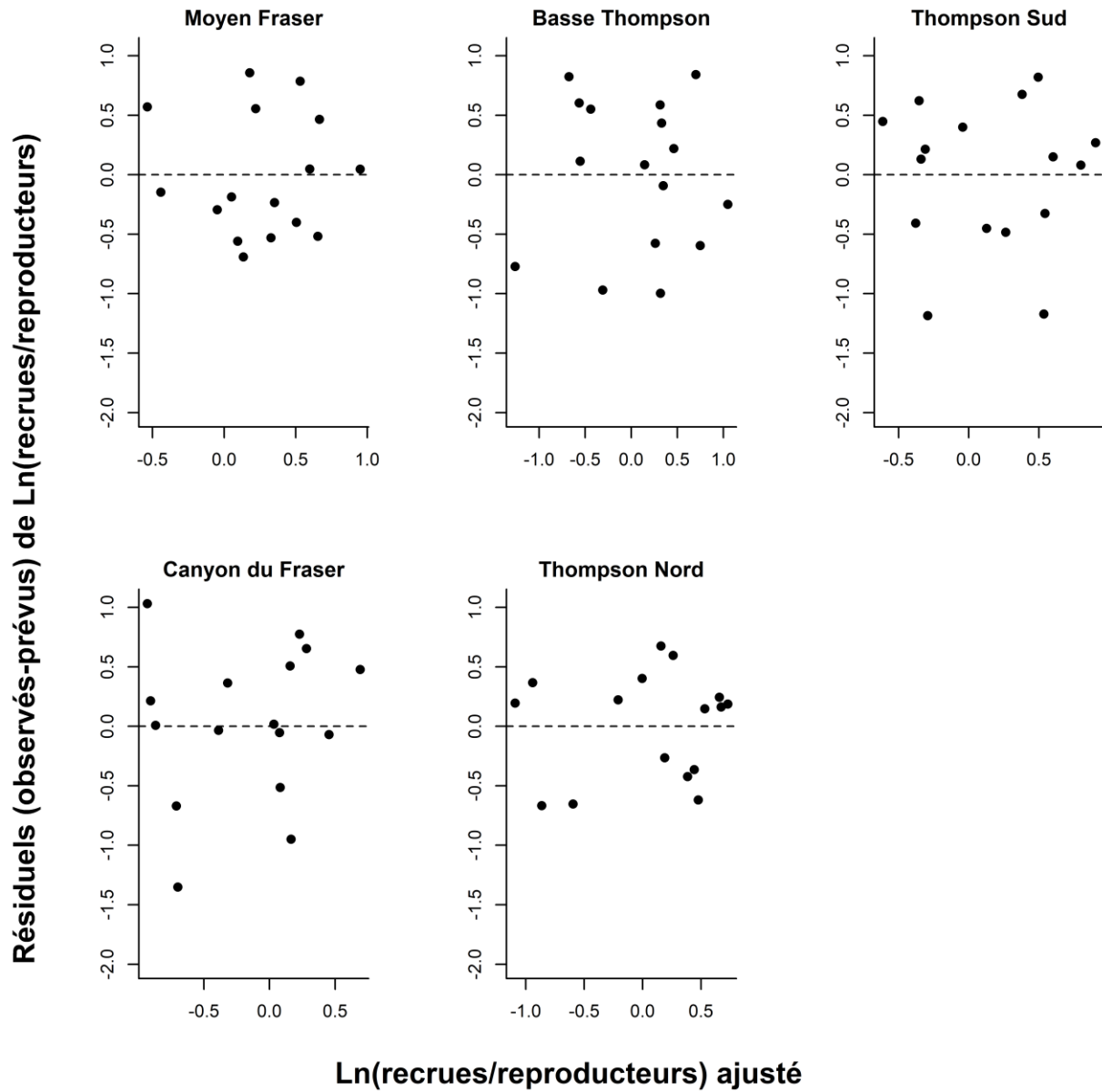


Figure 37. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle de **Ricker** avec des a priori vagues et **avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**.

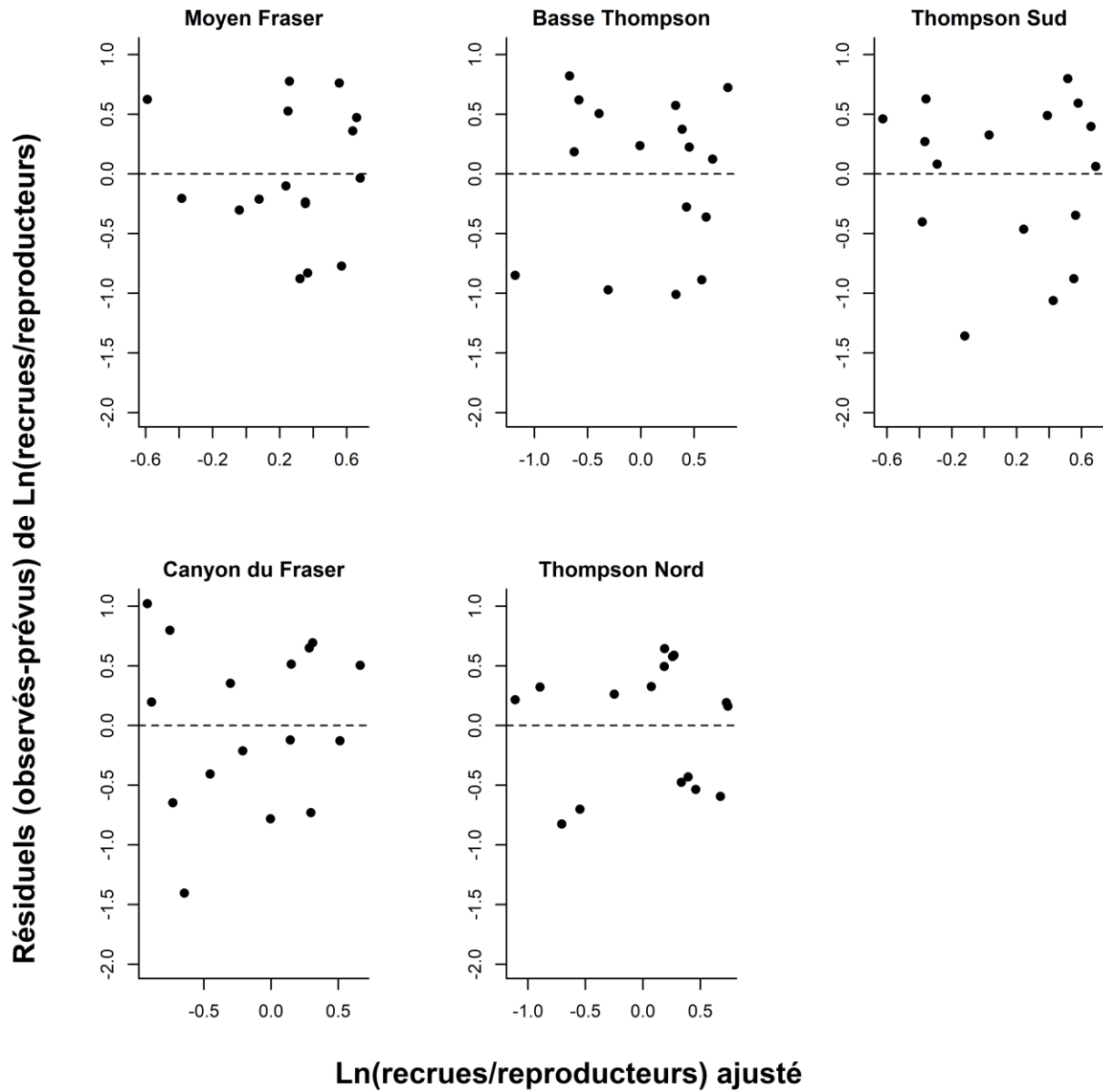


Figure 38. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle de **Ricker** avec des a priori vagues et **aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**.

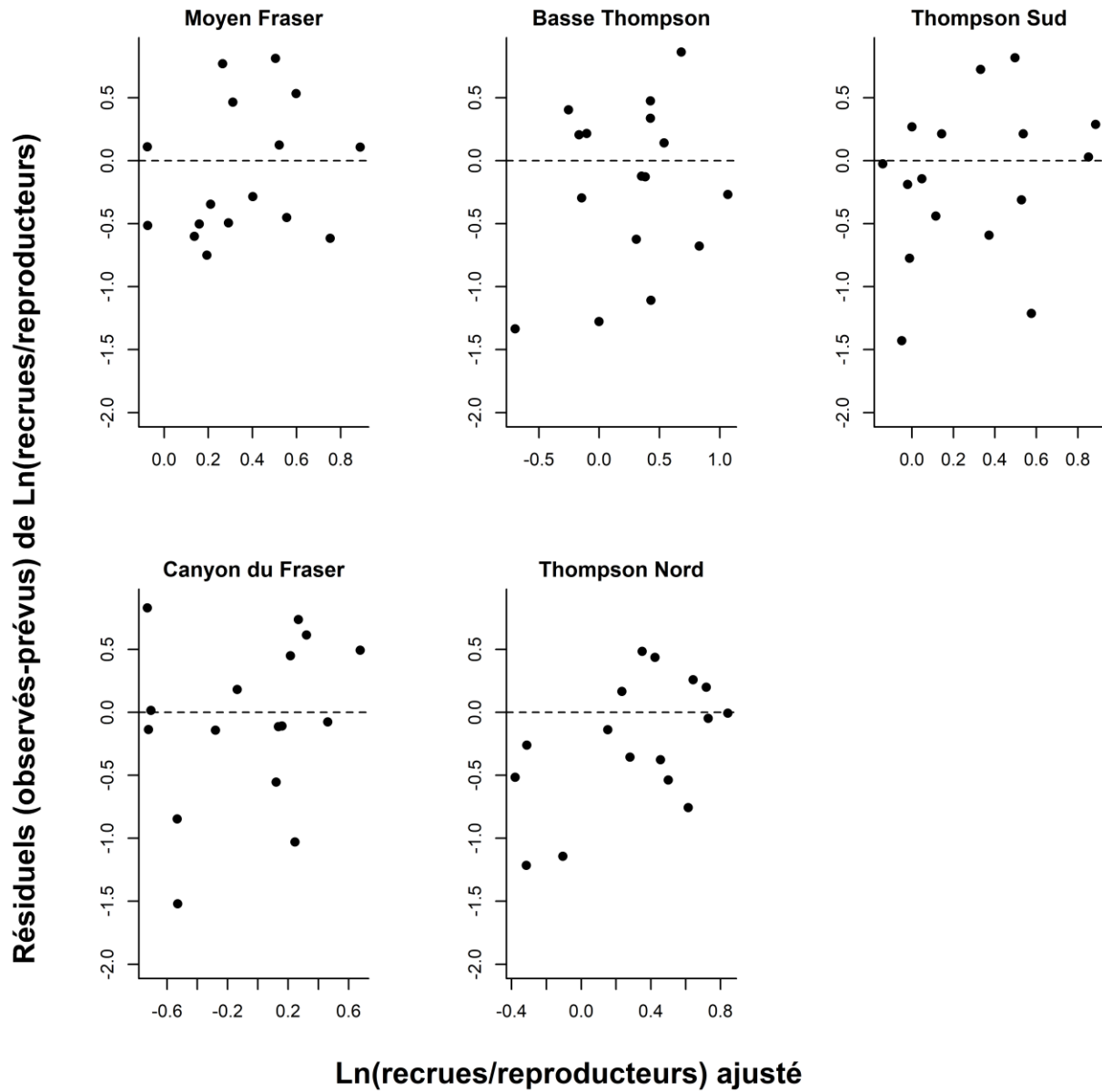


Figure 39. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle **Ricker-PriorCap** avec a priori informatif sur la capacité de charge et **avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**.

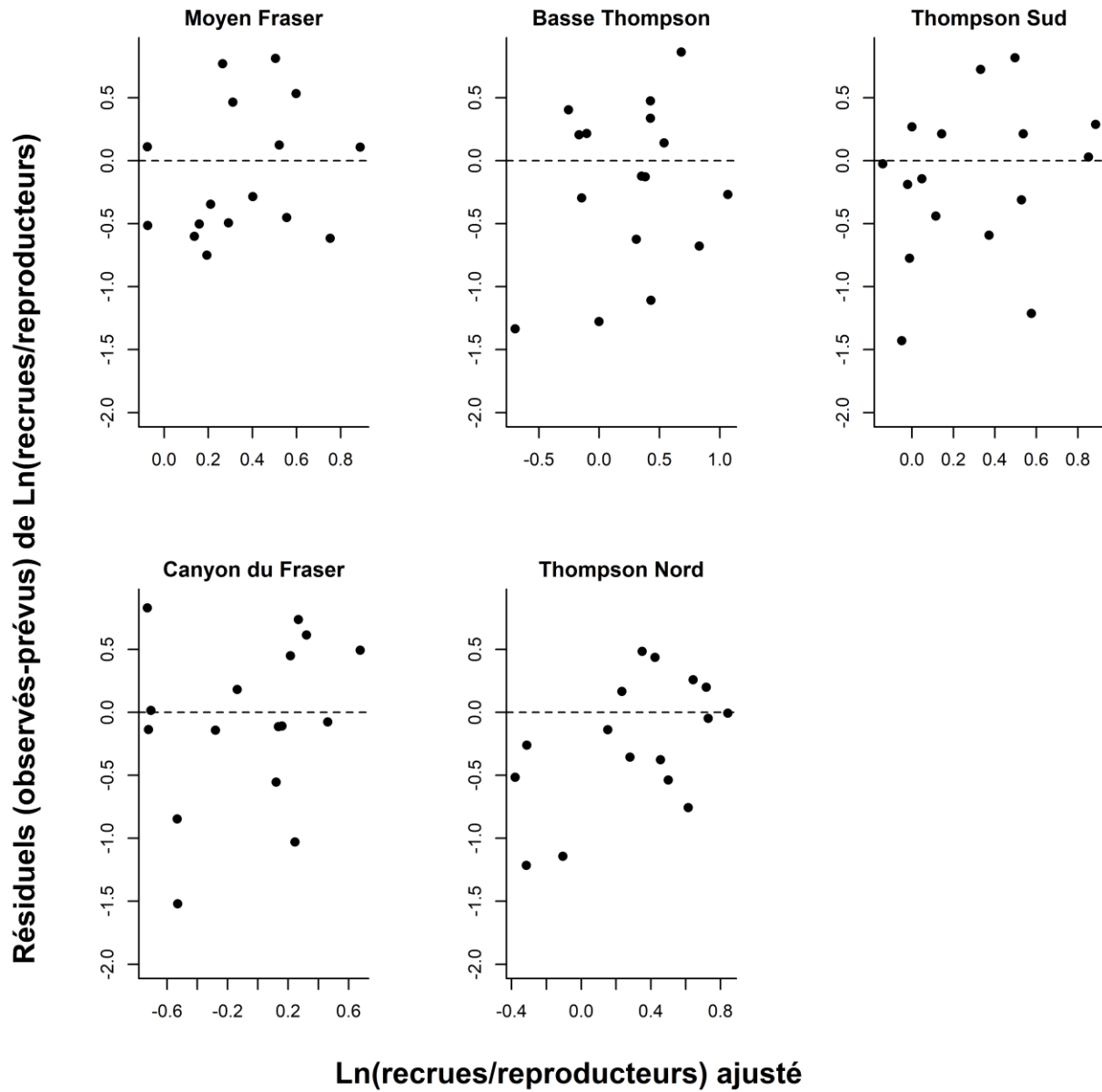


Figure 40. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle **Ricker-PriorCap** avec a priori informatif sur la capacité de charge et **aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**.

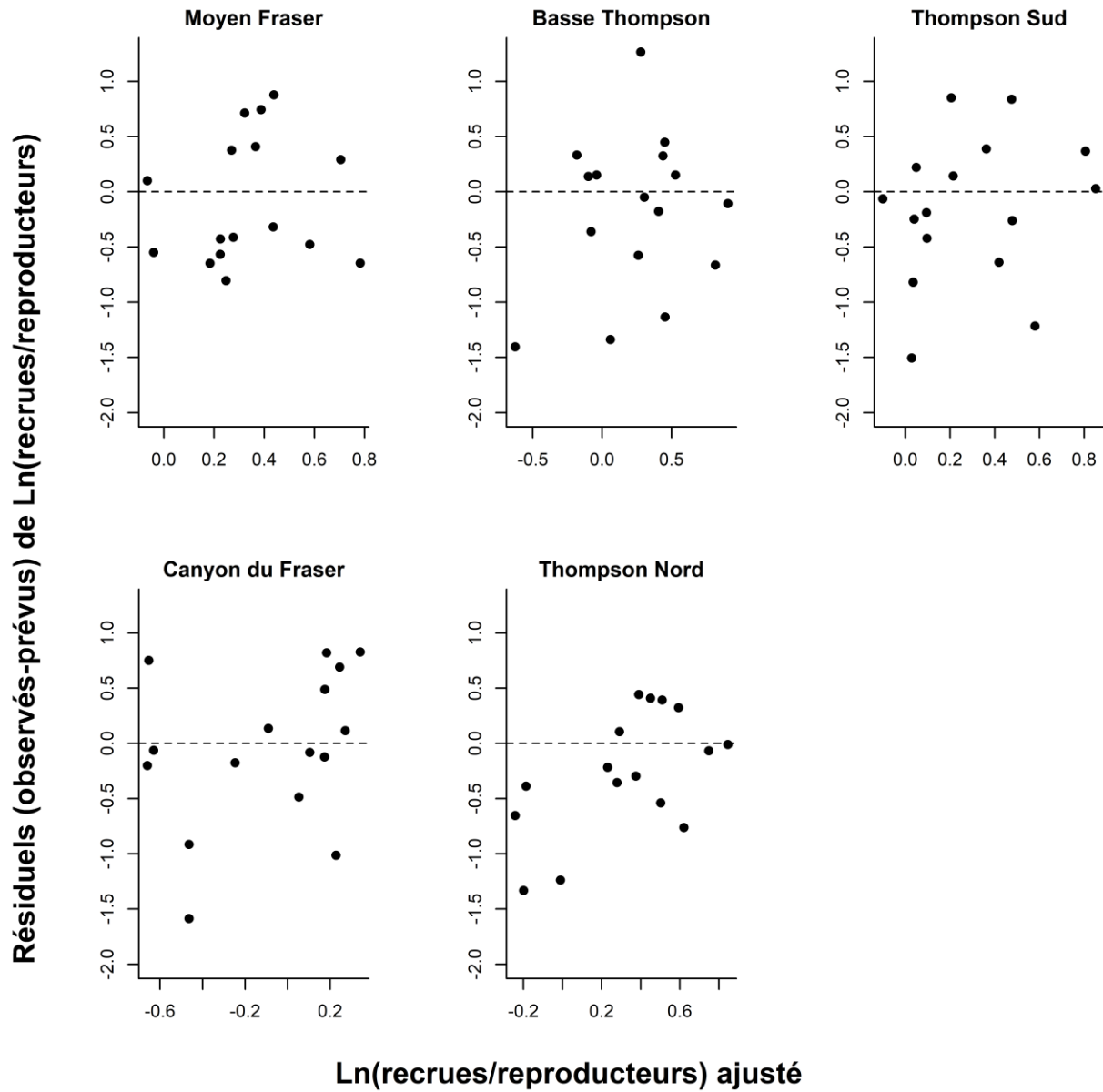


Figure 41. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle **Ricker-Dep** avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique dépendante présumée et **avec covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**.

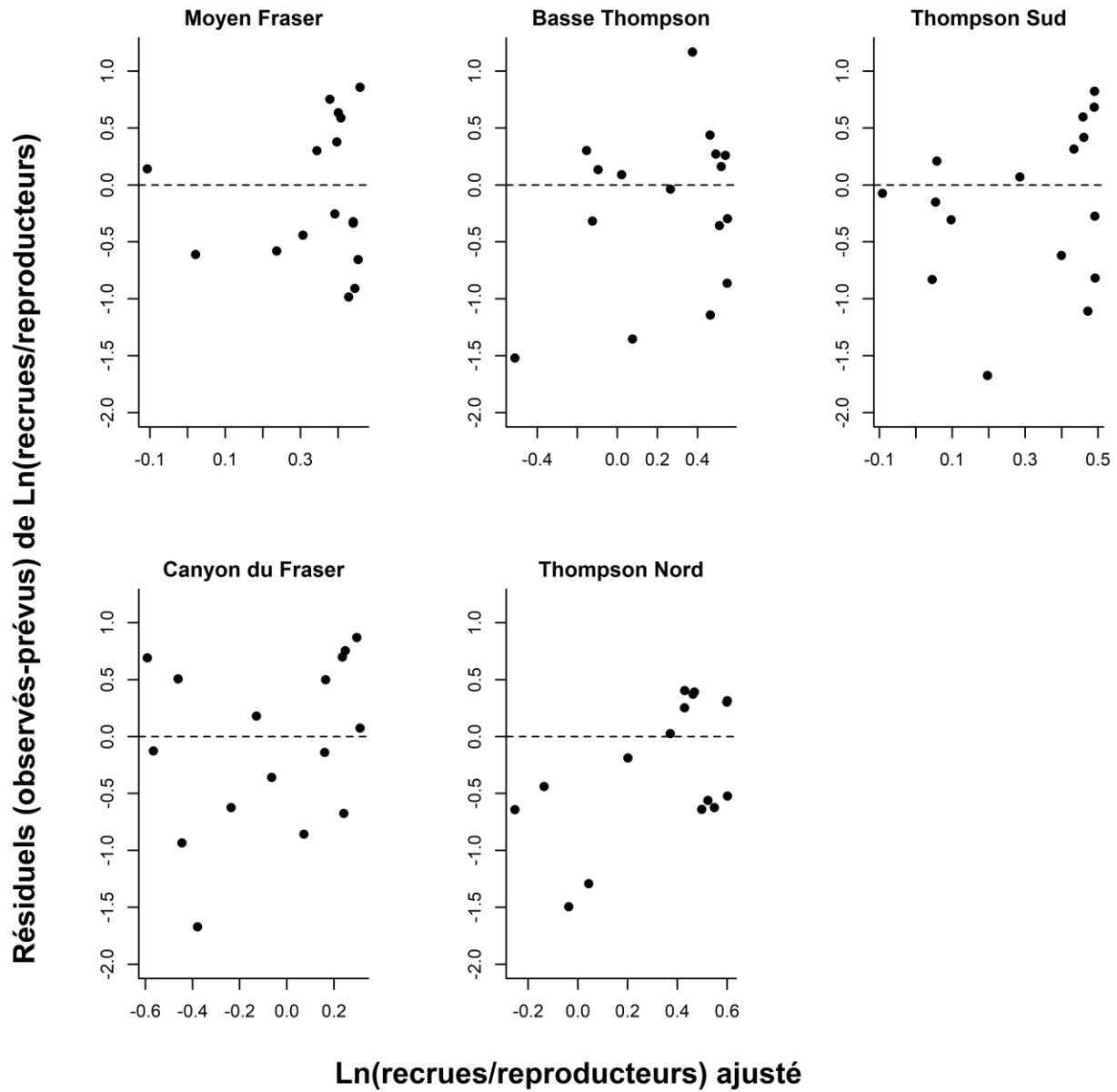


Figure 42. Résidus médians par rapport aux valeurs ajustées pour le modèle **Ricker-Dep** avec a priori informatif sur la capacité de charge et dynamique dépendante présumée et **aucune covariable de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte**.

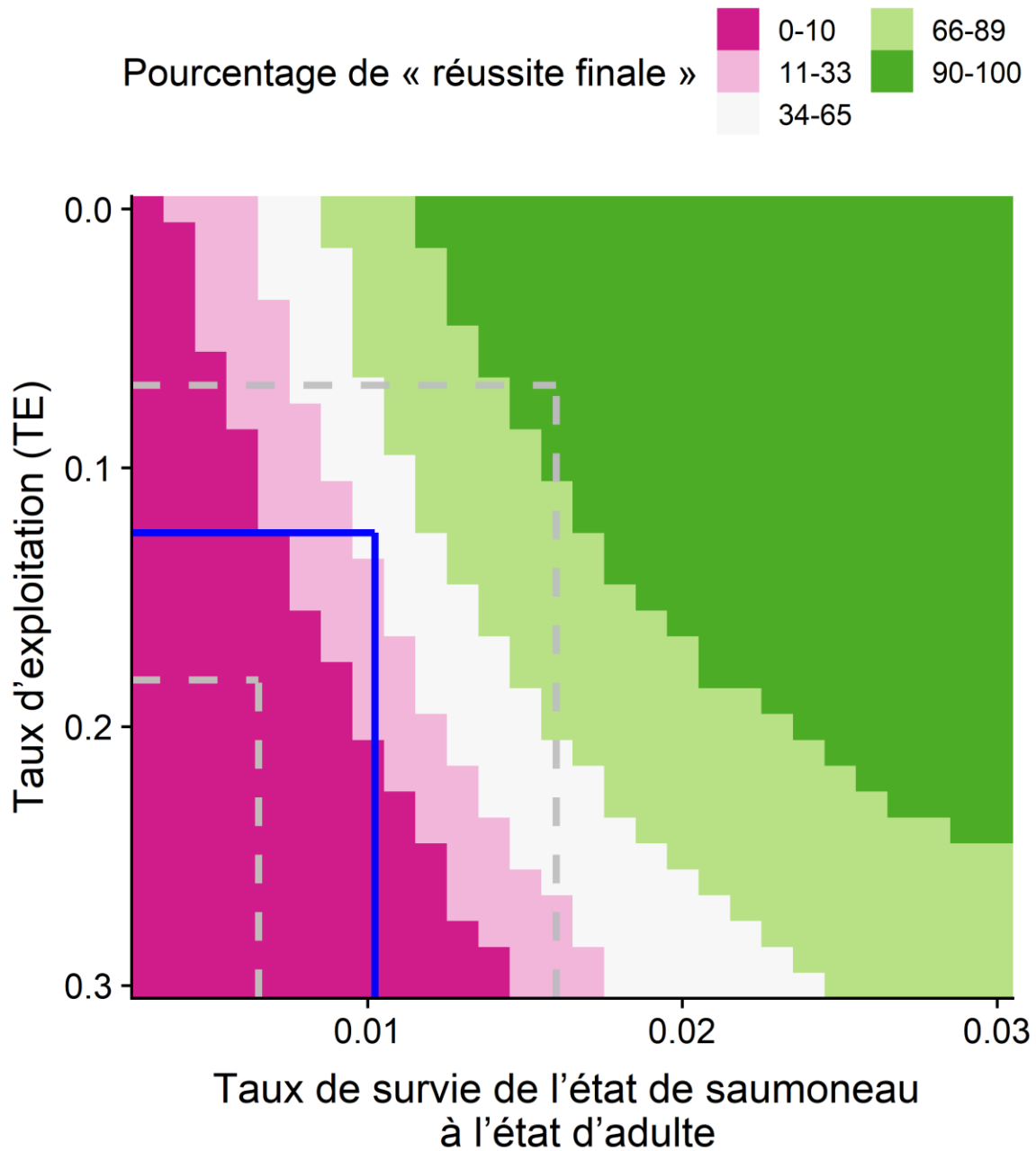


Figure 43. Proportion des résultats de simulation de Monte Carlo par le modèle de **Ricker** dont la moyenne géométrique sur trois ans est égale ou supérieure à 35 935 (« réussite finale »). Les lignes bleues se croisent aux moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation. Les lignes tiretées grises représentent un écart-type au-dessus et au-dessous de ces moyennes.

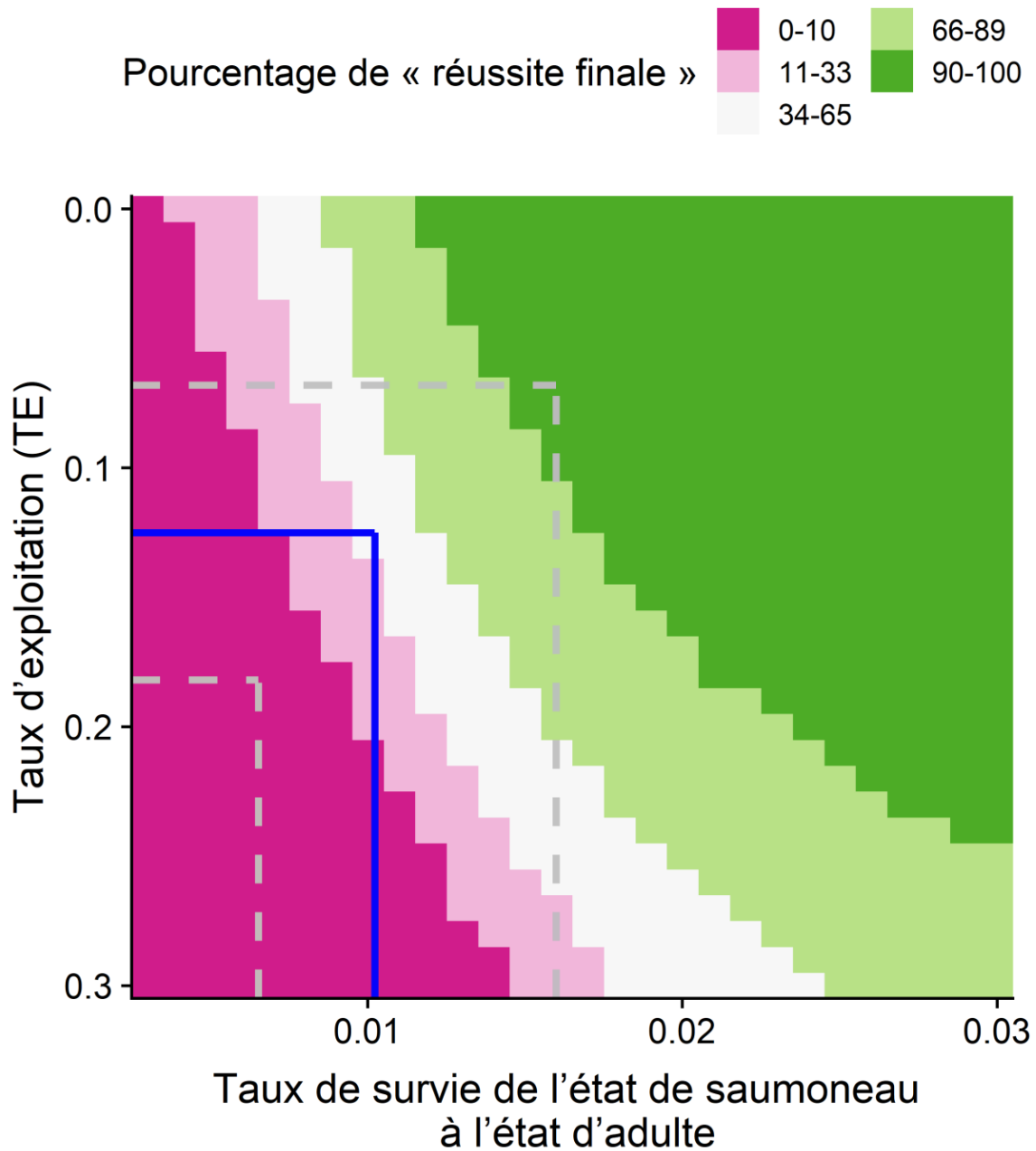


Figure 44. Proportion des résultats de simulation de Monte Carlo par le modèle **Ricker-PriorCap** dont la moyenne géométrique sur trois ans est égale ou supérieure à 35 935 (« réussite finale »). Les lignes bleues se croisent aux moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation. Les lignes tiretées grises représentent un écart-type au-dessus et au-dessous de ces moyennes.

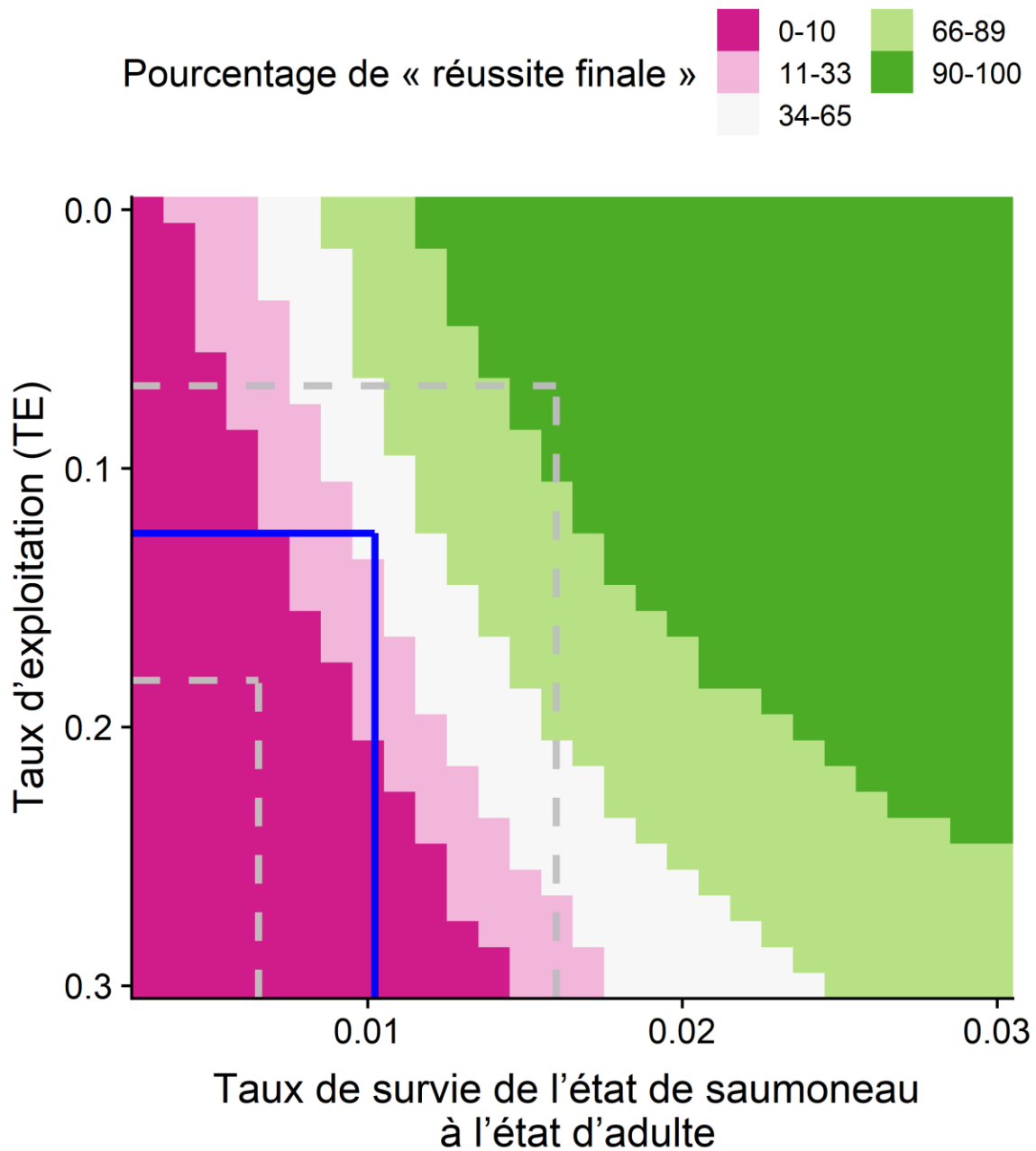


Figure 45. Proportion des résultats de simulation de Monte Carlo par le modèle **Ricker-Dep** dont la moyenne géométrique sur trois ans est égale ou supérieure à 35 935 (« réussite finale »). Les lignes bleues se croisent aux moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation. Les lignes tiretées grises représentent un écart-type au-dessus et au-dessous de ces moyennes.

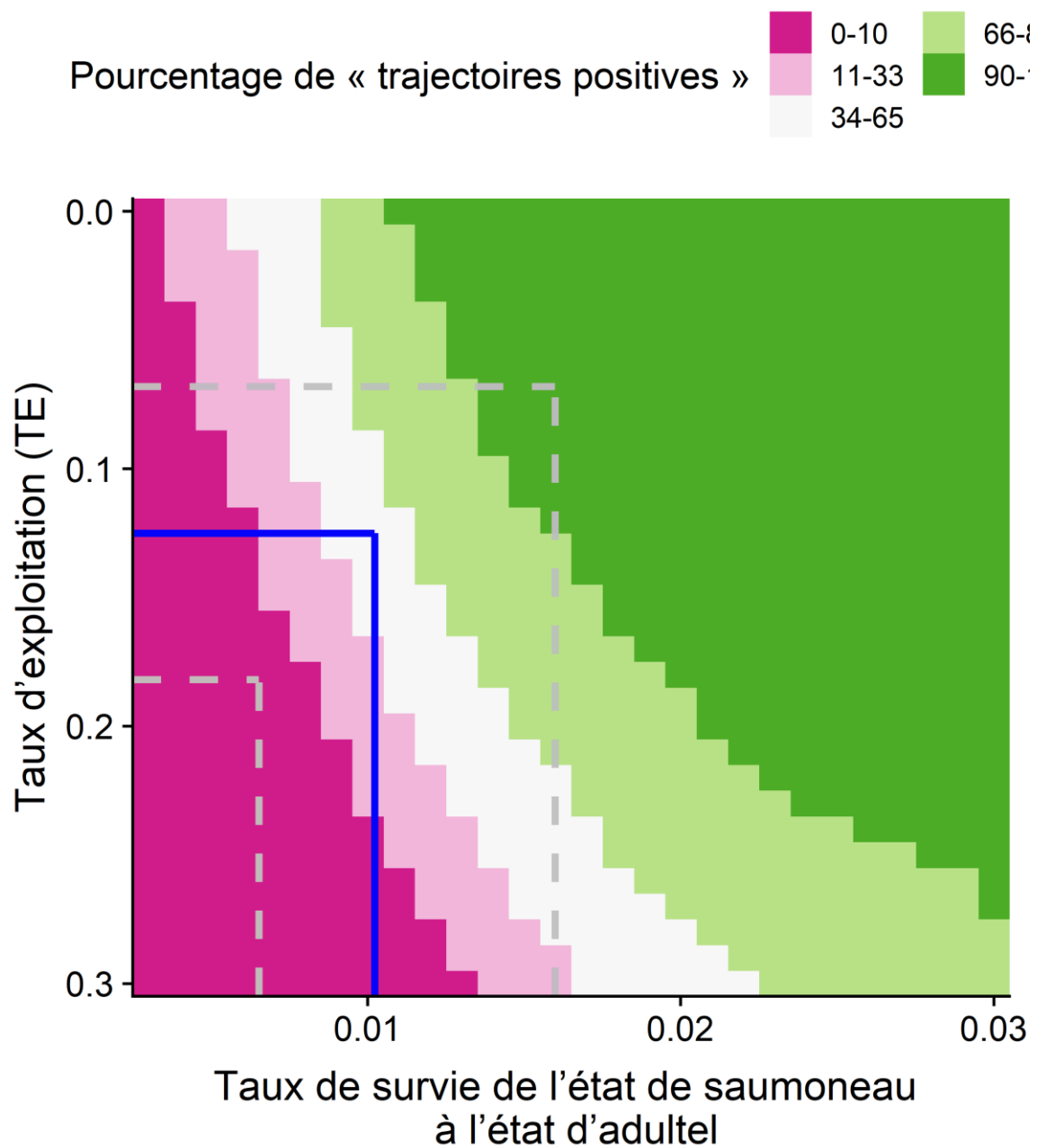


Figure 46. Proportion des résultats de la simulation de Monte Carlo du modèle de **Ricker** où la trajectoire de population est positive (« Trajectoire positive »). Les lignes bleues se croisent aux moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation. Les lignes tiretées grises représentent un écart-type au-dessus et au-dessous de ces moyennes.

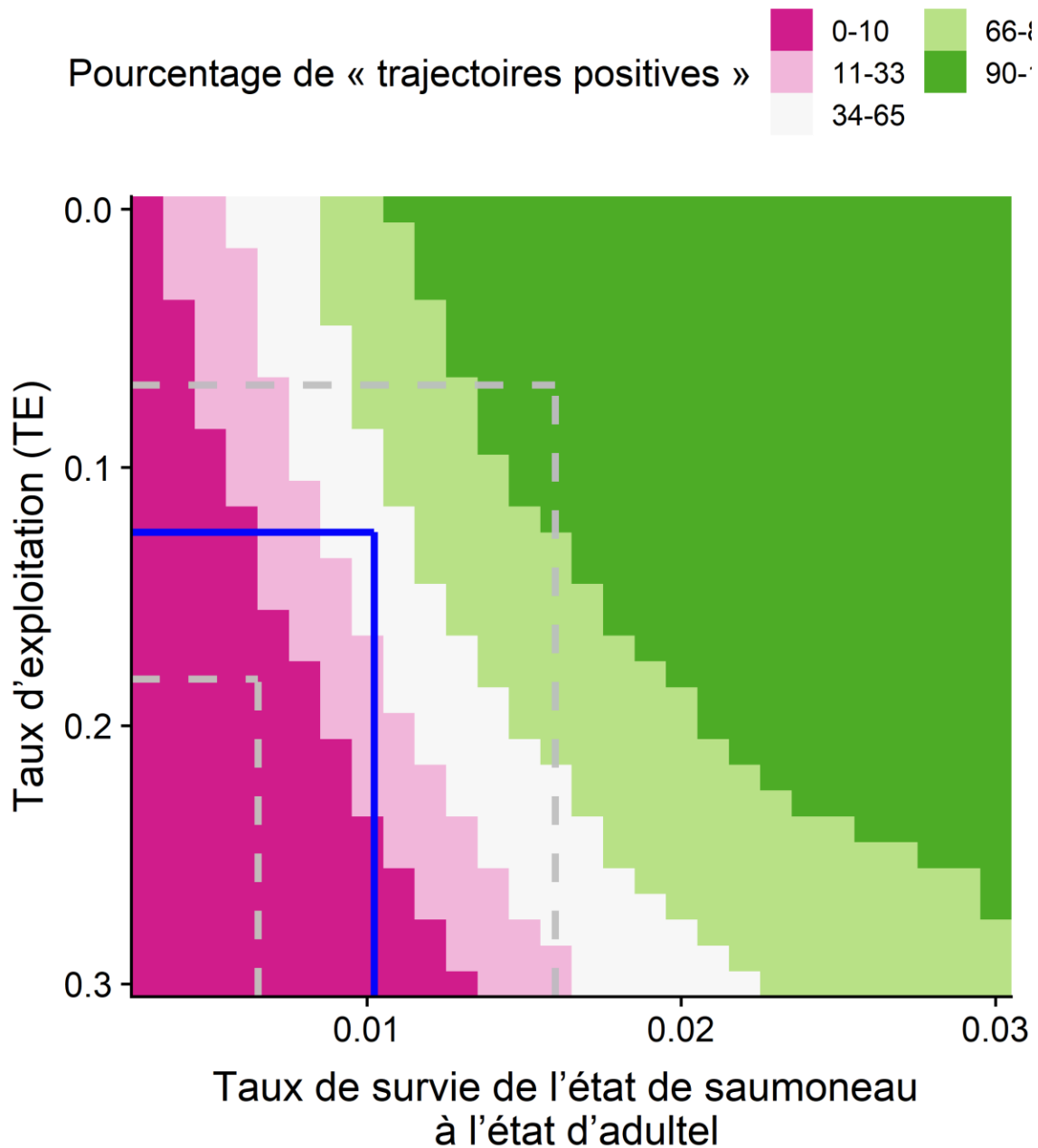


Figure 47. Proportion des résultats de la simulation de Monte Carlo du modèle **Ricker-PriorCap** où la trajectoire de population est positive (« Trajectoire positive »). Les lignes bleues se croisent aux moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation. Les lignes tiretées grises représentent un écart-type au-dessus et au-dessous de ces moyennes.

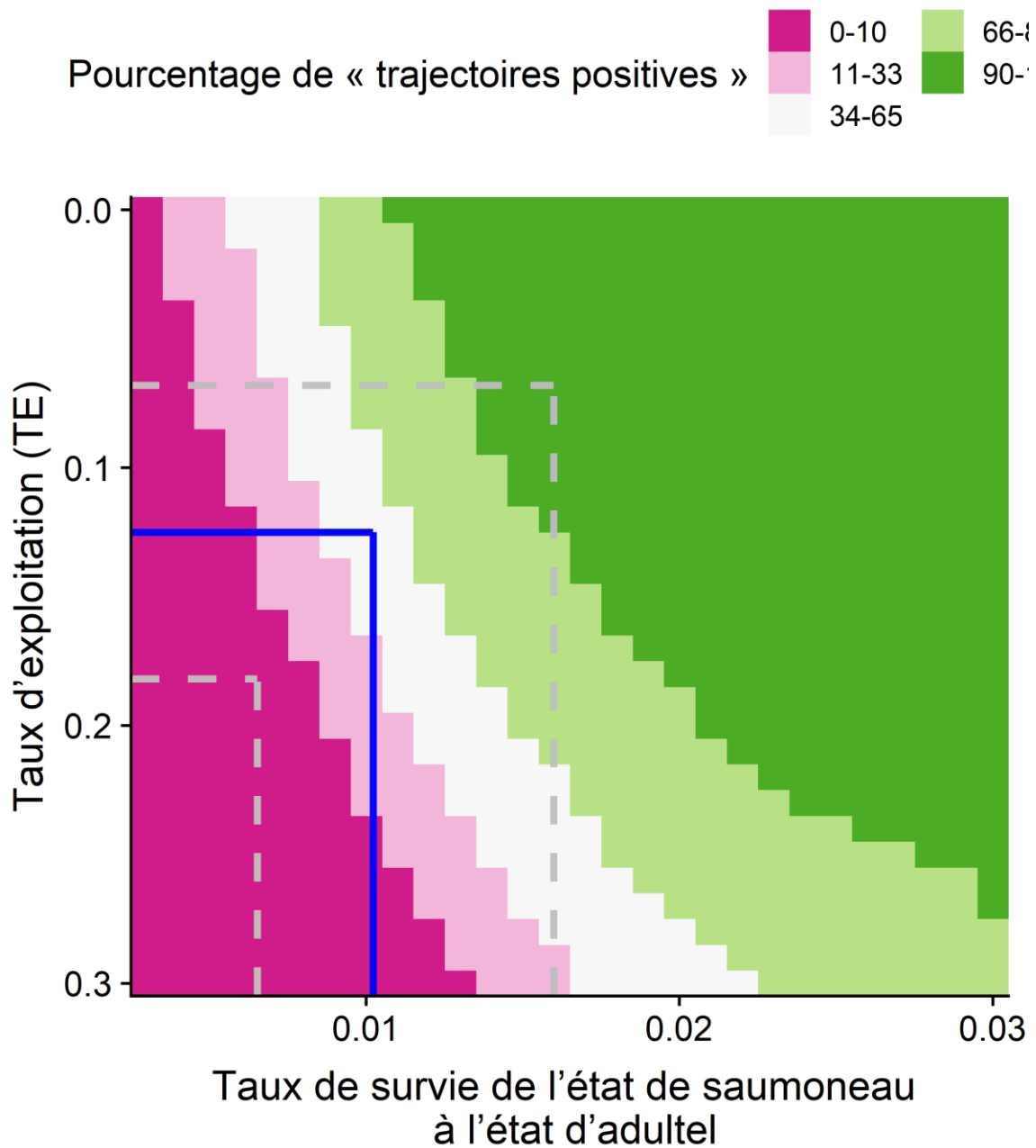


Figure 48. Proportion des résultats de la simulation de Monte Carlo du modèle **Ricker-Dep** où la trajectoire de population est positive (« Trajectoire positive »). Les lignes bleues se croisent aux moyennes actuelles du taux de survie du stade de saumoneau au stade d'adulte et du taux d'exploitation. Les lignes tiretées grises représentent un écart-type au-dessus et au-dessous de ces moyennes.

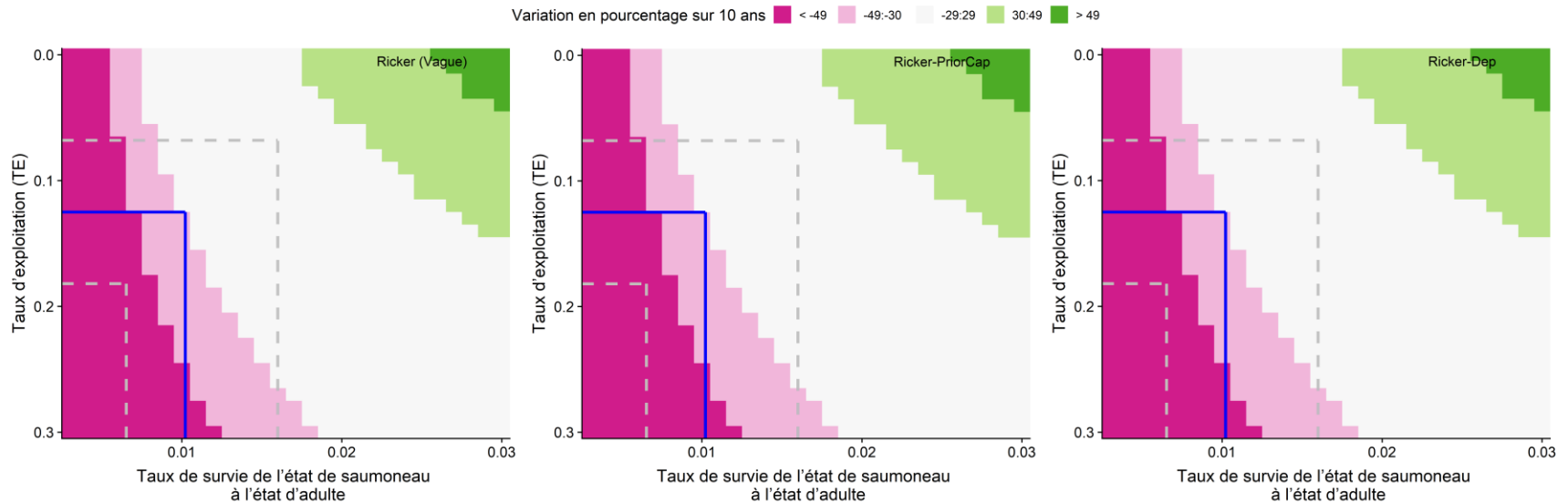


Figure 49. Variation médiane en pourcentage dans le modèle de Ricker (graphique de gauche), le modèle Ricker-PriorCap (graphique du milieu) et le modèle Ricker-Dep (graphique de droite) sur dix ans d'après les essais de simulation. La ligne bleue indique la moyenne actuelle de la survie du stade de saumoneau au stade d'adulte ou du taux d'exploitation, et les lignes tiretées grises se trouvent à un écart-type près de chaque moyenne. L'échelle des couleurs est liée par -100 et 100, de sorte que les valeurs qui étaient plus petites ou plus grandes sont représentées par la couleur saturée.